

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

Nathalie Saint-Jacques

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

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*, ministère de l'Environnement et de
la Faune (éd.), Direction des écosystèmes aquatiques,
Québec, envirodoq n° EN980604, rapport n° EA-13,
section 5.

RÉSUMÉ

Vingt et une stations réparties depuis
l'embouchure de la rivière Richelieu jusqu'à
Lacolle ont été échantillonnées afin d'évaluer
l'impact des pressions urbaines, industrielles et
agricoles sur l'intégrité biotique du milieu aquatique.
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. Les résultats obtenus
dévoilent une dégradation particulièrement notable
du milieu à proximité des agglomérations de Saint-
Jean-sur-Richelieu, Beloeil et Saint-Denis;
agglomérations dont les eaux usées n'étaient pas
encore traitées lors de la période d'échantillonnage
de 1995.

Dans l'ensemble, le secteur amont de la rivière, situé
entre Lacolle et Chambly, affiche une intégrité jugée
moyenne. Les prises par unité d'effort (PUE) et la
proportion des cyprinidés insectivores diminuent,
alors que le taux d'anomalies externes (DELTA) atteint
des proportions alarmantes. En effet, à 87,5 % des
stations du secteur, on recense des poissons dont
l'état de santé est mauvais (DELTA > 5%). Les rejets
non traités (domestiques et industriels) de Saint-Jean-
sur-Richelieu favorisent la présence d'espèces
tolérantes à la pollution et provoquent une diminution
encore plus marquée de l'intégrité biotique, qui passe
de moyenne à faible.

On observe une récupération de l'écosystème entre
Chambly et Mont-Saint-Hilaire. Dans ce secteur, le
bassin de Chambly pourrait favoriser la
sédimentation de certains polluants et améliorer la
qualité du milieu. Le DELTA chez les communautés
diminue à moins de 5 %, et les cyprinidés
insectivores sont bien représentés (18 % à 35 % des
PUE). Cette récupération de l'écosystème n'est que
temporaire. Ainsi, à partir de Beloeil, l'intégrité
biotique chute jusqu'en aval de Saint-Ours. L'indice
n'atteint que 36 unités en aval de Saint-Denis et
Saint-Ours. À Saint-Denis, la demande biochimique
en oxygène dépasse le critère établi (3,0 mgL⁻¹) pour
la protection de la vie aquatique, ce qui confirme
l'apport notable de substances putrescibles par les
eaux non traitées du secteur.

Globalement, sur les 117,8 kilomètres de rivière
étudiés, l'intégrité biotique est cotée bonne sur
33,6 km (28,5 %), moyenne sur 65,7 km (55,8 %) et
faible sur 18,5 km (15,7 %).

Mots clés : rivière, indice d'intégrité biotique (IIB),
communautés ichthyologiques, habitat, densité,
biomasse, richesse spécifique, taille, tolérance à la
pollution, niveau trophique, anomalies externes
(DELTA).

TABLE DES MATIÈRES

Introduction.....	5.2
Aire d'étude.....	5.2
Matériel et méthodes.....	5.3
Échantillonnage.....	5.3
Traitement des données.....	5.6
Résultats et discussion.....	5.9
Habitats et associations ichthyologiques.....	5.9
Densité.....	5.12
Biomasse.....	5.16
Nombre et diversité des espèces.....	5.17
Niveau de tolérance à la pollution.....	5.19
Niveaux trophiques.....	5.19
Anomalies externes.....	5.20
Indice de Well Being.....	5.26
Indice d'intégrité biotique.....	5.30
Synthèse et conclusion.....	5.34
Remerciements.....	5.36
Références bibliographiques.....	5.36
Annexes	

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, à la productivité et à 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 système que celui résultant de l'analyse chimique de la colonne d'eau (Yoder et Rankin, 1995). La surveillance d'un milieu 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).

La présente étude vise donc à caractériser l'état de santé des communautés piscicoles de la rivière Richelieu, afin d'évaluer l'intégrité biotique globale de cet important tributaire du fleuve Saint-Laurent. Si la condition de ces communautés s'avère inacceptable, les interventions d'assainissement entreprises depuis de nombreuses années devront s'intensifier sur plusieurs plans, tout dépendant des sources de pollution.

Les objectifs particuliers de l'étude 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 entre les différents habitats et la structure des communautés, nombre d'espèces, composition trophique, niveau de

tolérance à la pollution et fréquence d'anomalies externes;

2. faire l'adéquation entre l'état des communautés ichthyologiques et les différentes sources de pollution;
3. évaluer, de façon globale, la santé de l'écosystème fluvial à l'aide de l'indice d'intégrité biotique (IIB) élaboré par Karr (1981) et adapté par Richard (1994; 1996) au contexte québécois;
4. identifier les secteurs où de nouveaux efforts d'assainissement devront être amorcés et ceux où les efforts en cours devront s'intensifier.

De plus, cette étude servira de document de base pour évaluer, dans les années futures, le degré de régénération biologique résultant des interventions d'assainissement, tant aux niveaux urbain et industriel qu'agricole.

AIRE D'ÉTUDE

L'ensemble de l'information présentée dans cette section est tiré de Piché et Simoneau (1998).

La rivière Richelieu prend sa source au sud du lac Champlain situé dans les États américains de New York et du Vermont. Elle draine un bassin versant d'une superficie de 23 720 km². Au total, 84 % de cette superficie se trouve en territoire américain (19 845 km²). La portion québécoise du tronçon draine une région de 3 874 km² et s'inscrit à l'intérieur d'un quadrilatère, dont les coordonnées géographiques vont du 72° 15' au 73° 37' de longitude ouest et du 45° 00' au 46° 05' de latitude nord.

La présente étude exclut le sous-bassin de la baie Missisquoi (1 368 km²), pour se concentrer sur les 124 km du tronçon principal qui coule à travers les basses-terres du Saint-Laurent et qui débouche dans le fleuve Saint-Laurent, à la hauteur des Îles de Sorel.

Les terres cultivées occupent 56 % de la superficie de drainage. Cette vocation agricole s'explique par des caractéristiques pédologiques exceptionnelles et des conditions climatiques favorables. La densité animale est de 0,55 u.a. par superficie cultivée.

En 1996, près de 276 296 habitants étaient répartis dans les 54 municipalités qui se situent entre Lacolle et Sorel. Plusieurs villes avaient des eaux usées non traitées: Sainte-Marie-Madeleine, Saint-Jean-sur-Richelieu, Saint-Luc, Iberville, L'Acadie, Carignan, Saint-Bruno, Saint-Basile le Grand, Ottenburn Park, McMasterville, Mont-Saint-Hilaire, Beloeil, Saint-Marc, Saint-Charles, Saint-Antoine et Saint-Denis. Au total, les eaux usées de 70 % de la population raccordée n'étaient pas traitées.

Entre 1995 et 1997, 50 industries ont été retenues pour effectuer des interventions d'assainissement. Cinq d'entre elles ont fermé depuis et 39 ont terminé leurs travaux d'assainissement. Il faut toutefois préciser que 18 de ces établissements rejettent leurs eaux de procédés dans des réseaux d'égout municipaux non desservis par une station d'épuration.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Échantillonnage

Au total, 21 stations réparties sur 117,8 km de rivière ont été échantillonnées pour évaluer la structure et l'état de santé des communautés piscicoles de la rivière Richelieu. L'échantillonnage a été effectué à une seule reprise entre la mi-août et la fin septembre 1995. L'emplacement des stations apparaît à la figure 1, tandis que les coordonnées géographiques ainsi que les dates d'échantillonnage se trouvent à l'annexe 1.

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

Certaines stations situées immédiatement en amont des sources ponctuelles de pollution servaient de stations témoins. D'autres stations situées en aval des rejets permettaient d'évaluer l'effet immédiat des polluants. Les stations restantes, réparties de façon équidistante le long du tronçon fluvial, permettaient d'évaluer la distance requise pour la récupération de l'écosystème et l'importance des sources de pollution diffuse. Dans la mesure du possible, l'ensemble des stations se trouvaient dans des habitats comparables pour ce qui est de la vitesse du courant et de la nature du substrat. Une fiche d'évaluation des caractéristiques du milieu permettait d'assurer cette prémisses.

L'échantillonnage des poissons a été effectué en embarcation à 20 des 21 stations et à gué à la station située en aval des rapides de Fryers (station 73,6), où il était impossible d'accéder 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 produisait 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 fournissait entre 1,5 et 7 ampères. Un schéma détaillé des appareils de pêche apparaît aux annexes 2a et 2b.

Dans le cas de la pêche en embarcation, tous les poissons étaient capturés en parcourant les deux rives, sur une longueur de 500 m. La pêche à gué, elle, se faisait sur chacune des rives, sur une distance de 50 m. Peu importe 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 d'ouverture de maille (maille étirée).

Les spécimens capturés étaient transportés dans des glacières jusqu'au laboratoire, où le dénombrement et l'identification à l'espèce avaient lieu. Seuls les poissons cyprinidés (menés) 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 % avant leur transport au laboratoire. L'identification a été faite à partir des clés taxonomiques de Scott et Crossman (1973) et de Legendre (1960). 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; leur degré de tolérance à la pollution et leur niveau trophique y sont précisés. Les noms scientifiques ont été tirés de Robins *et al.* (1991); Scott et Crossman (1973) ont servi de référence pour les noms vernaculaires.

Un sous-échantillon d'un maximum de 20 individus par espèce, représentatifs de chacune des classes de tailles, étaient mesurés (longueur à la fourche) à chaque station d'échantillonnage pour examiner et dénombrer les anomalies externes énumérées à l'annexe 3. Ce sous-échantillon a servi au calcul du pourcentage de l'ensemble des poissons capturés affectés par des anomalies. En dernier lieu, pour certains spécimens, un rapport de nécropsie produit

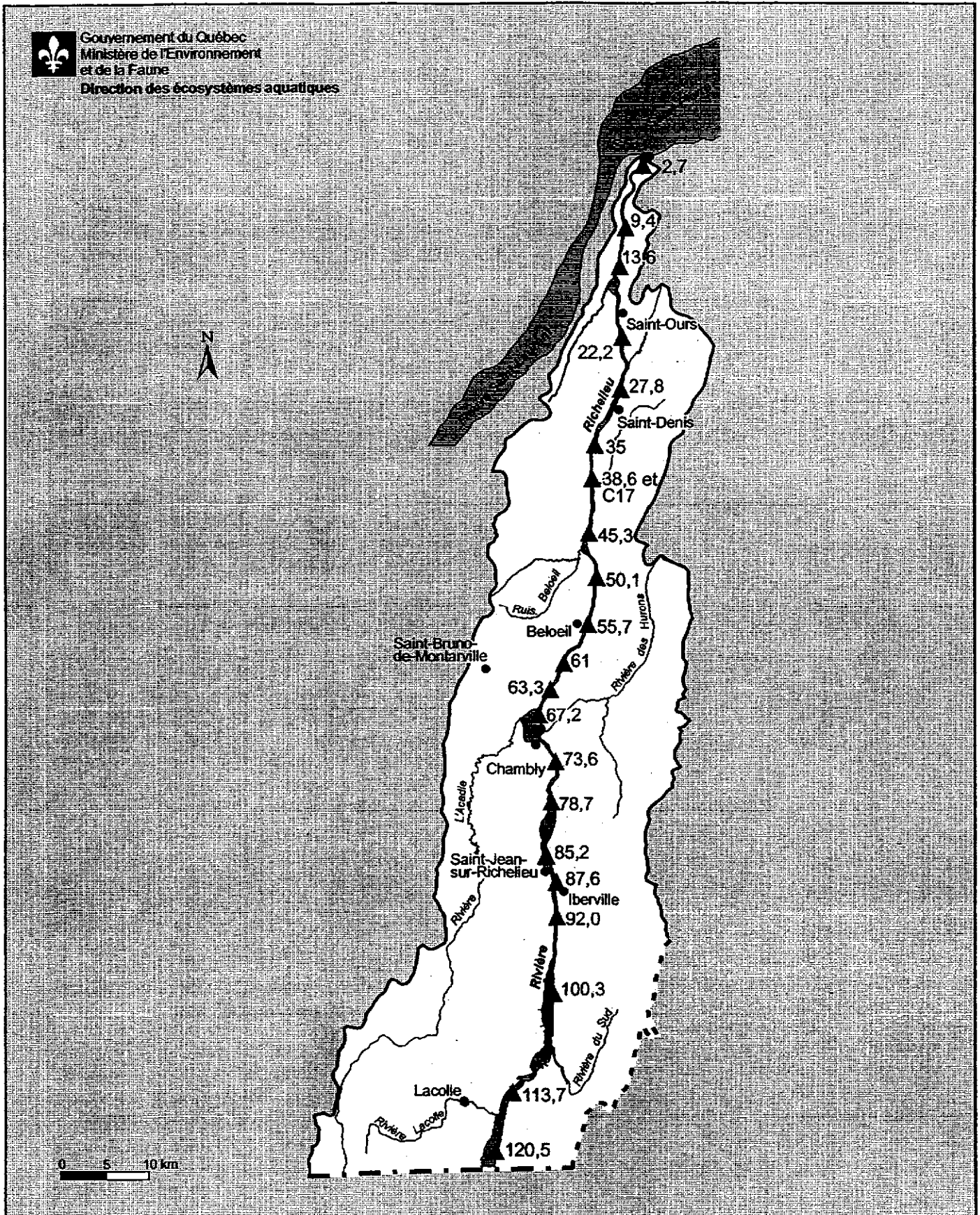


Figure 1 Emplacement des stations d'échantillonnage sur la rivière Richelieu en 1995

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

Nom scientifique	Nom vernaculaire	Tolérance à la pollution	Niveau trophique ¹	Code ²
Amiidae <i>Amia calva</i>	poisson-castor	intermédiaire	piscivore	amca
Anguillidae <i>Anguilla rostrata</i>	anguille d'Amérique	intermédiaire	piscivore	anro
Atherinidae <i>Labidesthes sicculus</i>	crayon d'argent	intermédiaire	insectivore	lasi
Catostomidae <i>Catostomus commersoni</i> <i>Moxostoma anisurum</i> <i>Moxostoma hubbsi</i> <i>Moxostoma macrolepidotum</i> <i>Moxostoma valenciennesi</i>	meunier noir chevalier blanc chevalier cuivré chevalier rouge chevalier jaune	tolérant intermédiaire intolérant ⁷ intermédiaire intolérant	omnivore insectivore insectivore ³ insectivore insectivore	caco moan mohu moma mova
Centrarchidae <i>Ambloplites rupestris</i> <i>Lepomis gibbosus</i> <i>Micropterus dolomieu</i> <i>Micropterus salmoides</i> <i>Pomoxis nigromaculatus</i>	crapet de roche crapet-soleil achigan à petite bouche achigan à grande bouche marigane noire	intermédiaire intermédiaire intermédiaire tolérant intermédiaire	piscivore insectivore piscivore piscivore insectivore	amru legi mido misa poni
Clupeidae <i>Alosa sapidissima</i>	alose savoureuse	indéterminé	planctivore ⁴	alsa
Cottidae <i>Cottus bairdi</i>	chabot tacheté	intermédiaire	insectivore	coba
Cyprinidae <i>Cyprinella spiloptera</i> <i>Cyprinus carpio</i> <i>Exoglossum maxillingua</i> <i>Hybognathus regius</i> <i>Luxilus cornutus</i> <i>Notemigonus crysoleucas</i> <i>Notropis atherinoides</i> <i>Notropis bifrenatus</i> <i>Notropis heterodon</i> <i>Notropis hudsonius</i> <i>Notropis stramineus</i> <i>Notropis volucellus</i> <i>Pimephales notatus</i> <i>Pimephales promelas</i> <i>Semotilus corporalis</i>	méné bleu carpe bec-de-lièvre méné d'argent méné à nageoires rouges chatte de l'est méné émeraude méné d'herbe menton noir queue à tache noire méné paille méné pâle ventre-pourri tête-de-boule ouitouche	intermédiaire tolérant intermédiaire ⁵ tolérant ⁶ intermédiaire tolérant intermédiaire intolérant ^{8,9} intolérant intermédiaire intermédiaire intolérant tolérant tolérant indéterminé	insectivore omnivore insectivore ⁴ herbivore ⁷ insectivore omnivore insectivore insectivore ^{4,5} insectivore insectivore insectivore insectivore omnivore omnivore	cysp cyca exma hyre luco nocr noat nobi nohd nohu nost novo pino pipr seco
Cyprinodontidae <i>Fundulus diaphanus</i>	fondule barré	intolérant	insectivore	fudi
Esocidae <i>Esox a. americanus</i> <i>Esox lucius</i>	brochet d'Amérique grand brochet	indéterminé intermédiaire	piscivore ⁴ piscivore	esam eslu
Gadidae <i>Lota lota</i>	lotte	intermédiaire	piscivore	lolo
Hiodontidae <i>Hiodon tergisus</i>	laquaiche argentée	intolérant	insectivore	hite
Ictaluridae <i>Ameiurus nebulosus</i> <i>Noturus flavus</i> <i>Noturus gyrinus</i>	barbotte brune barbotte des rapides chat-fou brun	tolérant intolérant intermédiaire	insectivore insectivore insectivore	amne nofl nogy
Lepisosteidae <i>Lepisosteus osseus</i>	lépisosté osseux	intermédiaire	piscivore	leos

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

Nom scientifique	Nom vernaculaire	Tolérance à la pollution	Niveau trophique ¹	Code ²
Percidae				
<i>Etheostoma nigrum</i>	raseux-de-terre-noir	intermédiaire	insectivore	etni
<i>Etheostoma olmstedi</i>	raseux-de-terre-gris	tolérant ^{10,11}	insectivore ¹²	etofl
<i>Etheostoma flabellare</i>	dard barré	intermédiaire	insectivore	etfl
<i>Perca flavescens</i>	perchaude	intermédiaire	piscivore	pefl
<i>Percina caprodes</i>	dard-perche	intermédiaire	insectivore	peca
<i>Stizostedion vitreum</i>	doré	intermédiaire	piscivore	stvi
Percopsidae				
<i>Percopsis omiscomaycus</i>	omisco	intermédiaire	insectivore	peom
Petromyzontidae				
<i>Ichthyomyzon unicuspis</i>	lamproie argentée	intermédiaire	parasite ⁴	icun
<i>Lampetra appendix</i>	lamproie de l'est	intolérant ¹³	filtreur ⁴	laap

¹ âge adulte² codes pour la figure 12³ Mongeau *et al.*, 1992⁴ Scott et Crossman, 1973⁵ Crossman et Holm, 1996⁶ Mandrak et Ramshaw, 1998⁷ Hlohowskyj *et al.*, 1989⁸ Halliwell *et al.*, 1998⁹ Whittier et Hughes, 1998 ¹³ Lyons, 1992¹⁰ Tsai, 1972¹¹ Goodchill, 1993¹² Tel que revu par Goodchill, 1993

par la faculté de médecine vétérinaire de l'Université de Montréal a permis de préciser la nature de certaines anomalies (Mikaelian et Martineau, 1996).

Traitement des données

Les variables retenues pour caractériser les habitats ichthyologiques 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 mètre 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 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 aux pourcentages de chacun des types de

substrat retrouvés à chaque station (ex. : argile-limon, sable, gravier, galet, bloc roc).

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

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

Une analyse de groupement basée sur les caractéristiques physiques de chacune des stations a été faite à l'aide du logiciel SAS (SAS INSTITUTE, 1990). Cette analyse avait pour but de grouper les stations dont l'habitat est similaire et de présenter la structure globale des habitats échantillonnés. Le coefficient d'association sélectionné (distance euclidienne) a été calculé à partir des données centrées réduites. À la suite d'un examen des

distributions, les données continues (largeur, altitude, pente, profondeur, hétérogénéité du substrat) utilisées dans cette analyse ont 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 l'utilisation de variables dotées d'unités différentes et ramène les valeurs associées à chacune des variables dans un ordre de grandeur comparable, soit une moyenne de "0" et une variance n'excédant jamais "1" (Pielou, 1984; Manly, 1990). Cela 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). La méthode de groupement par agglomération hiérarchique à liens complets a été retenue pour dissocier les stations se distinguant par des discontinuités marquées (c'est-à-dire des habitats très différents; Legendre et Legendre, 1983). La robustesse des résultats a été vérifiée à l'aide de l'analyse en composantes principales (PCA) présentée à l'annexe 4.

À chaque station, l'abondance des poissons a été exprimée en prises par unité d'effort (PUE) et en biomasse par unité d'effort (BUE) (annexes 5 et 6). Ces variables traduisent respectivement le nombre total de poissons capturés et la biomasse totale (g) prélevée par minute de pêche, c'est-à-dire pour chaque minute où un courant électrique a été appliqué à la masse d'eau.

Une analyse de groupement basée sur les données de présence/absence de chacune des espèces a été effectuée à l'aide du progiciel R (Legendre et Vaudor, 1991), afin de dégager les principales associations piscicoles. Le degré de dépendance entre les différentes espèces a été calculé avec le coefficient d'association de Fager et McGowan (S_{24}), coefficient de similarité qui exclut les doubles zéros (Legendre et Legendre, 1983). Par la suite, une analyse de groupement par agglomération hiérarchique à liens complets a permis de regrouper les stations ayant un assemblage d'espèces similaires. La robustesse de cette analyse a été vérifiée à l'aide de l'analyse en composantes principales (PCA) présentée à l'annexe 7.

À chaque station et pour chacune des espèces, le nombre de poissons atteint par des anomalies externes a 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 et ensuite multipliée 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; Sanders *et al.*, 1997). Une relation a donc été établie entre la taille moyenne (données pondérées) des espèces, la taille moyenne de la communauté à chaque station et le pourcentage d'anomalies externes de type DELT (déformation, érosion des nageoires, lésions et tumeurs). Ces relations ont permis de déterminer quelles espèces et quelles stations présentaient des proportions d'anomalies supérieures à ce qui pourrait être attendu d'après la taille des organismes; indication d'un milieu très dégradé.

La longueur moyenne de la communauté ichthyologique à chaque station (L) est calculée en effectuant une moyenne pondérée de la façon suivante :

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

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

l_i = longueur moyenne des poissons de l'échantillon appartenant à l'espèce i .

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 aux pressions environnementales. Il incorpore à la fois l'abondance, la biomasse ainsi que la diversité spécifique de Shannon :

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

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

Cet indice serait positivement corrélé à la qualité de l'eau et à la qualité de l'habitat. 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. Cependant, l'IWB atteint parfois une valeur supérieure en milieu dégradé qu'en milieu naturel, car l'augmentation de l'abondance des espèces tolérantes en milieu dégradé ne correspond généralement qu'à 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 milieu pollué, 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.

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 milieu relativement naturel et une valeur supérieure à 1 en milieu dégradé (Ohio EPA, 1987b). Les résultats obtenus pour les rivières L'Assomption, Saint-Esprit, Saint-François, Magog (Richard, 1994; 1996) et Châteauguay (La Violette et Richard, 1996) appuient cette affirmation.

Il faut toutefois noter que l'application de cet indice nécessite la classification préalable de chacune des espèces en fonction de son niveau de tolérance à la pollution et de son niveau trophique. La classification retenue (tableau 1) a été tirée de Plafkin *et al.* (1989). Une cote intermédiaire a été assignée à la ouitouche, à l'aloise savoureuse et au brochet d'Amérique, leur niveau de tolérance à la pollution étant inconnu.

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 cadre des activités de suivi biologique (Fausch *et al.*, 1984; Karr *et al.*, 1985; Angermeier et Karr, 1984; Karr *et al.*, 1986; Leonard et Orth, 1986; Hughes et Gammon, 1987; Karr, 1987; Miller *et al.*, 1988; Crumby *et al.*, 1990; Bramblett et Fausch, 1991; Karr, 1991; Adams *et al.*, 1993; Allan *et al.*, 1997).

L'intégrité biotique est définie comme étant la capacité d'un écosystème à supporter et à maintenir une communauté d'organismes équilibrée, bien intégrée, capable de s'adapter au changement et ayant, pour une écorégion donnée, une composition spécifique, une diversité et une organisation fonctionnelle comparables à celle d'un écosystème naturel (Karr et Dudley, 1981; Callicott, 1995). Une définition plus récente précise qu'un écosystème est considéré en santé lorsque son potentiel inhérent est réalisé, sa condition est stable, sa capacité à se régénérer est préservée et qu'il a besoin d'un minimum de support externe pour perdurer (Karr *et al.*, 1986).

Pour calculer cet indice, Karr (1981) intègre douze variables qui explorent 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-entendent. Au Québec, l'indice élaboré par Karr (1981) 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, l'identification des individus hybrides est difficilement réalisable (Bramblett et Fausch, 1991) et n'est donc pas facilement utilisable.

Ainsi, des douze variables incluses initialement dans l'IIB, cinq (variables 2 à 6; tableau 3) ont été retenues telles quelles en raison de leur invariabilité 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). Une variable a été modifiée (variable 7), une ajoutée (variable 1) et six rejetées (voir Richard, 1996).

Les valeurs obtenues pour chacune des variables sont comparées à des critères qui définissent la qualité de l'écosystème (tableau 3).

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.

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 (Richard, 1994). Aucune classe ne peut être calculée en l'absence de poisson. 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.

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 de bien évaluer l'effet des polluants sur la composition et la diversité des communautés de poissons, nous devons donc, à priori, comprendre le rôle de l'habitat dans la structuration de la communauté.

La figure 2 présente un schéma du regroupement des stations d'échantillonnage en fonction des caractéristiques physiques de leur habitat. En retenant 1,5 comme niveau de fusion, l'analyse de groupement dégage trois associations distinctes. La première association (groupe I) renferme 13 des 21 stations. Ces stations se situent en basse altitude (2 à 8 m) et se caractérisent principalement par une profondeur maximale plus élevée qu'ailleurs sur le tronçon et par des eaux turbides (tableau 4, annexe 4). Le groupe II comprend les stations situées en haute altitude (22 à 28 m), soit le secteur compris entre Lacolle et les rapides de Fryers (tableau 4; figures 1, 2; annexe 4).

Ces stations ont une pente moyenne plus prononcée que celles du groupe I (0,26 m/km par rapport à 0,15 m/km) et des eaux claires (tableau 4). La station 73,6 constitue le troisième groupement. Elle se démarque des autres groupes par sa pente, qui est 7 à 13 fois plus élevée en moyenne que celle des stations des groupes II et I (soit 1,96 par rapport à 0,26 et 0,15 m/km). De plus, les eaux sont peu profondes à cette station et leur écoulement est rapide (tableau 4).

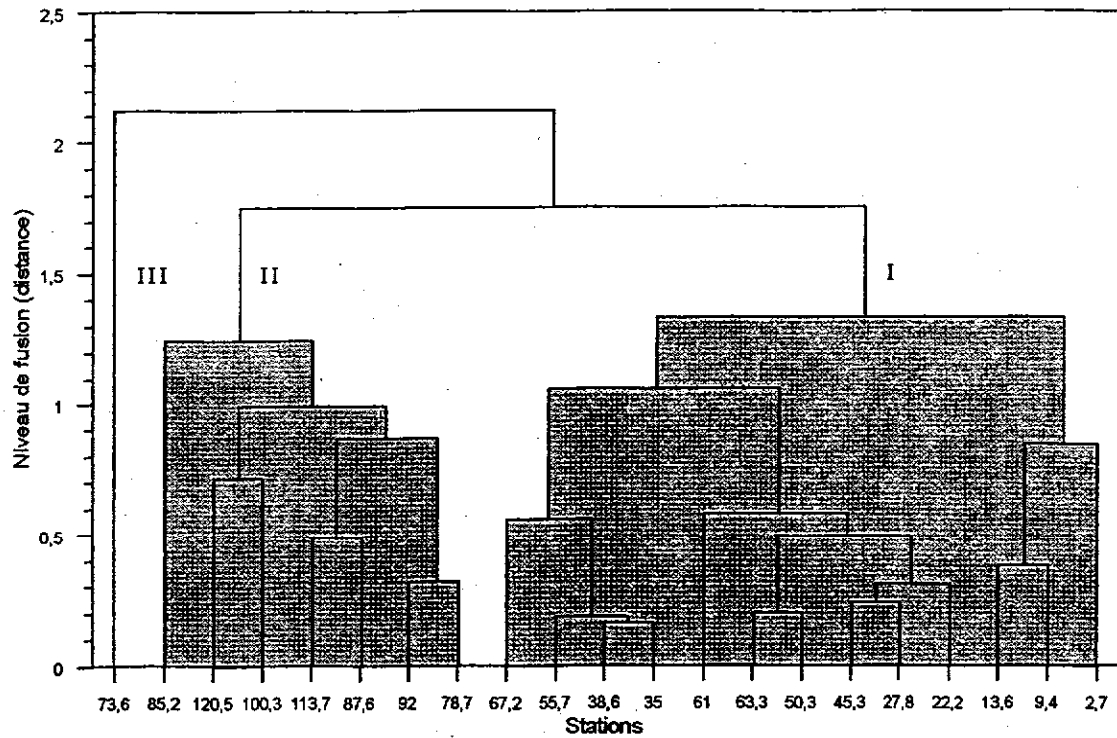


Figure 2 Groupement des stations de la rivière Richelieu selon leurs caractéristiques d'habitat ichthyologique

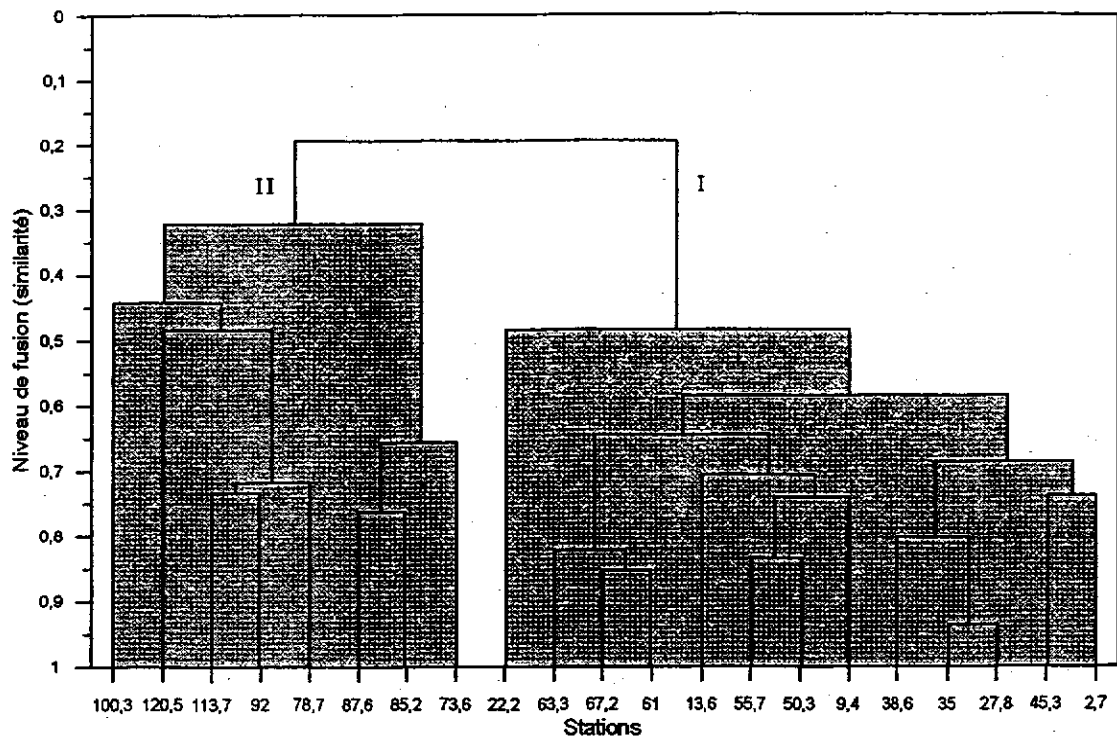


Figure 3 Groupement des stations de la rivière Richelieu selon leurs compositions ichthyologiques

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

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
2,7	I	200	2,0	0,16	11	lente	moyenne	Bloc-galet	1,0	faible à modérée
9,4	I	250	3,0	0,11	7,0	lente	moyenne	Sable-gravier	0,3	modérée
13,6	I	275	3,5	0,09	5,8	lente	moyenne	Sable-gravier	0,6	modérée à abondante
22,2	I	350	3,5	0,09	4,8	lente	moyenne	Argile-limon	1,1	abondante
27,8	I	300	4,0	0,06	5,0	lente	moyenne	Argile-limon	1,8	abondante
35,0	I	250	4,5	0,17	6,5	lente	moyenne	Bloc-galet	1,9	abondante
38,6	I	250	5,0	0,07	5,5	lente	moyenne	Bloc-galet	2,2	abondante
45,3	I	300	5,5	0,10	5,0	lente	moyenne	Argile-limon / sable-gravier	1,5	abondante
50,3	I	250	6,0	0,09	6,0	lente	moyenne	Argile-limon / sable-gravier	1,9	abondante
55,7	I	275	6,5	0,09	7,0	lente	moyenne	Bloc-galet	2,2	abondante
61,0	I	300	7,0	0,22	6,0	lente	faible	Argile-limon	1,3	abondante
63,3	I	250	7,5	0,13	8,0	lente	moyenne	Argile-limon / sable-gravier	1,6	abondante
67,2	I	225	8,0	0,63	8,0	lente	moyenne	Bloc-galet	2,2	modérée à abondante
73,6	III	225	12,0	1,96	1,3	rapide	élevée	Bloc-galet	1,9	modérée à abondante
78,7	II	300	22,0	0,14	5,0	lente	élevée	Sable-gravier	1,2	abondante
85,2	II	425	23,0	0,24	3,0	modérée	élevée/faible ³	Sable-gravier / bloc-galet	1,9	modérée
87,6	II	500	24,0	0,23	3,5	lente	élevée	Bloc-galet	2,1	modérée à abondante
92,0	II	300	25,0	0,12	8,5	lente	élevée	Sable-gravier	0,9	abondante
100,3	II	1150	26,0	0,07	3,0	lente	élevée	Sable-gravier	1,0	abondante
113,7	II	500	27,0	0,15	4,5	lente	élevée	Sable-gravier	1,8	abondante
120,5	II	1475	28,0	0,89	6,0	lente	élevée	Sable-gravier	1,1	abondante

¹ Groupes obtenus par analyse de groupement.

² Indice de diversité de Shannon-Weiner.

³ Transparence élevée pour l'ensemble de la station, mais faible à un endroit précis sur la berge.

Le type de substrat dominant et son hétérogénéité influencent très peu les groupes obtenus dans cette analyse, car leur variabilité entre les stations comprises au sein d'un même groupe est trop importante. La discrimination des groupes en fonction de ces variables est donc impossible. La densité des macrophytes ainsi que la largeur de la rivière sont aussi très variables et semblent, à prime abord, avoir peu d'influence sur l'association des stations. Ces variables influencent toutefois l'ordination de certaines stations, qui est obtenue par l'analyse en composantes principales, présentée à l'annexe 4. On remarque, par exemple, que les stations 100,3 et 120,5 occupent la portion négative de l'axe II, où les secteurs de rivière sont très larges. La station 2,7, pour sa part, occupe la portion positive de l'axe en raison de la densité de macrophytes, qui y est cotée de « faible à modérée ». Ces variables ont donc une influence sur le regroupement des stations, mais cette influence ne se détecte dans l'analyse de groupement qu'à un niveau de fusion d'environ 0,7 (figure 2).

Une analyse similaire à la précédente est présentée à la figure 3. Cette fois-ci, le groupement des stations d'échantillonnage a été effectué en fonction de leur composition ichthyologique plutôt qu'en fonction de la structure des habitats. En retenant un niveau de fusion de 0,2, on observe deux groupements de stations dotés d'un peuplement distinct. Comme les stations se positionnent à l'intérieur des mêmes groupes que ceux basés sur les caractéristiques d'habitat (à une exception près, soit la station 73,6), l'analyse démontre que les caractéristiques physiques du milieu influencent la composition des communautés piscicoles de la rivière Richelieu.

Le changement de pente observé entre les rapides de Fryers et Chambly (station 73,6) pourrait affecter la distribution des espèces entre l'amont et l'aval de la rivière. Il pourrait également expliquer certaines différences observées dans la composition des communautés des deux groupements de stations (tableau 4; figure 3). La présence du barrage de Chambly et des rapides de Fryers demeure cependant l'obstacle le plus plausible à la dispersion des espèces (voir Beecher *et al.*, 1988 pour différents types d'obstacles). La combinaison de ces différents facteurs, tous situés entre les stations 67,2 et 78,7 (secteur où les deux groupements de stations se distinguent) pourrait donc, en partie, expliquer le changement de composition dans l'assemblage des espèces entre l'amont et l'aval.

L'annexe 7 suggère toutefois que l'assemblage des espèces aux stations comprises dans les deux groupements (I et II) est non seulement influencé par les caractéristiques physiques de l'habitat mais aussi par la qualité de l'eau du milieu. On observe par exemple, aux stations du groupe I, une hausse de la productivité du milieu (azote, phosphore) couplée à une diminution de la transparence de l'eau causée par l'augmentation de la turbidité. Ces changements dans la qualité de l'eau ainsi que la présence d'eau plus profonde (Les eaux de ce secteur sont plus profondes.) pourraient expliquer le plus grand nombre d'espèces recensées au sein du groupe I, soit un nombre moyen de 20,5 espèces (minimum 17; maximum 24), comparativement à 16,7 (minimum 12; maximum 20) pour les stations du groupe II (figure 4). En effet, plusieurs auteurs mentionnent qu'une augmentation de l'espace vital permet la coexistence d'un plus grand nombre d'espèces (Jenkins et Freeman, 1972; Beecher *et al.*, 1988; Rahel et Hubert, 1991).

On compte 48 espèces de poissons, réparties à l'intérieur de 17 familles dans la rivière Richelieu (figure 4). Les plus communes font partie de deux principales associations désignées par A et B aux figures 4 et 5. Le groupe A comprend les espèces présentes dans l'ensemble des stations. Parmi elles, on retrouve le crapet soleil, le crapet de roche, la perchaude (100 % des stations), la chatte de l'est (95 % des stations) et le grand brochet (90 % des stations). La marigane noire, l'achigan à petite bouche, la carpe, le meunier noir et le ventre pourri sont aussi largement distribués (85 % des stations). Le groupe B comprend les espèces dont la distribution se limite largement aux stations situées en aval de la station 73,6, là où la présence des rapides, du barrage (Chambly) et du changement de pente abrupte pourraient agir comme barrière physique à l'évolution des espèces vers l'amont de la rivière.

Densité

La variation de la densité des poissons de l'amont vers l'aval semble être de nature aléatoire (figure 6). En effet, aucune corrélation significative n'a été observée entre les prises par unité d'effort (PUE) et la superficie du bassin versant aux différents points d'échantillonnage ($r_s = -0,13$; $p = 0,56$). On observe cependant que l'amplitude des fluctuations dans la variation spatiale de la densité des poissons est plus prononcée dans la section aval au bassin de Chambly

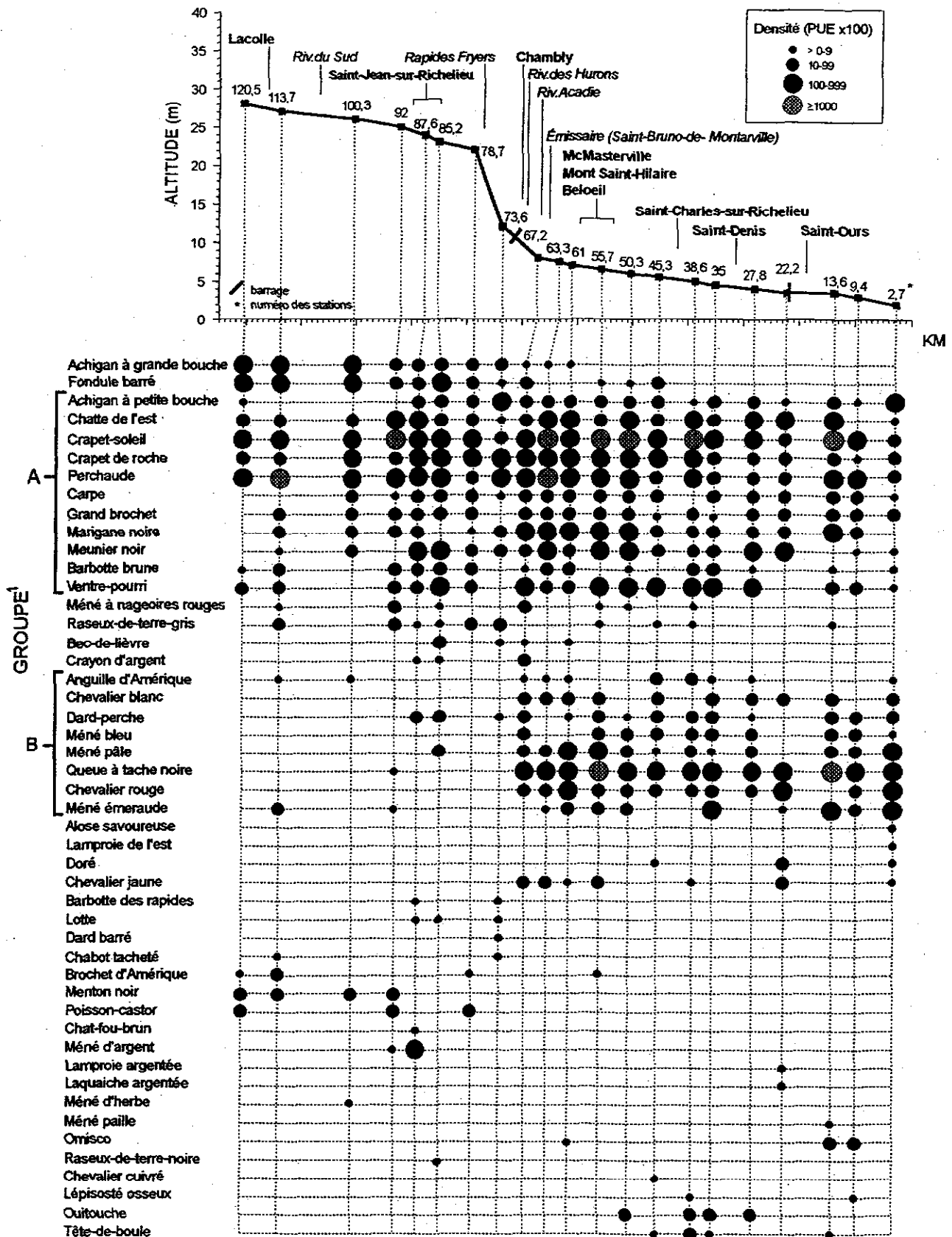


Figure 4 Distribution spatiale de la densité des différentes espèces de poissons de la rivière Richelieu (1: groupement rassemblant les espèces ayant une distribution similaire)

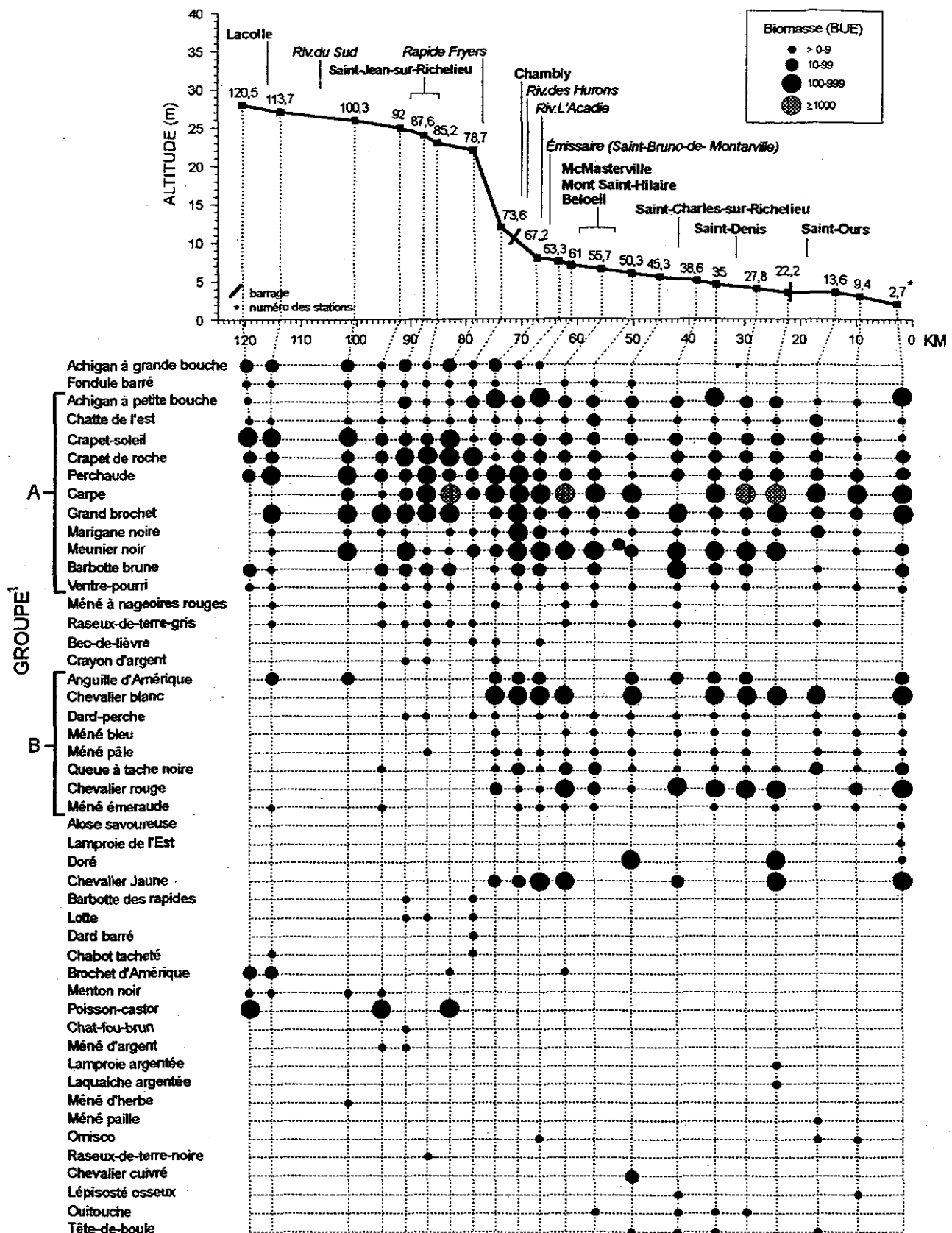


Figure 5 Distribution spatiale de la biomasse des différentes espèces de poissons de la rivière Richelieu (1: groupement rassemblant les espèces ayant une distribution similaire)

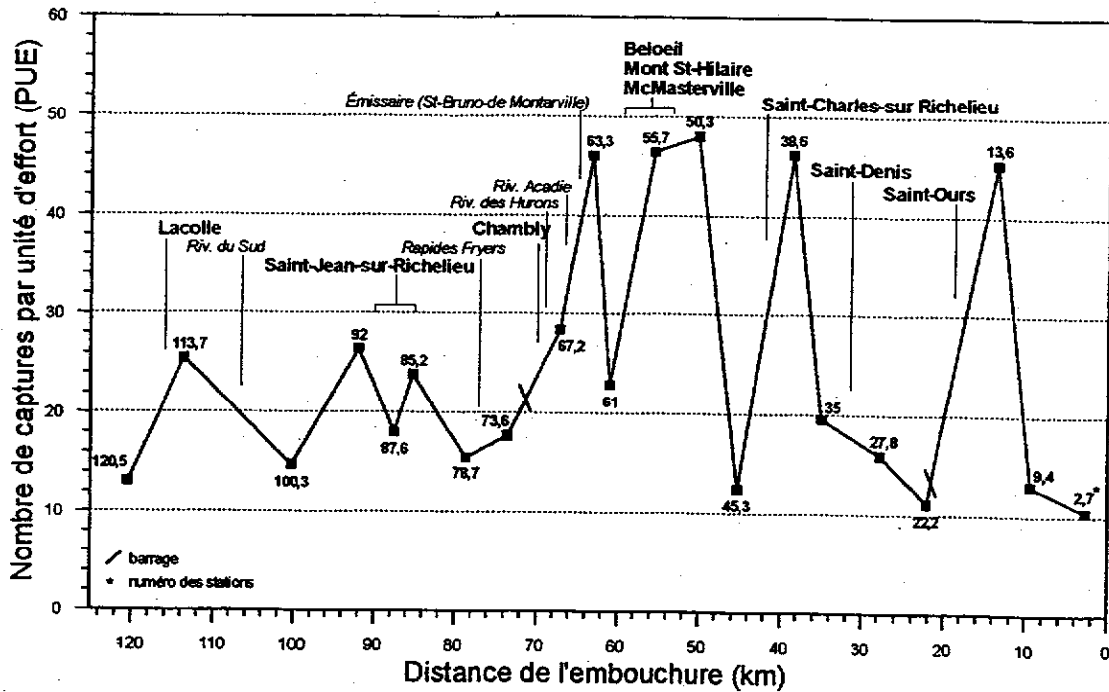


Figure 6 Variation spatiale de la densité ichthyologique de la rivière Richelieu

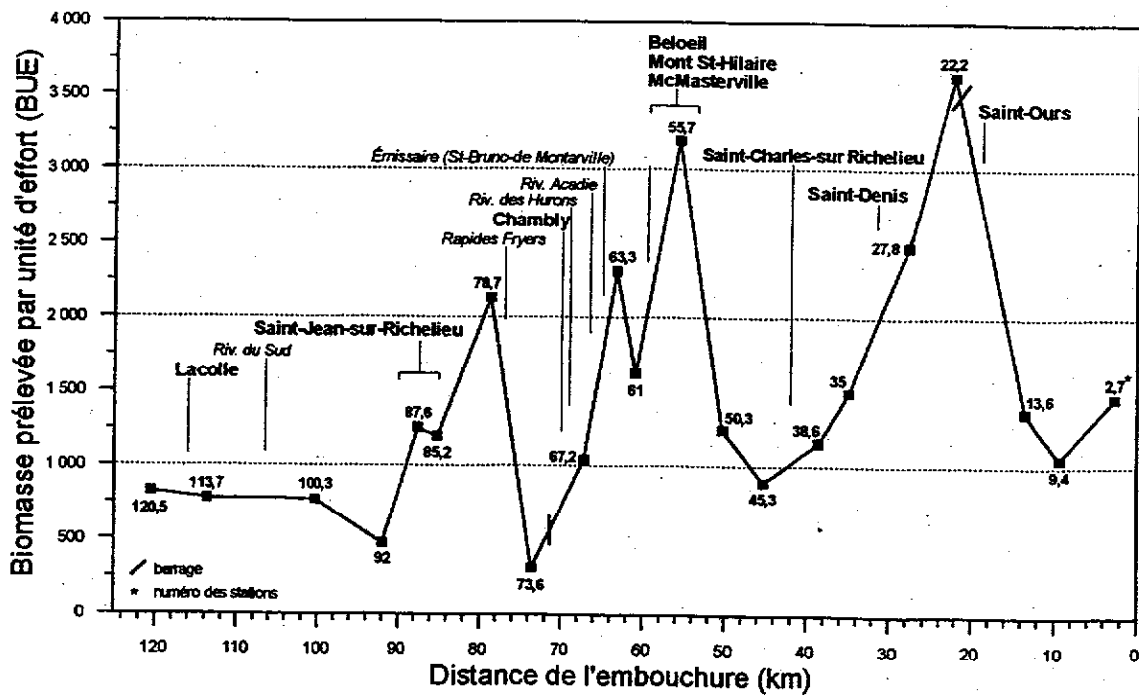


Figure 7 Variation spatiale de la biomasse ichthyologique de la rivière Richelieu

que dans le secteur amont, situé entre Lacolle et Chambly. Ce genre de fluctuation pourrait traduire une certaine instabilité du système (voir Rapport *et al.*, 1985).

Les PUE totales recensées entre Lacolle et Chambly sont basses et se comparent à celles des secteurs affectés de la rivière Châteauguay (ex. : rivière des Anglais, Sainte-Martine, Émissaire Mercier; La Violette et Richard, 1996). La présence de sept rejets directs d'origine industrielle ainsi que de 96 sites d'enfouissement (34 dangereux) en amont de Lacolle (Piché et Simoneau, 1998) pourrait, couplée aux déversements eutrophes de la rivière du Sud, expliquer une partie de la baisse des PUE dans le secteur amont de la rivière. Il ne faut cependant pas exclure l'effet de prédation (voir Kushlan, 1976; Schlosser, 1987). Les piscivores (prédateurs) dominent approximativement 50 % des PUE entre Lacolle et Chambly (annexe 5), ce qui pourrait aussi diminuer les PUE totales du secteur.

Finalement, pour le secteur aval du tronçon, on observe une baisse des PUE à proximité de Saint-Bruno, Beloeil, Saint-Charles-sur-Richelieu et spécialement Saint-Denis, où la baisse s'étend sur trois stations. Le rejet des eaux usées non traitées de ces villes ainsi que les rejets non traités d'une usine agro-alimentaire à Saint-Denis sont, dans ce cas, les facteurs les plus plausibles pour expliquer de telles baisses des PUE (pour des exemples similaires sur d'autres bassins, voir Karr *et al.*, 1986; Couillard *et al.*, 1995).

Biomasse

La biomasse totale des poissons prélevés par unité d'effort (BUE) augmente de l'amont vers l'aval (figure 7). Malgré la variabilité présente au sein de la variation spatiale des BUE (patron en dents de scie), on observe effectivement une relation significative entre les BUE et la superficie drainée cumulée ($r_s = 0,52$; $p = 0,02$). L'enrichissement en azote et en phosphore, lié principalement à l'activité agricole, industrielle et urbaine, augmente la productivité primaire des rivières (Cole, 1973; Schindler, 1974; Schindler et Fee, 1974; Rapport *et al.*, 1985; Lathrop, 1988; Spooner *et al.*, 1991). Lorsque l'oxygène dissous dans l'eau n'est pas un facteur limitant, cette hausse de la productivité engendre une augmentation de la biomasse des poissons (Larkin et Northcote 1969; Cole, 1973; Hoyer et Canfield Jr., 1991).

Toutefois, dans la rivière Richelieu, l'augmentation des BUE n'est pas corrélée a priori avec l'enrichissement du milieu attribuable à la hausse des concentrations d'azote ($r_s = 0,29$; $p = 0,19$) et de phosphore ($r_s = 0,15$; $p = 0,5$). Cette absence de corrélation représente probablement le biais causé par les conditions climatiques particulières durant notre période d'échantillonnage. La qualité de l'eau a été échantillonnée à deux reprises, soit en juillet et septembre 1995 (Piché et Simoneau, 1998). Durant la première prise d'échantillons, il est tombé entre 30 et 40 mm de pluie. Ces précipitations sont considérablement élevées et peu représentatives des conditions annuelles globales. Les périodes de pluie intense altèrent temporairement la qualité des eaux du milieu, car elles favorisent le rejet excessif de sédiments, nutriments et contaminants causé par le ruissellement des eaux de surface directement dans la rivière (Allan *et al.*, 1997). L'augmentation soudaine de la turbidité des eaux, de la DBO₅ et des concentrations en azote et phosphore, mesurées dans la rivière Richelieu au mois de juillet, confirme cet énoncé (Piché et Simoneau, 1998; annexe 8). Pour cette raison, une nouvelle série de relations basée sur les données recueillies en septembre (données représentant une échelle temporelle plus globale; voir Simoneau, 1993) a été établie entre les BUE, l'utilisation du territoire et la qualité de l'eau.

Les analyses démontrent qu'il existe en effet une relation significative entre les BUE totales et les teneurs en azote total et phosphore dissous dans la rivière (annexe 9). L'augmentation du nombre de fermes, des superficies cultivées —qu'elles soient à grands interlignes ou interlignes étroits— et la croissance démographique entraînent une hausse significative des concentrations en azote et phosphore total dans la rivière, ce qui, en retour, augmente les BUE. Les annexes 9 et 10 présentent le schéma de ces relations ainsi que les coefficients de corrélations et les valeurs de probabilité associés à chacune d'entre elles.

Ces figures excluent la station 85,2, située en aval de Saint-Jean-sur-Richelieu. On observe à cette station des concentrations élevées en matières nutritives, conductivité, coliformes fécaux et DBO₅, pour les deux périodes d'échantillonnage (juillet et septembre), signal d'une pollution ponctuelle intense par rapport à l'ensemble du bassin (voir figures 14 et 15 dans Piché et Simoneau, 1998). En 1995, les eaux usées non traitées des 61 226 habitants des villes de Saint-Jean-sur-Richelieu, Iberville, L'Acadie,

Saint-Athanase et Saint-Luc atteignent la rivière à cet endroit; elles seraient donc le facteur principal de pollution. Par ailleurs, il est important de noter que la concentration élevée des matières nutritives à cette station n'entraîne pas une hausse correspondante de la biomasse des poissons. Cela pourrait être attribué aux apports considérables de substances toxiques à cet endroit (BPC, HAP et autres substances organiques, telles que présentées par Berryman et Nadeau, 1998), qui, selon certains auteurs, limitent généralement la production de la biomasse chez les organismes (Hughes et Gammon, 1987; Resh *et al.*, 1988; voir aussi Couillard *et al.*, 1995).

Pour l'ensemble de la rivière, la biomasse est surtout concentrée chez la carpe (34,7 %) et le meunier noir (18,1 %), deux espèces tolérantes à la pollution distribuées sur toute l'étendue du tronçon (groupe A, figure 5). La biomasse du chevalier blanc et celle du grand brochet représentent aussi une proportion respectable de la biomasse totale, soit, 8,6 % et 7,4 % respectivement. Tout comme la carpe et le meunier noir, le grand brochet est largement distribué (figures 4 et 5). La biomasse de cette espèce demeure néanmoins plus considérable dans le secteur amont de la rivière (de Lacolle à Chambly), où la clarté des eaux et l'abondance des macrophytes pourraient offrir des conditions d'habitat favorables (figure 5; voir Scott et Crossman, 1973 pour une description détaillée des habitats préférés du grand brochet). La biomasse du chevalier blanc se concentre pour sa part uniquement dans le secteur aval de la rivière, entre Chambly et l'embouchure (figure 5). La préférence de cette espèce pour un environnement aux eaux lenticules (écoulement lent) et turbides (Scott et Crossman, 1973) pourrait expliquer sa présence dans cette partie du tronçon (tableau 4; annexe 8).

Nombre et diversité des espèces

Le nombre d'espèces augmente graduellement de l'amont vers l'aval (figure 8). La relation entre le nombre d'espèces et la superficie du bassin drainée n'est toutefois pas significative ($r_s = 0,39$; $p = 0,07$; $n = 21$). Habituellement, vers l'aval, les rivières sont plus larges et plus profondes. 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 la coexistence d'un plus grand nombre d'espèces (Gorman et Karr, 1978; Schlosser 1987; Beecher *et al.*, 1988; Bramblett et Fausch, 1991; Rahel et Hubert, 1991). Cette étude ne porte que sur

la partie québécoise du tronçon, soit la partie aval de son étendue globale. On dénote toutefois une augmentation de la profondeur de la rivière dans le secteur aval de Chambly, ce qui semble favoriser la coexistence d'un plus grand nombre d'espèces.

On observe aussi que les stations dotées d'un substrat hétérogène comptent un nombre d'espèces plus élevé ($r_s = 0,51$; $p = 0,02$; $n = 21$). Cependant, la baisse de la richesse spécifique (nombre d'espèces) en aval des tributaires de la rivière du Sud et de l'Acadie, ainsi qu'en aval de Saint-Jean-sur-Richelieu et Saint-Denis semble reliée à une augmentation de la pollution du milieu. Les apports de polluants provenant de sources ponctuelles (rejets non traités; affluents - tributaires) ou de sources diffuses (secteur agricole) entraînent une perturbation environnementale pouvant, selon son intensité, affecter le nombre et la diversité des espèces propres à un système (Cole, 1973; Rapport *et al.*, 1985; Karr *et al.*, 1986; Leonard et Orth, 1986; Schlosser, 1987). Un système peu ou non perturbé compte généralement un nombre et une diversité d'espèces plus élevés qu'un système fortement perturbé (Minshall, 1988).

Toutefois, certains auteurs mentionnent que seule la diversité diminuerait dans un système soumis à une perturbation d'ordre intermédiaire (Moore, 1983; Resh *et al.*, 1988; Kinsolving et Bain, 1993). Cela s'expliquerait par le maintien de certains individus rares d'espèces polluosensibles en milieu où l'augmentation de la pollution favoriserait l'accroissement du nombre d'individus tolérants à la pollution (Kinsolving et Bain, 1993). La richesse spécifique demeurerait donc élevée, tandis que la diversité –qui mesure à la fois le nombre d'espèces recensées à un site et leur équitabilité (nombre d'individus/espèce)– en serait diminuée puisque seules quelques espèces tolérantes auraient un nombre élevé d'individus (voir aussi Goldstein, 1981). Pour cette raison, la diversité des espèces à chacune des stations de la rivière Richelieu a été calculée afin de nuancer certaines variations observées sur le plan de la richesse spécifique des espèces (figure 8).

Par exemple, les stations 100,3 et 63,3, situées respectivement en aval des tributaires de la rivière du Sud et de l'Acadie, perdent chacune cinq espèces. Cependant, seule la station 63,3 subit une baisse en ce qui concerne la diversité des espèces. Cette station reçoit non seulement les eaux polluées de la rivière L'Acadie, mais aussi celles de la rivière des Hurons,

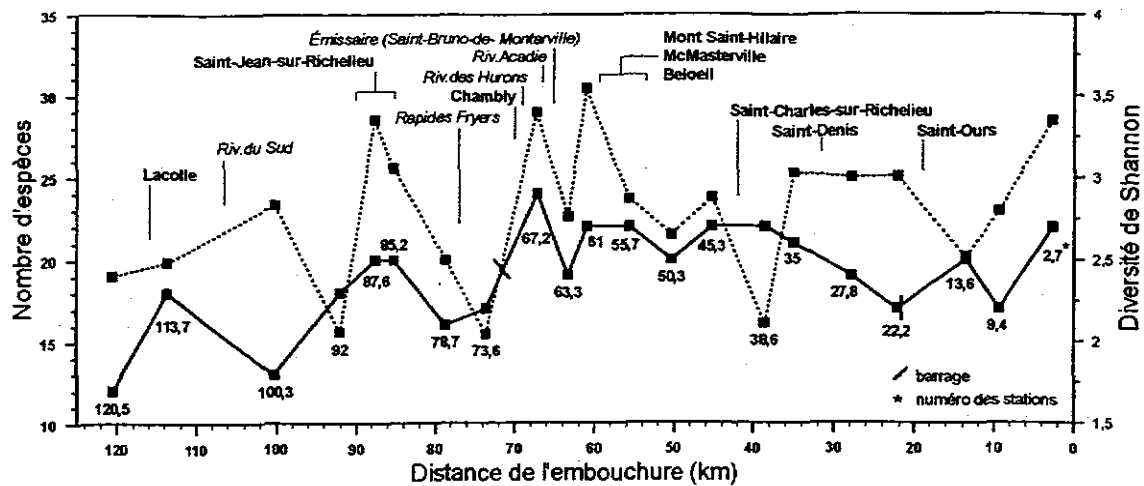


Figure 8 Variation spatiale du nombre (—) et de la diversité (---) des espèces de poissons de la rivière Richelieu

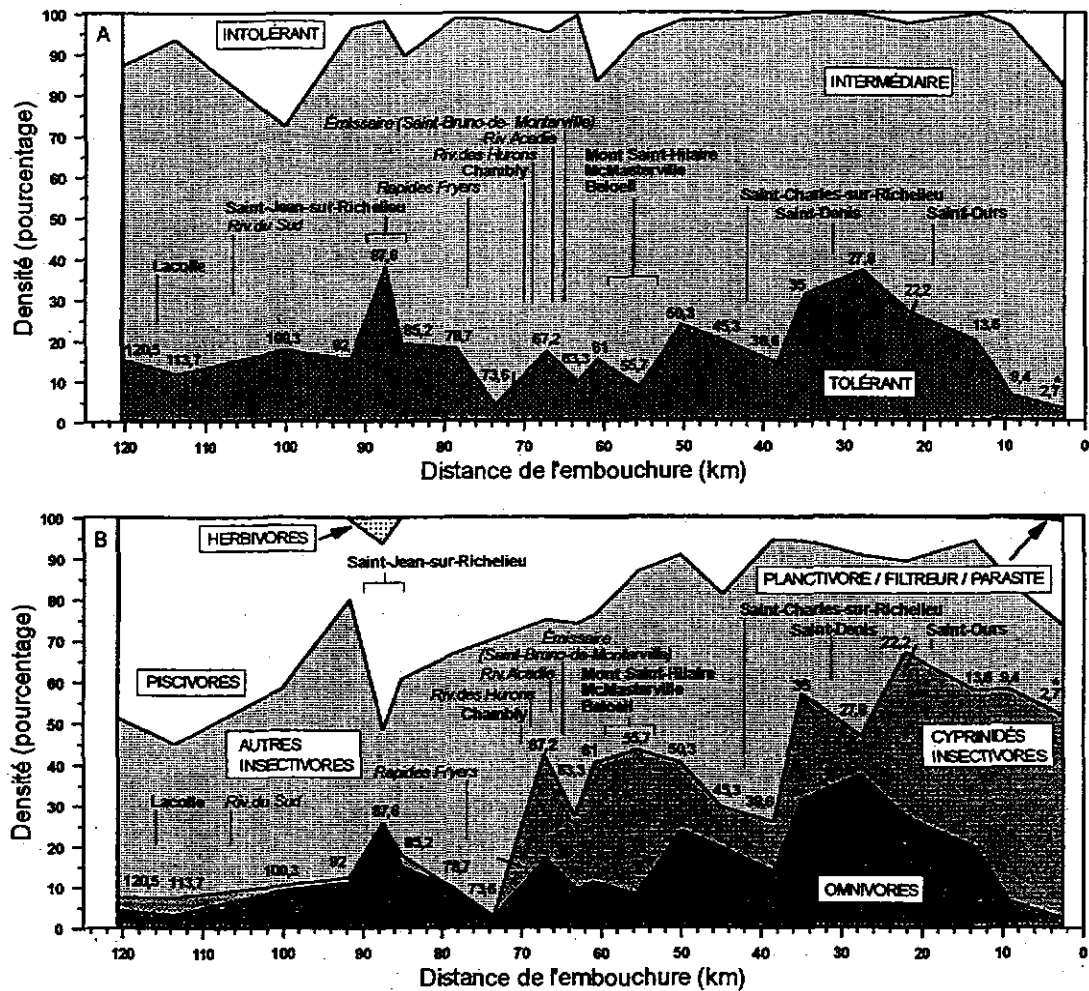


Figure 9 Variation de la densité relative des poissons de la rivière Richelieu en fonction de leur tolérance à la pollution (A) et de leur niveau trophique (B)

tributaire le plus affecté de tout le bassin de la rivière Richelieu (Simoneau 1991; Piché et Simoneau, 1998). Des photographies aériennes démontrent que l'impact de la rivière des Hurons a lieu à la station 63,3 plutôt qu'à la station 67,2, qui se situe directement en aval du tributaire (SEMAT, photos 190887 [7-8]; voir aussi Piché et Simoneau, 1998). L'émissaire des eaux usées non traitées de Saint-Bruno-de-Montarville et Saint-Basile-le-Grand et celui de Saint-Mathias peuvent également affecter la diversité des espèces à la station 63,3. L'arrivée combinée des eaux des rivières de L'Acadie et des Hurons dans la rivière Richelieu ainsi que la présence d'émissaires auraient donc un effet plus marqué sur la biota que le déversement des eaux de la rivière du Sud. Piché (1998) observe un patron similaire pour la communauté benthique.

La baisse combinée du nombre et de la diversité des espèces à proximité de Saint-Jean-sur-Richelieu et Beloeil signale l'effet négatif du rejet des eaux usées non traitées de ces villes sur les communautés piscicoles (figure 8). Le nombre d'espèces à la station (38,6) aval de Saint-Charles-sur-Richelieu (ville dont les eaux usées ne sont pas traitées) demeure stable. Par contre, la forte dominance du crapet soleil à cette station diminue la diversité, ce qui pourrait indiquer un déséquilibre dans la structure de la communauté (figure 4; annexe 5). La diversification des espèces augmente aux stations aval de Saint-Denis (stations 27,8 et 22,2), signal a priori positif. Un examen détaillé des PUE (annexe 5) indique néanmoins que cette hausse de la diversité provient de l'augmentation du nombre d'individus pour les espèces majoritairement tolérantes à la pollution (meunier noir, chatte de l'est, ventre pourri), ce qui suggère encore une fois un déséquilibre de la chaîne trophique par suite de la dégradation du milieu. Des résultats ultérieurs démontreront que les sites ayant le moins d'espèces correspondent par le fait même aux endroits où le taux d'anomalies externes chez les poissons est le plus élevé ($r_s = -0,63$; $p = 0,002$; $n = 21$).

Niveau de tolérance à la pollution

La densité relative des espèces intolérantes à la pollution est généralement faible dans la rivière Richelieu (figure 9a). Seul le secteur situé à proximité de la station 100,3 présente des proportions considérables d'espèces intolérantes (28 %). On compte parmi ces espèces le fondule barré, le menton noir et le méné d'herbe, espèces préférant les milieux

d'eaux claires (Scott et Crossman, 1973). L'abondance des marécages dans ce secteur de la rivière Richelieu pourrait certes améliorer l'intégrité du milieu et permettre la survie d'espèces plus sensibles aux conditions environnantes. On attribue aux marécages un rôle important pour la filtration de la pollution (Hill, 1976).

Selon une compilation de Mongeau (1979), les aires de distribution de plusieurs espèces intolérantes à la pollution seraient de plus en plus limitées le long du tronçon principal. On pense plus particulièrement au méné d'herbe, au méné pâle, au chevalier de rivière (suceur ballot) et au chevalier cuivré. Le chevalier de rivière avait été recensé à près de 17 stations (de Chambly à Sorel) entre 1965 et 1970; pourtant, aucun spécimen n'a été recueilli lors de notre échantillonnage de 1995. Pour sa part, le chevalier cuivré, dont l'aire de distribution ne dépasse pas les frontières du Québec, avait été observé à plus de 30 stations, situées majoritairement entre le bassin de Chambly et Sorel (embouchure) (Mongeau, 1979). Il n'a été recensé qu'à une station en 1995.

La densité relative des espèces tolérantes à la pollution était généralement supérieure à 25 % aux sites les plus affectés par le rejet de polluants ou par la dégradation de l'habitat des rivières Saint-François et Châteauguay (La Violette et Richard, 1996; Richard, 1996). Dans la rivière Richelieu, seules les stations situées à Saint-Jean-sur-Richelieu (station 87,6), Beloeil (station 50,3) et Saint-Denis (stations 35,0; 27,8 et 22,2) atteignent de telles valeurs en 1995. L'augmentation de la proportion des espèces tolérantes à ces stations est particulièrement importante, puisqu'elle se combine à une baisse des espèces dites intolérantes à la pollution. Selon Cairns et Dickson (1971), les espèces tolérantes se retrouvent autant en milieu naturel qu'en milieu pollué (voir aussi Smith *et al.*, 1994). Cependant, une augmentation de leur fréquence dans des secteurs où la proportion des espèces intolérantes diminue indique une pollution certaine du milieu.

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 une tolérance élevée à la pollution, les omnivores possèdent une capacité d'adaptation et d'exploitation

rarement dénotée 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 %.

Dans la rivière Richelieu, on observe une hausse dans la proportion des omnivores aux stations situées à proximité de Saint-Jean-sur-Richelieu (station 87,6), Beloeil (50,3) et Saint-Denis (35; 27,8; 22,2) (figure 9b). Cette proportion varie entre 23,7 % et 37,2 %, ce qui indique une dégradation du milieu (tableau 3). Cette observation est d'autant plus réelle puisqu'à ces mêmes stations, on observe une diminution de la densité, de la richesse spécifique et de la diversité des espèces (figures 6, 8). La présence d'herbivores à Saint-Jean-sur-Richelieu pourrait indiquer la prolifération d'algues, elle-même associée à des apports importants de substances nutritives (ex. : azote, phosphore). Ce groupe trophique, représenté entièrement par le méné d'argent, avait aussi été recensé dans le secteur eutrophe des rejets non traités de la ville de Joliette (Richard, 1994).

L'absence quasi totale des cyprinidés insectivores entre Lacolle et Chambly indiquerait une dégradation notable du milieu (figure 9b). Karr *et al.* (1986) suggèrent qu'une proportion de cyprinidés insectivores inférieure à 20 % à un site signifie un déséquilibre de la chaîne trophique. Il n'est cependant pas exclu que l'abondance des piscivores (prédateurs) dans ce secteur de la rivière affecte aussi la distribution d'espèces sensibles à la prédation, telles que les cyprinidés. Selon Schlosser (1987), l'augmentation des pressions de prédation dans un système occasionne parfois une importante diminution des cyprinidés et de la densité des poissons en général (voir aussi Whittier *et al.*, 1997). La diminution des cyprinidés insectivores dans le secteur amont de la rivière doit donc être considérée avec certaines réserves. Par ailleurs, il ressort que l'augmentation de ce groupe trophique vers l'aval de la rivière provient de la dominance, dans les prises de pêche (PUE), du queue à tache noire. Cette espèce, d'une tolérance intermédiaire à la pollution, n'avait été recensée que dans les secteurs affectés des rivières L'Assomption et Châteauguay (voir Richard, 1994; La Violette et Richard, 1996).

Une diminution significative des piscivores a été observée dans le secteur aval de la rivière (figure 9b). Leur proportion excède généralement 5 %, seuil au-dessus duquel Karr *et al.* (1986) considèrent que la

communauté est viable et en santé. Ce groupe trophique, qui représente environ 50 % des prises de pêche en amont, n'atteint néanmoins qu'entre 5 % et 10 % des prises obtenues dans le secteur aval de la rivière. Sur une échelle écosystémique, cela correspond à une baisse remarquable. Plusieurs auteurs considèrent qu'une des indications premières de perturbation consiste en la réduction de la chaîne alimentaire due à une perte significative de piscivores, espèces sensibles à la pollution (Kushlan, 1976; Odum, 1985; Rapport *et al.*, 1985; Hughes et Gammon, 1987). L'eutrophisation (apports élevés en phosphore) ou encore le rejet des eaux usées non traitées provenant des milieux urbain, agricole ou industriel seraient les principaux facteurs de cette diminution (Odum 1985; Rapport *et al.*, 1985). La baisse significative observée dans la proportion des piscivores avec l'augmentation des concentrations en phosphore (dissous, en suspension et total), de la DBO₅, de la conductivité, de la turbidité et, enfin, avec la diminution des concentrations en oxygène dissous dans la rivière Richelieu supportent clairement cet énoncé (annexe 11).

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 10. Une incidence élevée de ce type d'anomalies 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.*, 1997). 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 l'ensemble, le taux d'anomalies de type DELT dans la rivière Richelieu est de loin supérieur à celui attendu chez les communautés piscicoles en santé. Karr *et al.*, (1986) estiment que la santé d'une communauté de poissons est bonne lorsque son taux d'anomalies est inférieur à 2 %; qu'elle montre des signes de détérioration entre 2 % et 5 %; qu'elle devient mauvaise au-dessus de 5 %. Selon ce

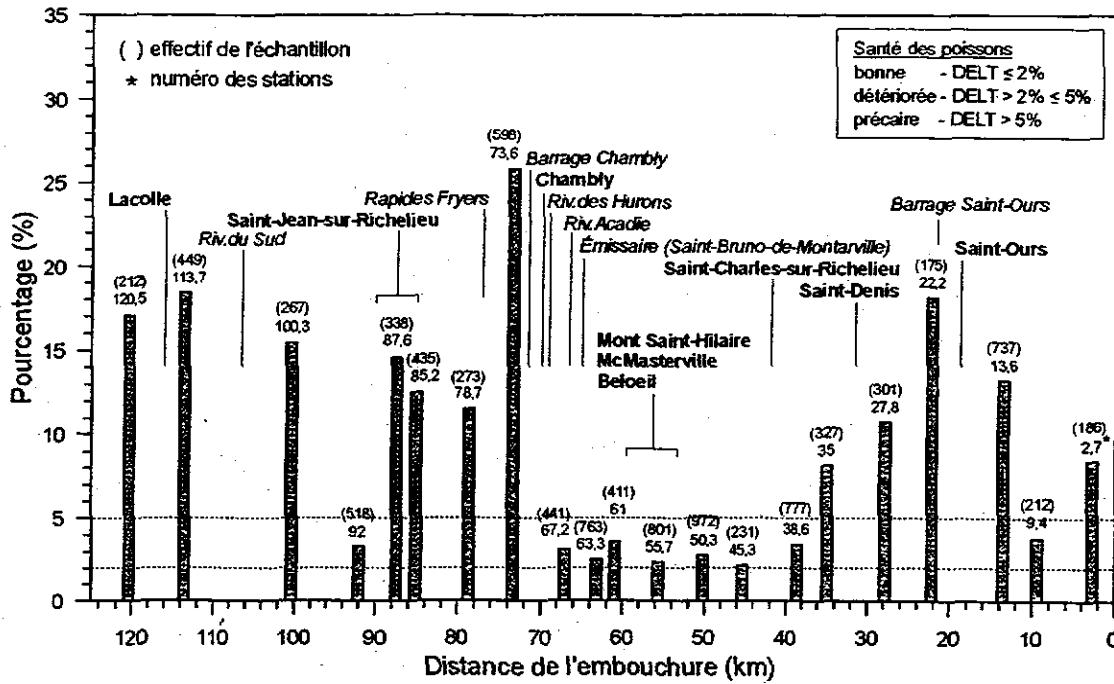


Figure 10 Pourcentage de la communauté ichthyologique de la rivière Richelieu affectée par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformations, érosion des nageoires, lésions et tumeurs

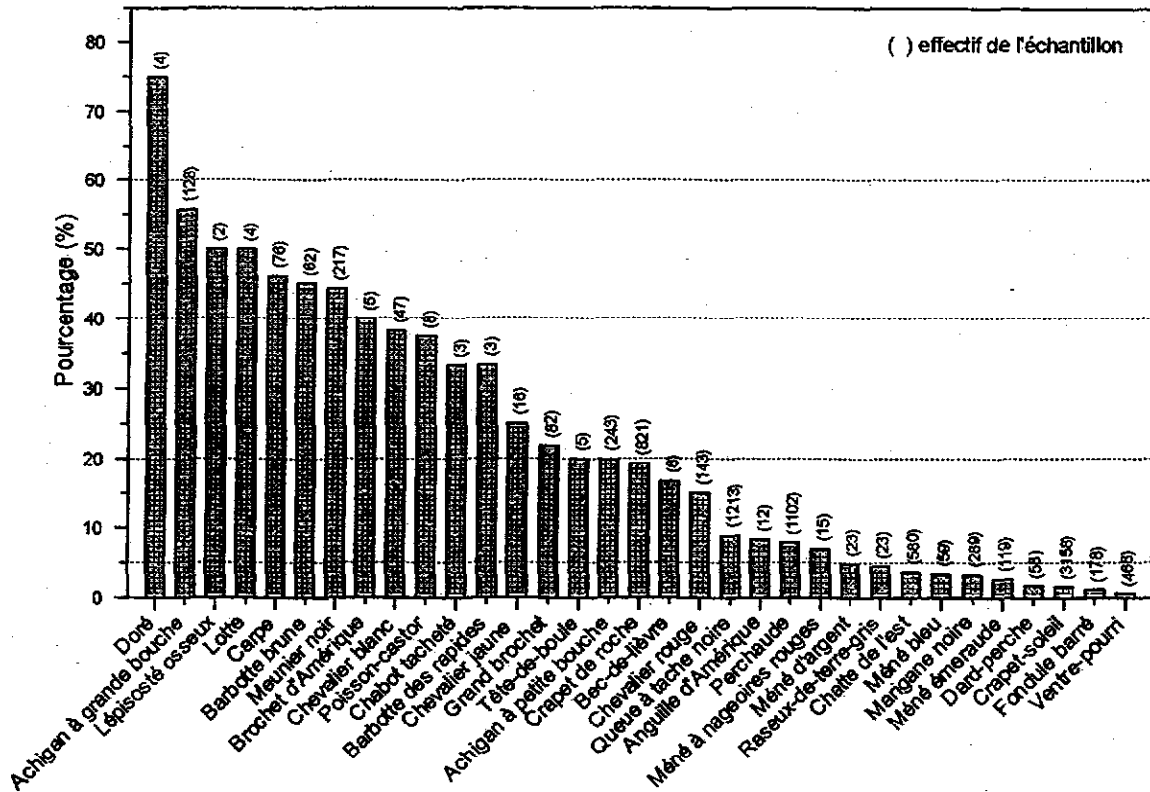


Figure 11 Pourcentage des individus de chaque espèce de poissons de la rivière Richelieu affectés par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformations, érosion des nageoires, lésions et tumeurs

diagnostic, on retrouve à 57 % des stations d'échantillonnage de la rivière Richelieu (soit 12 des 21 stations) des poissons dont l'état de santé est mauvaise.

Les pourcentages de DELT enregistrés entre Lacolle et Chambly (à l'exception de la station 92,0) ainsi qu'en aval de Saint-Denis et Saint-Ours sont particulièrement alarmants (figure 10). Ces proportions se comparent aux valeurs mesurées pour les secteurs très affectés des rivières l'Assomption (ex. : aval du ruisseau Vacher; Richard, 1994) et Saint-François (ex. : East Angus, Bromptonville, Richmond et en aval du tributaire de la rivière Saint-Germain; Richard, 1996) et les dépassent même, parfois.

Parmi les espèces les plus affectées, mais dont l'effectif est considéré suffisant (soit $n > 30$), on retrouve principalement : l'achigan à grande bouche (56 %), la carpe (46 %), la barbotte brune (45 %), le meunier noir (44 %) et le chevalier blanc (38%) (figure 11). La fréquence élevée d'anomalies chez les espèces de fond (carpe, barbotte brune, meunier noir, chevalier blanc) est courante (Brown *et al.*, 1973; Richard, 1994, 1996; La Violette et Richard, 1996). Leur mode d'alimentation, à la surface des sédiments, ainsi que leur capacité de survivre en milieu pollué augmentent la probabilité de contact 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).

Dans la rivière Richelieu, les piscivores présentent un taux d'anomalies aussi élevé – et dans plusieurs cas supérieur – que celui enregistré pour les espèces de fond (tableau 1; figure 11). Plusieurs auteurs ont mentionné que la proportion des anomalies externes chez les poissons pourrait être reliée à leur taille (Baumann *et al.*, 1991; Smith *et al.*, 1994; Couillard *et al.*, 1995; Sanders *et al.*, 1997). Les espèces de grande taille (ex. : piscivores) ont généralement un cycle de vie plus long que les espèces de petite taille (ménés), ce qui à long terme, augmente chez eux la probabilité de développer un nombre considérable d'anomalies, lorsque le milieu est pollué. L'augmentation significative du taux de DELT chez les espèces de grande taille au sein de la rivière Richelieu appuie cet énoncé (figure 12). Certaines espèces s'éloignent toutefois de la tendance principale (c'est-à-dire de la ligne de régression). Par

exemple, le doré (stvi) et l'achigan à grande bouche (misa) présentent un taux d'anomalies beaucoup plus élevé que ce que l'on pourrait prédire d'après leur taille. Cette relation demeure néanmoins très robuste, puisqu'on la retrouve également au niveau de la communauté (figure 13).

Il faut donc contrôler l'influence de la taille des poissons avant de comparer l'incidence du DELT entre les différentes stations. Cela 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, les stations 73,6, et 13,6, situées respectivement en amont du barrage de Chambly et en aval du barrage de Saint-Ours, s'éloignent considérablement de la tendance principale, ce qui pourrait signaler une détérioration sérieuse du milieu (figures 13, 14). Ces deux stations présentent un taux de DELT très élevé par rapport à la taille de leur communauté; on peut y voir le reflet du développement rapide des anomalies (figure 13). Baumann *et al.*, (1991) soupçonnent 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.*, 1997).

Avec 26 % de sa communauté piscicole affectée par le DELT, la station 73,6 présente le taux d'anomalies le plus élevé de tout le tronçon. C'est également l'un des plus élevés de tous les bassins recensés jusqu'à présent par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. Deux facteurs pourraient être responsables d'une telle affection : l'accumulation des polluants provenant des agglomérations de l'amont non desservies par une station d'épuration (Saint-Jean-sur-Richelieu, qui inclut aussi Iberville, L'Acadie, Saint-Athanase et Saint-Luc) et l'emplacement de la station dans un secteur peu favorable pour le mouvement longitudinal des poissons (soit entre les rapides de Fryers et le barrage de Chambly). La diminution rapide du courant directement en amont du barrage de Chambly pourrait favoriser la sédimentation des particules et des polluants qui y sont associés et contaminer le milieu (voir Gup, 1994; Wood et Armitage, 1997). Ce phénomène avait été observé par Crumby *et al.*, (1990) pour les rivières Cumberland et Roaring dans le Tennessee. La mobilité des poissons leur permet parfois d'éviter les zones de stress important (Larkin et Northcote, 1969; Leonard et Orth, 1986; Karr *et al.*, 1986). Cependant, la présence du barrage de Chambly rend difficile le mouvement des espèces

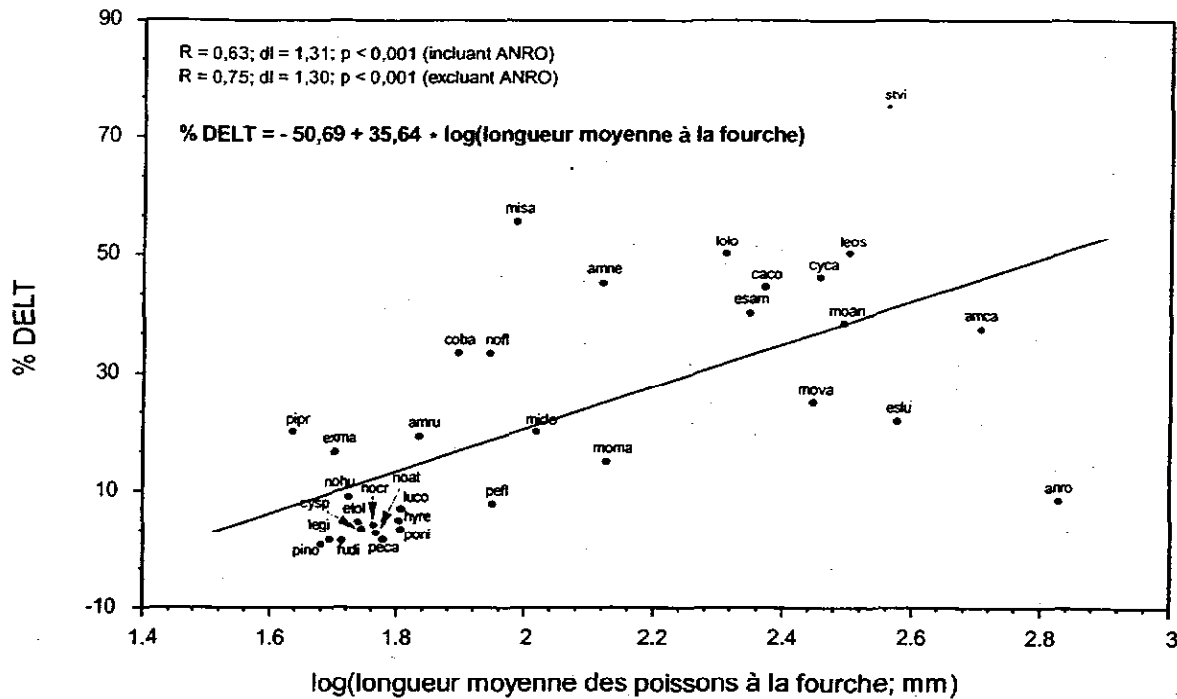


Figure 12 Relation entre la taille moyenne des espèces de poissons capturées dans la rivière Richelieu et le pourcentage d'anomalies de type "DELT". L'équation de la régression linéaire inclue l'espèce "anro". Voir tableau 1 pour la définition des codes.

vers l'aval. Les poissons doivent donc se maintenir dans le secteur d'eau lente, adjacent au barrage mais potentiellement très contaminé, ou occuper le secteur turbulent mais plus favorable (moins contaminé) des rapides de Fryers. Ces deux secteurs peuvent augmenter le stress chez certaines espèces et, par le fait même, favoriser le développement prématuré des anomalies.

Les stations 9,4 et 13,6 se caractérisent par un habitat et une qualité de l'eau similaires ainsi que par la petite taille des individus qui composent leur communauté respective (tableau 4; figure 14; annexe 8). Pourtant, la proportion de la communauté affectée par le DELT à la station 13,6 est approximativement trois fois plus élevée qu'à la station 9,4 (figure 10). Il y a donc un développement prématuré du DELT chez les poissons récoltés à cette station, comme à la station 73,6. Ce développement accéléré demeure difficilement explicable. L'hypothèse la plus plausible serait la resuspension des sédiments (et contaminants qui y sont liés) provenant du brassage des eaux causé par la présence

du barrage de Saint-Ours, situé immédiatement en amont de cette station. Une analyse de la contamination des sédiments et de la colonne d'eau serait toutefois nécessaire pour confirmer ou réfuter cette hypothèse. Il faut noter que ce phénomène de resuspension n'a pu être observé en aval du barrage de Chambly, puisque notre station d'échantillonnage (station 67,2) se situait en aval du bassin de Chambly plutôt que directement en aval du barrage. En fait, la zone d'eau lente du bassin de Chambly favorise probablement la sédimentation de certains contaminants. Ce processus de décantation pourrait améliorer la qualité de l'eau des secteurs situés en aval et favoriser une diminution du DELT chez les poissons (figure 10).

Il faut noter que les **déformations corporelles** (tête, rayons des nageoires) se retrouvent principalement chez les individus récoltés en amont du barrage de Chambly (8 %) et en aval de Saint-Denis (station 27,8 = 8,4 %; station 22,2 = 7,5 %) (figure 15a). Les déformations peuvent être causées par de nombreux agents, dont les biphényles polychlorés, les pesticides

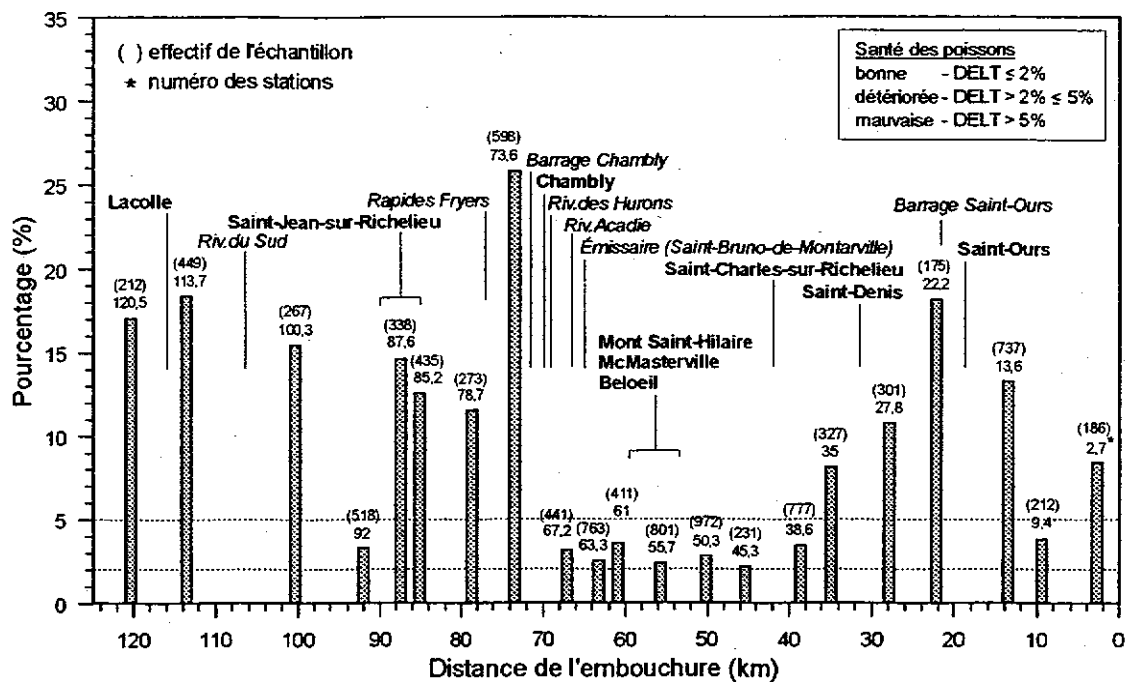


Figure 10 Pourcentage de la communauté ichthyologique de la rivière Richelieu affectée par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformations, érosion des nageoires, lésions et tumeurs

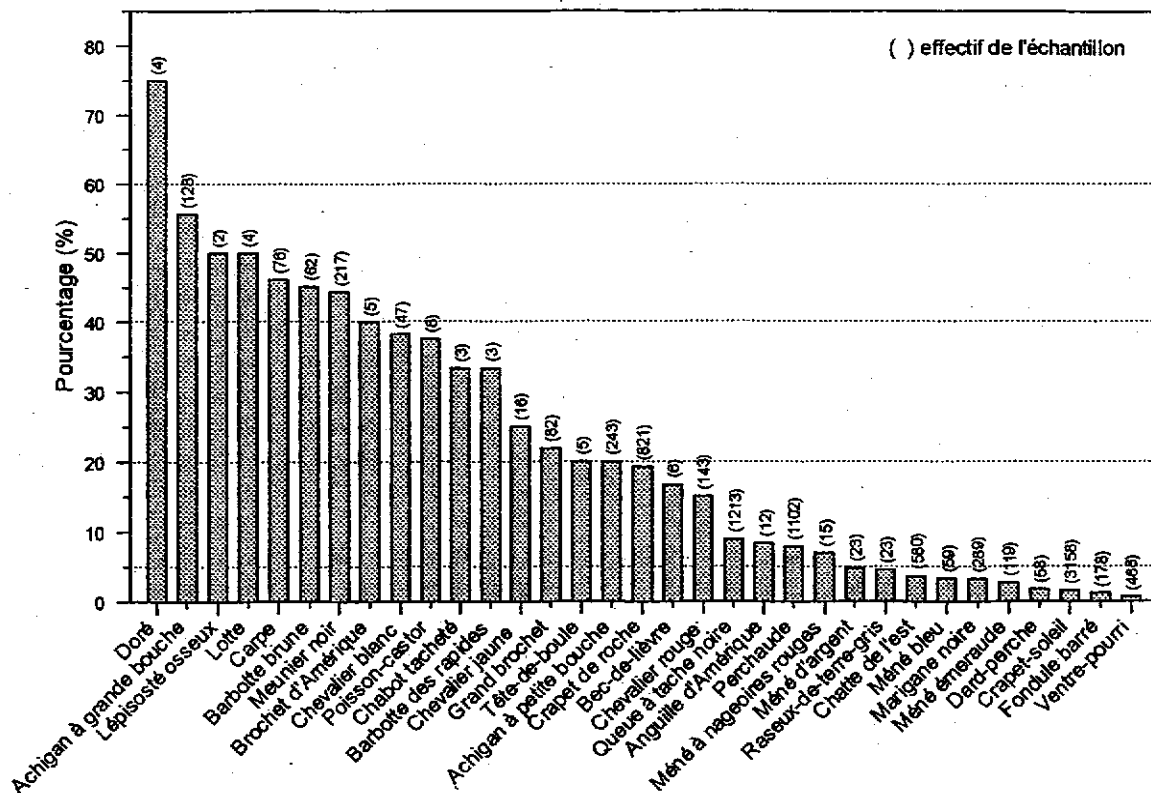


Figure 11 Pourcentage des individus de chaque espèce de poissons de la rivière Richelieu affectés par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformations, érosion des nageoires, lésions et tumeurs

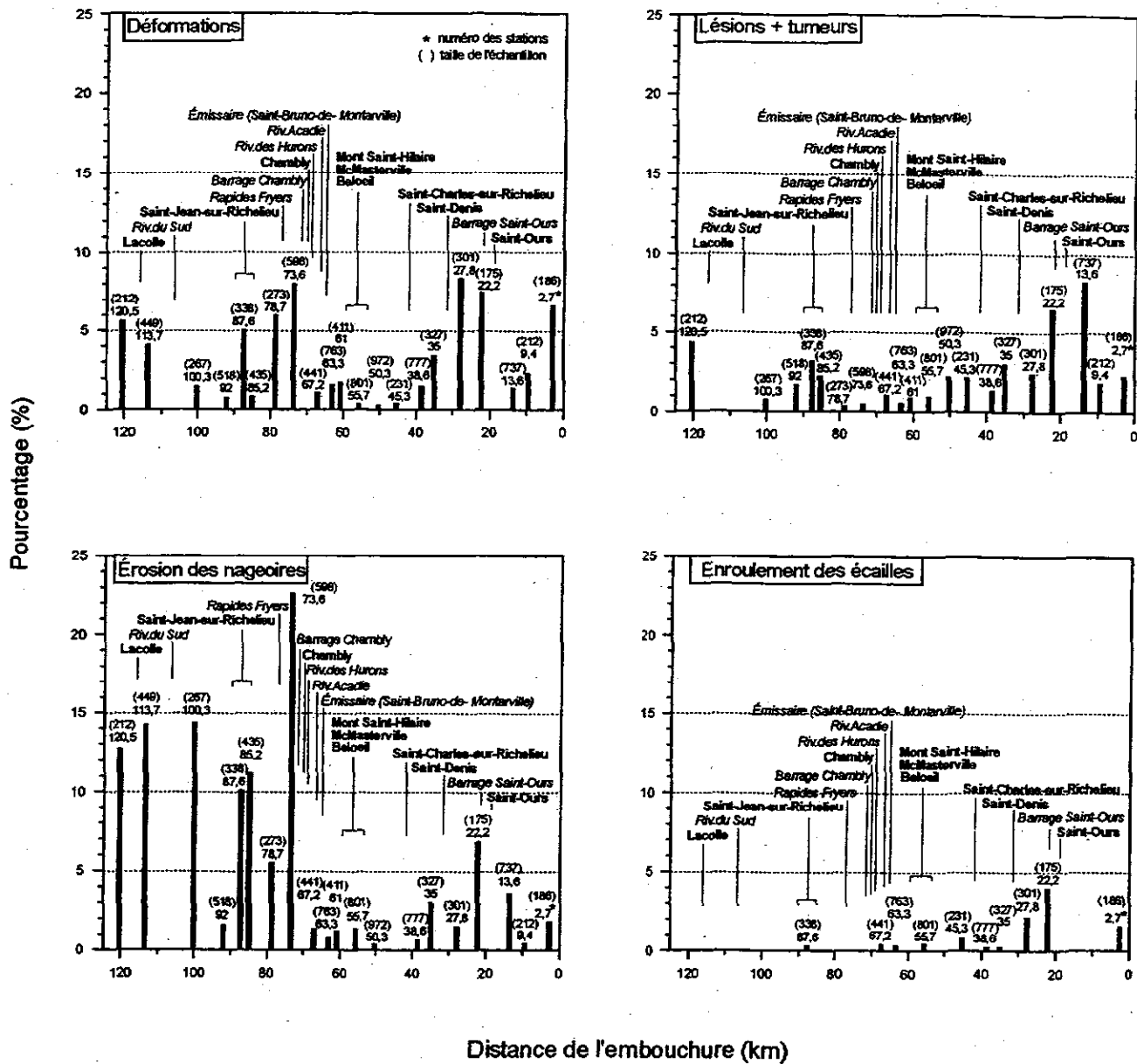


Figure 15a Pourcentage de la communauté ichthyologique de la rivière Richelieu affectée par différents types d'anomalies externes

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.*, 1997). Les infections virales, bactériennes et parasitaires peuvent également occasionner des déformations (Ohio EPA, 1987b). Dans la rivière Richelieu, ces déformations étaient surtout présentes chez la carpe, le meunier noir et le chevalier blanc, avec 18 %, 18 % et 17 % d'individus affectés, respectivement.

Les poissons atteints par l'érosion des nageoires étaient particulièrement abondants dans le secteur amont de la rivière Richelieu (figure 15a). On observe jusqu'à 23 % des individus affectés en amont du barrage de Chambly (station 73,6), une proportion assurément supérieure à 5 %, seuil au-delà duquel la santé d'une communauté est mauvaise. Dans le secteur aval de la rivière, seule la station en amont du barrage de Saint-Ours atteint un pourcentage supérieur à 5 %. Des substances toxiques, telles que 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 entraînent la destruction des tissus (Mahoney *et al.*, 1973; Ohio EPA, 1987c). Dans la rivière Richelieu, l'espèce la plus affectée par ce genre d'anomalie est l'achigan à grande bouche et la barbotte brune, avec respectivement 55 % et 37 % d'individus touchés.

Les poissons récoltés aux stations situées en amont (station 22,2) et en aval (station 13,6) du barrage de Saint-Ours présentent le pourcentage le plus élevé de lésions ou tumeurs (figure 15a). 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 vulnérabilité 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). Dans la rivière Richelieu,

cette anomalie est particulièrement fréquente chez le meunier noir (21 %).

Les résultats présentés à la figure 15a démontrent clairement que l'érosion des nageoires prédominent chez les communautés recensées dans le secteur amont de la rivière (entre Lacolle et Chambly). Pour leur part, les poissons recensés dans le secteur aval de la rivière présentent une variété d'anomalies, telles que les déformations, l'érosion des nageoires, des lésions et des tumeurs. La source des problèmes responsables du développement du DELT semble donc différer entre le secteur amont et le secteur aval du tronçon.

Dans l'ensemble, la fréquence de l'enroulement des écailles, de points noirs, de copépodes, de cécité, de sangsues, de yeux exorbités, de mauvaise condition globale ainsi que de tout autre type d'anomalie chez les poissons de la rivière Richelieu est faible (figures 15a-c). La Violette et Richard (1996) présentent une description détaillée des causes reliées au développement de ces différents types d'anomalies. Il faut noter que les cas de parasitisme chez les poissons de la rivière Richelieu atteignent des proportions considérables (figure 15c). Les communautés recensées à proximité de Saint-Denis, Saint-Charles-sur-Richelieu et Lacolle (stations 27,8; 35 et 113,7) en sont les plus affectées. Selon Esch *et al.*, (1975), il existerait un lien entre le taux de parasitisme et le niveau de stress que subissent les organismes soit par la pollution, la prédation ou tous autres mécanismes. Dans la rivière Richelieu, cette anomalie affecte principalement le méné à nageoires rouges (60 %).

Indice de *Well Being*

La variation spatiale de la différence entre l'indice de *Well Being* et l'indice de *Well Being* modifié (IWB-IWBm), obtenue à la figure 16, est présentée à la figure 17. Selon l'Ohio EPA (1987b), cette différence serait une indication directe de l'altération des communautés piscicoles. Les secteurs de rivière caractérisés par un IWB-IWBm inférieur ou égal à 0,5 auraient une communauté en santé (La Violette et Richard, 1996; Richard, 1996). Selon ce critère, seules les stations près de Saint-Jean-sur-Richelieu (station 87,6) et Beloeil (station 50,3) ainsi que les stations comprises entre Saint-Charles-sur-Richelieu et l'embouchure présenteraient une dégradation de leur communauté (figure 17). L'IWB-IWBm de la station directement en aval de Saint-Denis atteint 1,0, seuil à partir duquel une communauté serait dégradée.

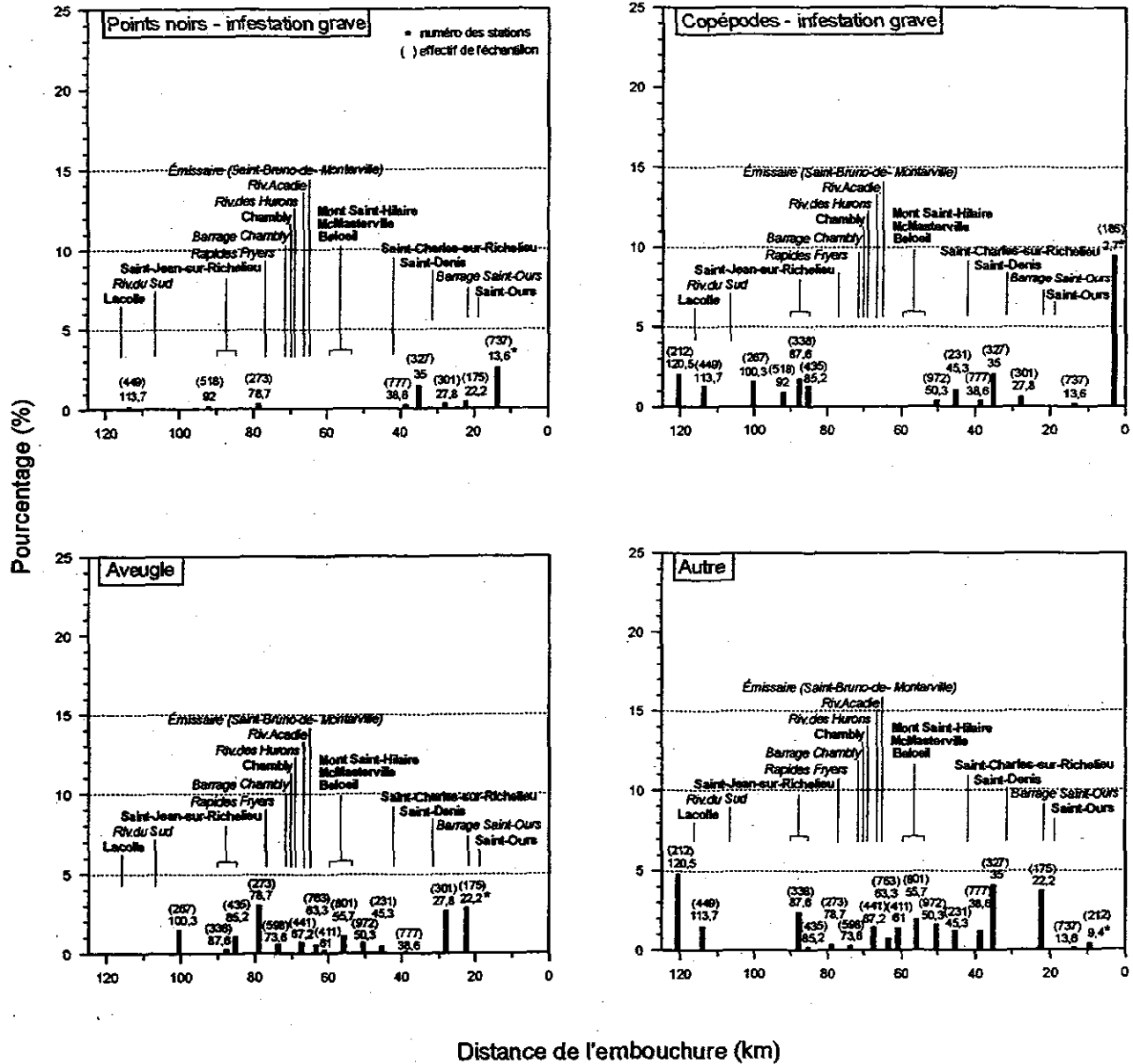


Figure 15b Pourcentage de la communauté ichthyologique de la rivière Richelieu affectée par différents types d'anomalies externes. Il faut noter que les proportions des poissons aveugles présentées sont conservatrices puisque les poissons \leq à cinq centimètres ont été fixés à la formaldéhyde, ce qui rend la détermination de ce type d'anomalie impossible.

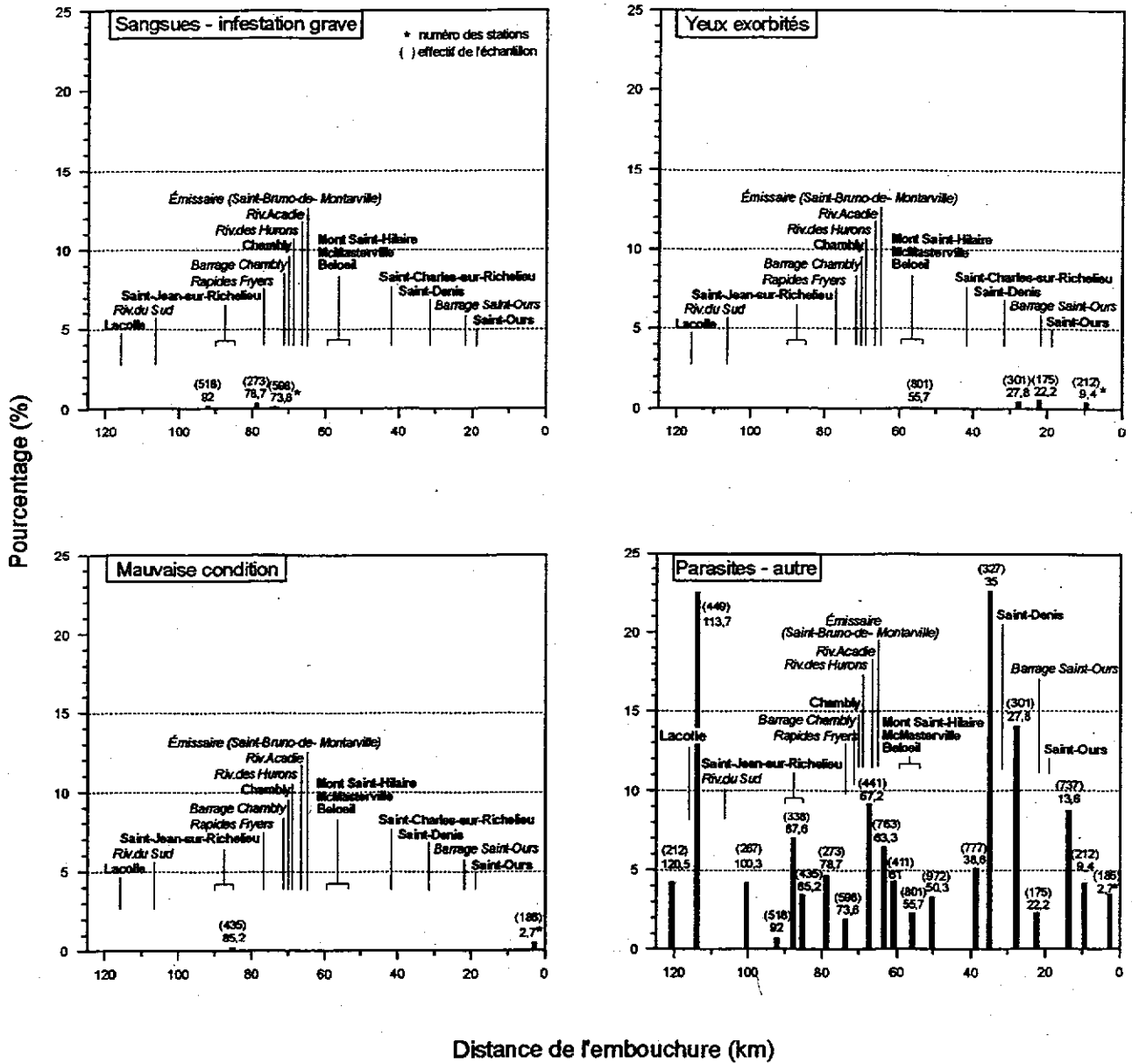


Figure 15c Pourcentage de la communauté ichthyologique de la rivière Richelieu affectée par différents types d'anomalies externes

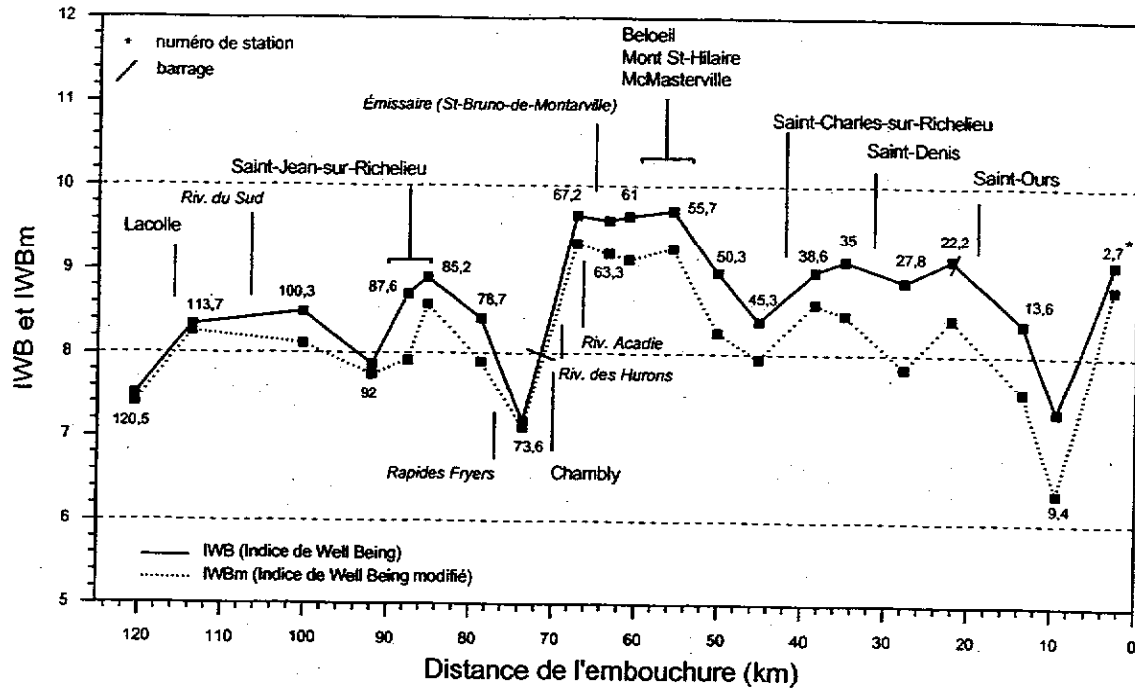


Figure 16 Variation spatiale de l'indice de Well Being et de l'indice de Well Being modifié de la rivière Richelieu

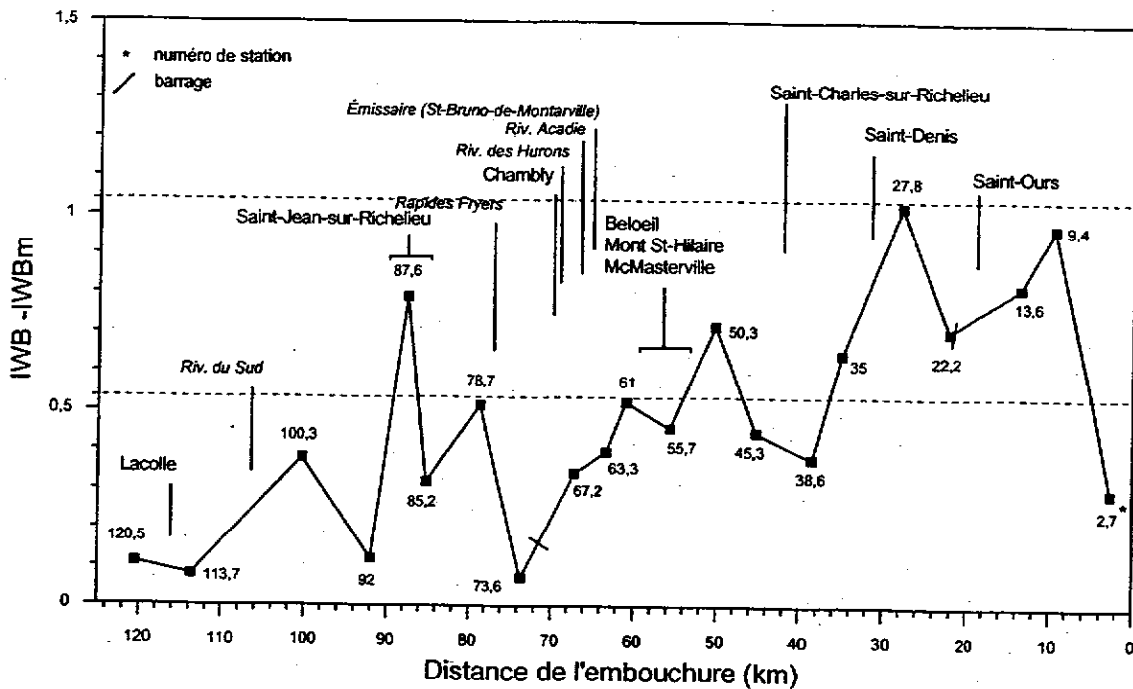


Figure 17 Variation spatiale de la différence entre l'indice de Well Being et l'indice de Well Being modifié de la rivière Richelieu

Indice d'intégrité biotique

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 l'intégrité biotique de la rivière Richelieu est présentée à la figure 18. Mis à part la station 87,6, le secteur amont situé entre Lacolle et Chambly affiche une intégrité jugée moyenne. La proportion des anomalies externes (DELTA) chez les communautés de ce secteur est, dans l'ensemble, considérable (> 12%) et se compare aux secteurs très affectés de la rivière Saint-François (Richard, 1996). Aussi, les cyprinidés insectivores – espèces généralement sensibles à la pollution – sont pratiquement absents du milieu, signe d'un

déséquilibre de la chaîne trophique (Karr *et al.*, 1986). Par contre, la proportion élevée des piscivores, l'occurrence de certaines espèces intolérantes à la pollution (fondule barré, menton noir, méné d'herbe) ainsi que la faible représentation des omnivores (< 20 %) dans ce secteur ramènent l'indice à une cote moyenne. L'écosystème subit néanmoins un stress important. Piché et Simoneau (1998) soulignent l'emplacement de six sources de rejet direct d'origine industrielle, incluant la papetière à Ticonderoga ainsi que 96 sites d'enfouissement – dont 34 de déchets dangereux – dans le bassin du lac Champlain, situé en amont de Lacolle. Ce secteur reçoit également les eaux eutrophes de la rivière du Sud, dont 75 % du territoire est cultivé (41 % en maïs). Cependant, la conservation d'abondants marécages augmente

Tableau 5 Valeur de chacune des variables aux différentes stations de la rivière Richelieu et codification retenue [] pour le calcul de l'indice d'intégrité biotique

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-IWB _m	Indice d'intégrité biotique (x 1,5)
2,7	2 [5]	50 [5]	26 [5]	8,4 [1]	3 [5]	4 [5]	0,3 [10]	54
9,4	6 [5]	52 [5]	16 [5]	3,8 [3]	1 [3]	2 [5]	1,0 [6]	48
13,6	20 [3]	38 [3]	6 [5]	13,2 [1]	1 [3]	1 [3]	0,8 [6]	36
22,2	27 [3]	40 [3]	10 [5]	18,1 [1]	2 [3]	4 [5]	0,7 [6]	39
27,8	37 [3]	9 [1]	10 [5]	10,7 [1]	1 [3]	3 [5]	1,0 [6]	36
35,0	32 [3]	25 [3]	6 [5]	8,1 [1]	1 [3]	3 [5]	0,6 [6]	39
38,6	14 [5]	12 [1]	6 [5]	3,4 [3]	2 [3]	3 [5]	0,4 [10]	48
45,3	20 [3]	10 [1]	19 [5]	2,2 [3]	3 [5]	4 [5]	0,4 [10]	48
50,3	24 [3]	16 [1]	10 [5]	2,8 [3]	2 [3]	2 [5]	0,7 [6]	39
55,7	8 [5]	35 [3]	16 [5]	2,4 [3]	3 [5]	4 [5]	0,5 [10]	54
61,0	11 [5]	29 [3]	24 [5]	3,6 [3]	2 [3]	4 [5]	0,5 [10]	51
63,3	9 [5]	18 [1]	26 [5]	2,5 [3]	2 [3]	4 [5]	0,4 [10]	48
67,2	17 [5]	25 [3]	25 [5]	3,2 [3]	3 [5]	4 [5]	0,3 [10]	54
73,6	2 [5]	0 [1]	91 [5]	25,8 [1]	2 [3]	1 [3]	0,1 [10]	42
78,7	10 [5]	0 [1]	33 [5]	11,5 [1]	1 [3]	1 [3]	0,5 [10]	42
85,2	15 [5]	3 [1]	40 [5]	12,5 [1]	2 [3]	1 [3]	0,3 [10]	42
87,6	25 [3]	0 [1]	15 [5]	14,6 [1]	2 [3]	1 [3]	0,8 [6]	33
92,0	11 [5]	1 [1]	20 [5]	3,3 [3]	2 [3]	0 [1]	0,1 [10]	42
100,3	9 [5]	1 [1]	42 [5]	15,4 [1]	3 [5]	1 [3]	0,4 [10]	45
113,7	3 [5]	4 [1]	55 [5]	18,3 [1]	2 [3]	1 [3]	0,1 [10]	42
120,5	4 [5]	3 [1]	49 [5]	17,1 [1]	2 [3]	0 [1]	0,1 [10]	39

¹ Une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformations, érosions, lésions et tumeurs.

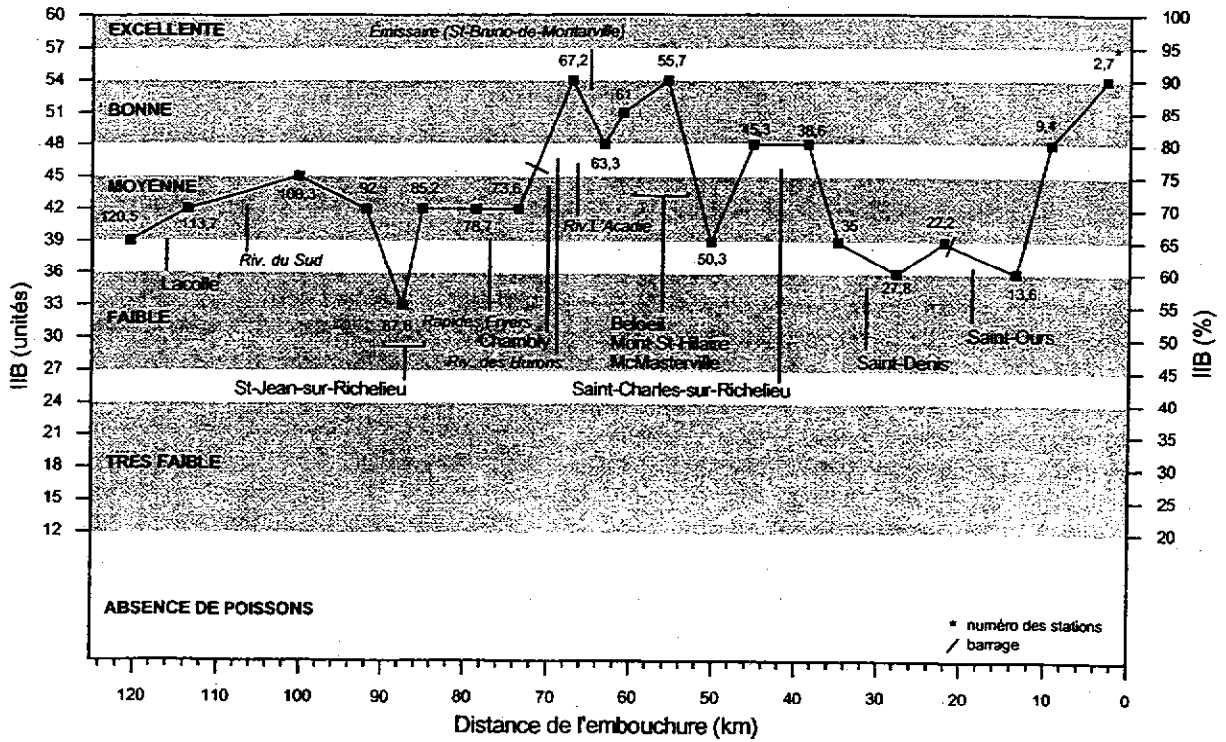


Figure 18 Variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique (IIB) de la rivière Richelieu - valeur absolue (unités) et valeur relative (%)

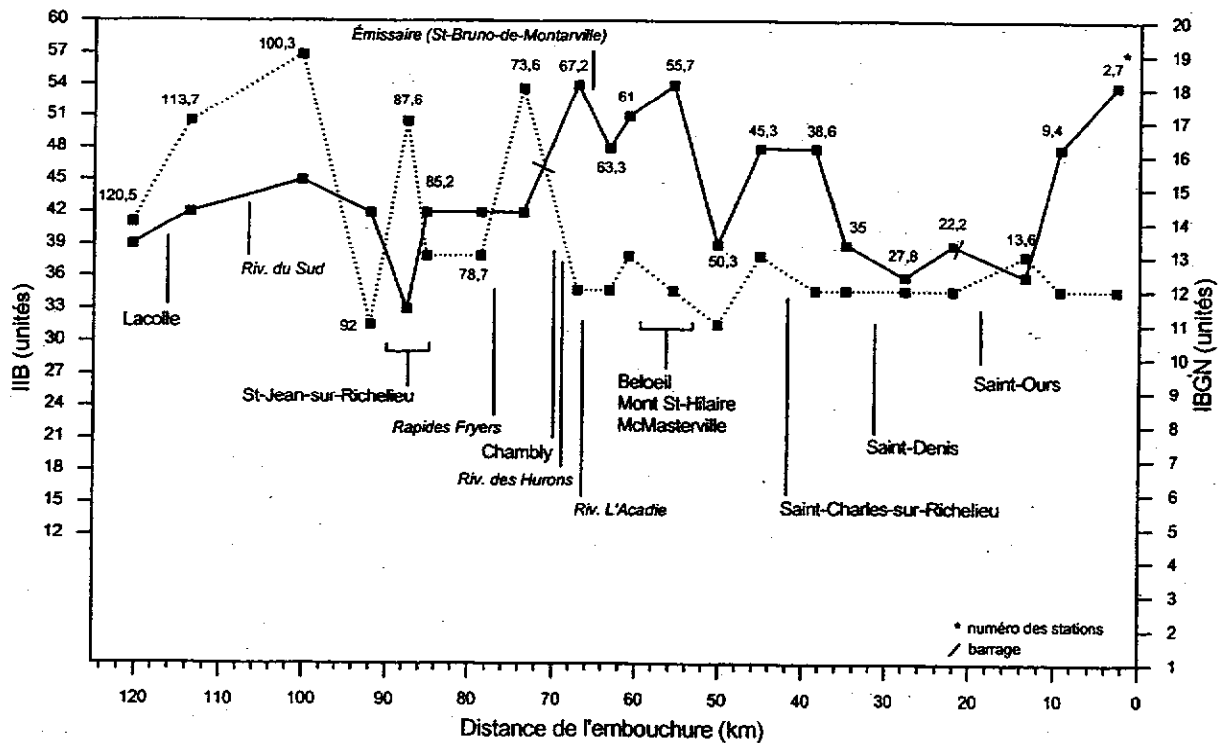


Figure 19 Variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique (IIB —) et de l'indice biologique global (IBGN) de la rivière Richelieu

probablement la capacité d'absorption du système face à ces différents stress, ce qui pourrait permettre la survie d'espèces plus sensibles à la dégradation du milieu (ex. : piscivores, espèces intolérantes à la pollution). L'intégrité du milieu passe de moyenne à faible à Saint-Jean-sur-Richelieu (station 87,6). Ce secteur serait, selon les valeurs de l'indice, le plus dégradé de tout le tronçon. L'augmentation de la proportion des espèces tolérantes à la pollution, reflétée indirectement par l'augmentation de l'IWB-IWBm, ainsi que l'incidence élevée du DELT (14,6 %) sont les variables qui contribuent le plus à cette baisse de l'intégrité biotique. Les effluents d'eaux usées non traitées répartis sur plusieurs kilomètres dans ce secteur affectent la qualité du milieu. De plus, 18 industries rejettent leurs eaux résiduelles dans le réseau municipal de la ville de Saint-Jean-sur-Richelieu, dont les eaux usées ne sont pas encore traitées (Piché et Simoneau, 1998). C'est également dans ce secteur que Berryman et Nadeau (1998) observe une augmentation des concentrations de plus de 43 substances toxiques, dont une variété impressionnante de HAP et BPC. L'impact de ces nombreuses sources de pollution a été observé plus particulièrement à la station 85,2 lors du traitement des communautés d'organismes benthiques (Piché, 1998). On observe donc un certain déphasage entre la réponse des poissons (organismes mobiles) et celle du benthos (organisme sédentaire) au stress environnemental. Globalement, la codification des communautés piscicoles associée aux stations 87,6 et 85,2 était très similaire (tableau 5). La diminution de l'IWB-IWBm ainsi que la présence du méné pâle (espèce intolérante à la pollution) à la station 85,2 ramènent cependant l'indice d'intégrité biotique à un niveau moyen (figure 18).

L'IIB augmente de 21 unités entre Saint-Jean-sur-Richelieu (station 87,6) et Chambly (station 67,2). L'amélioration de l'intégrité biotique à cette dernière station résulte principalement de la diminution considérable du taux d'anomalies chez les poissons et de l'augmentation de la densité des cyprinidés insectivores (figures 9b, 10; tableau 5). Comme il a été mentionné précédemment, le bassin de Chambly pourrait favoriser la sédimentation de certains polluants (ex. : métaux lourds) et améliorer la condition de la communauté piscicole. L'IIB diminue légèrement en aval de l'affluent pollué de la rivière L'Acadie, secteur où les émissaires des eaux usées non traitées de Saint-Bruno-de-Montarville, Saint-Basile-le-Grand et Saint-Mathias rejoignent également le tronçon principal de la rivière Richelieu.

L'intégrité biotique demeure néanmoins bonne, et ce, jusqu'à la station 55,7 (Mont-Saint-Hilaire).

À partir de la station 55,7, l'intégrité biotique chute graduellement jusqu'à l'aval de Saint-Ours. Cette baisse de l'intégrité du système corrobore la détérioration de la qualité de l'eau de ce secteur. Piché et Simoneau (1998) avaient observé d'importantes hausses de la DBO₅, du phosphore total et de la turbidité de l'eau en aval des villes de Beloeil, Saint-Charles-sur-Richelieu et Saint-Denis. Les eaux usées non traitées de ces agglomérations, qui englobent plus de 38 000 habitants, altèrent la physico-chimie du milieu et entraînent une diminution de l'intégrité biotique du système. En effet, l'IIB diminue à 39 unités en aval de Beloeil, une intégrité jugée moyenne. Les omnivores - espèces tolérantes à la pollution pour la plupart - augmentent en proportion, tandis que les espèces plus sensibles aux conditions du milieu diminuent, une indication de la pollution du secteur. Par ailleurs, Berryman et Nadeau (1998) signale une augmentation des concentrations de seize substances toxiques en aval de McMasterville. Pourtant, le DELT affecte moins de 3 % de la communauté piscicole, chose surprenante vu la condition médiocre du milieu. Cette estimation des anomalies demeure cependant très modérée, étant donné la prédominance des espèces de petite taille dans les prises de pêche (ex. : chatte de l'est, crapet soleil, ventre pourri). Cette domination de la communauté par des espèces de petite taille pourrait, selon certains auteurs, représenter une indication de la perturbation d'un système (Margalef, 1963; Kushlan, 1976; Odum, 1985; Rapport *et al.*, 1985).

Le secteur compris entre Saint-Charles-sur-Richelieu et Saint-Ours est l'un des plus dégradés de la rivière. On observe à cet endroit une importante augmentation de la densité et de la biomasse des espèces tolérantes à la pollution (annexes 5, 6), comme l'indique la hausse de l'IWB-IWBm. Aussi, l'incidence d'anomalies externes chez les poissons y est supérieure à 10 %, une autre indication de la mauvaise santé des communautés du secteur. On assiste également à un déséquilibre de la chaîne trophique : la proportion des espèces omnivores augmente, tandis que celle des cyprinidés insectivores et des piscivores diminue. La dégradation du milieu est particulièrement importante aux stations 27,8 et 13,6 situées en aval de Saint-Denis et de Saint-Ours. Avec seulement 36 unités,

l'intégrité du système est faible; une situation comparable à celle de Saint-Jean-sur-Richelieu. Les caractéristiques physiques de l'habitat à la station 27,8 se comparent étroitement à celles associées à la station 45,3 où l'intégrité du système est jugée bonne (tableau 4; figure 2). Il semble donc que l'augmentation des pressions urbaines, industrielles et agricoles affecte davantage la qualité des eaux de ce secteur et l'intégrité biotique du milieu. À cet endroit, près de 1 700 habitants rejettent leurs eaux usées non traitées directement dans la rivière. La demande biochimique globale en oxygène (DBO_5) dépasse le critère de $3,0 \text{ mgL}^{-1}$ établi pour la protection de la vie aquatique, ce qui confirme l'apport notable de substances putrescibles par les eaux usées domestiques et industrielles (voir La Violette et Richard, 1996; Piché et Simoneau, 1998). Cette station comprend la proportion d'omnivores et d'espèces tolérantes à la pollution la plus élevée de tout le tronçon de la rivière Richelieu, signe de la perturbation du milieu (voir Karr *et al.*, 1986; Richard, 1996 pour des exemples sur d'autres bassins).

L'intégrité biotique demeure faible en aval de Saint-Ours, secteur où un développement prématuré d'anomalies externes a été observé chez la communauté piscicole (figures 13, 18). La problématique du secteur est toutefois difficilement explicable. Un réseau d'égout dessert approximativement 62 % de la population des villes de Saint-Roch et Saint-Ours. L'eau demeure néanmoins très turbide ($12,4 \text{ UTN}$), et la concentration en phosphore moyenne atteint $0,1 \text{ mgL}^{-1}$, valeurs pouvant conduire à l'eutrophisation. Comme il a été suggéré antérieurement, le rôle probable du barrage de Saint-Ours dans la resuspension et le transport de particules (sédiments, contaminants, etc.) vers l'aval pourrait aussi contribuer au maintien de l'intégrité biotique à un faible niveau. L'IIB augmente par la suite, pour atteindre une valeur de 54 unités à la station 2,7. Habituellement, une telle hausse de l'indice (IIB) indique une certaine récupération de l'écosystème face aux pressions environnantes (Richard, 1996). Cependant, la confluence de la rivière Richelieu à cet endroit avec le fleuve Saint-Laurent complique l'interprétation de l'indice. Selon Paller (1994), la confluence de deux systèmes fluviaux favorise l'invasion et l'immigration des poissons, ce qui altère l'assemblage des espèces et la structure des communautés. Ces changements au sein de la communauté pourraient donc affecter la valeur de

l'indice d'intégrité biotique, sans pour autant signifier une amélioration ou une récupération de l'écosystème.

Globalement, sur les 117,8 kilomètres de rivière étudiés, l'intégrité biotique de la rivière Richelieu est cotée bonne sur 33,6 km (28,5 %), moyenne sur 65,7 km (55,8 %) et faible sur 18,5 km (15,7 %). Ces proportions se comparent à celles obtenues à l'aide de l'indice biologique global (IBGN), qui évalue l'intégrité biotique d'un système à partir de la composition des organismes benthiques (voir Piché, 1998). Il faut cependant souligner que la variation spatiale de l'IIB suit une courbe différente de celle obtenue avec l'IBGN ($r_s = -0,2$; $n = 21$; $p = 0,5$; figure 19). Les organismes benthiques sont beaucoup plus sédentaires que les poissons (Metcalf, 1989). Il est donc possible que la structure de leur communauté reflète plus directement les pressions locales d'un milieu. La mobilité ainsi que la durée de vie généralement plus longue des poissons permettent à ceux-ci d'intégrer divers aspects du milieu sur une échelle temporelle et spatiale beaucoup plus globale (Karr *et al.*, 1986; Power *et al.*, 1988).

Par exemple, la réponse de la communauté benthique à l'appauvrissement du milieu à Saint-Jean-sur-Richelieu s'observe à la station 85,2, tandis que celle de la communauté piscicole s'observe à la station 87,6 (figure 19). La détérioration notable de la qualité des eaux à la station 85,2 (Piché et Simoneau, 1998) ainsi que la présence de plusieurs substances organiques toxiques (Berryman et Nadeau, 1998) pourraient encourager le mouvement des poissons hors de la zone immédiate de rejets ponctuels (émissaire principal de la ville). Comme il a été mentionné antérieurement, cela se traduit par un déphasage entre la réponse du benthos (organisme sédentaire) et celle des poissons (organismes mobiles) aux pressions ponctuelles du milieu.

Finalement, la différence observée dans l'IIB et l'IBGN à la station 2,7 représente un bon exemple de la spécificité et de l'importance de l'utilisation de chacun de ces indices à proximité de confluents majeurs. En effet, basé sur la composition des communautés benthiques, l'IBGN fournit un portrait local de la condition du milieu (voir Yoder et Rankin, 1995). L'IIB, pour sa part, permet l'évaluation générale du système puisqu'il tient compte de l'effet de contagion des espèces occupant le fleuve Saint-Laurent dans la rivière Richelieu.

SYNTHÈSE ET CONCLUSION

Le présent rapport fait état de l'impact des pressions urbaines, industrielles et agricoles sur l'intégrité biotique de la rivière Richelieu. L'intégrité globale de cet important tributaire a été examinée par le biais des communautés piscicoles, dont la structure et les caractéristiques permettent l'évaluation du degré de dégradation environnementale. Vingt et une stations réparties sur près de 117,8 km de rivière ont été échantillonnées à l'été 1995. 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 équidistante le long du tronçon fluvial, permettaient d'évaluer l'étendue des effets, la distance requise pour la récupération de l'écosystème et l'importance des sources de pollution diffuse.

Les résultats obtenus démontrent, dans un premier temps, une importante dichotomie dans la composition des communautés piscicoles entre l'amont et l'aval de la rivière. Cette dichotomie est en grande partie attribuable à l'altération graduelle de la qualité des eaux et à l'effet disruptif du barrage de Chambly, pour le mouvement longitudinal des espèces le long du tronçon. L'augmentation de la productivité du milieu couplée à une diminution de la transparence de l'eau causée par l'augmentation de la turbidité dans le secteur aval de la rivière altèrent en effet les caractéristiques qui assurent le maintien des communautés dans un écosystème intègre et équilibré.

Alors que la densité des poissons varie aléatoirement entre l'amont et l'aval de la rivière, on observe une augmentation notable de l'amplitude des fluctuations entre Chambly et l'embouchure. Ce genre de fluctuations pourrait traduire l'instabilité du système face à l'altération de la qualité des eaux du secteur. La biomasse totale des poissons (BUE) augmente, pour sa part, de l'amont vers l'aval. L'enrichissement en azote et en phosphore, lié à la fois à l'activité agricole, industrielle et urbaine, en serait la principale cause, puisqu'il favorise une hausse de la productivité du milieu. En effet, l'augmentation du nombre de fermes et de superficies cultivées ainsi que la croissance démographique entraînent une hausse significative des concentrations en azote et phosphore dans la rivière, ce qui en retour augmente les BUE. Dans la rivière Richelieu, la biomasse se

concentre surtout chez la carpe (34,7 %) et le meunier noir (18,1 %), deux espèces tolérantes à la pollution.

Comme pour les rivières l'Assomption, Saint-François et Châteauguay, le nombre d'espèces diminue en aval de sources majeures de pollution. Dans la rivière Richelieu, cette baisse de la richesse spécifique s'observe particulièrement en aval des tributaires à vocation agricole des rivières du Sud et de l'Acadie, ainsi qu'en aval des agglomérations non traitées de Saint-Jean-sur-Richelieu, Beloeil et Saint-Denis. Pour ces secteurs, il s'agit du premier indice de perturbation des communautés, puisque la baisse de la richesse spécifique est l'un des signes les plus répandus de la réponse d'un écosystème à un stress environnemental. Il faut noter que cette baisse du nombre d'espèces en aval de Saint-Jean-sur-Richelieu et Beloeil est particulièrement importante, du fait qu'elle se combine à une baisse de la diversité des espèces.

La densité relative des espèces intolérantes à la pollution est généralement faible dans la rivière Richelieu (en moyenne < 6 %). Seul le secteur situé à proximité de la station 100,3 enregistre des proportions supérieures à 25 %. Quoique ce secteur reçoive les eaux eutrophes de la rivière du Sud, les marécages y sont abondants. L'important rôle des marécages dans la filtration de la pollution pourrait favoriser la survie d'espèces plus sensibles aux conditions du milieu. Selon l'analyse du niveau de tolérance des communautés, les villes non traitées de Saint-Jean-sur-Richelieu, Beloeil et Saint-Denis représenteraient les secteurs les plus affectés du tronçon. En effet, on observe à ces endroits une augmentation de la proportion des espèces tolérantes à la pollution combinée à une baisse des espèces dites intolérantes, signe de la pollution du milieu. Dans ces mêmes secteurs, les polluants provoquent aussi un certain déséquilibre de la chaîne trophique; on y observe une augmentation de la densité des omnivores — espèces opportunistes. Pour leur part, les piscivores — espèces sensibles aux conditions du milieu — subissent une baisse remarquable de leur densité dans le secteur aval de la rivière (de Chambly à l'embouchure). Ces résultats vont de pair avec l'augmentation des concentrations en phosphore, de la DBO₅, de la conductivité, de la turbidité et avec la diminution des concentrations en oxygène dissous, observées dans cette portion affectée du tronçon. Toutefois, l'absence quasi totale des cyprinidés insectivores dans le secteur amont de la rivière

pourrait signifier que la communauté piscicole de cette partie du tronçon n'est pas non plus exempte de stress.

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). Pour 12 des 21 stations échantillonnées (soit 57 % des stations), la fréquence des anomalies dépasse 5 %, seuil au-delà duquel la santé des communautés est considérée comme mauvaise. Le pourcentage des poissons affectés est alarmant entre Lacolle et Chambly ainsi qu'en aval de Saint-Denis et Saint-Ours, où entre 10 % et 26 % des poissons sont atteints. Les stations 73,6 et 13,6 situées respectivement en amont du barrage de Chambly et en aval du barrage de Saint-Ours sont particulièrement importantes, puisque leurs communautés présentent un développement prématuré d'anomalies, signe de conditions environnementales très stressantes. Dans l'ensemble, les érosions des nageoires prédominent chez les communautés recensées entre Lacolle et Chambly. Les poissons capturés dans le secteur aval de la rivière (de Chambly à l'embouchure) présentent, pour leur part, une variété d'anomalies (déformations, érosion des nageoires, lésions et tumeurs). La source des problèmes entraînant le développement du DELT semble donc différer entre les secteurs amont et aval du tronçon.

C'est finalement grâce à l'évolution spatiale de l'indice d'intégrité biotique (IIB) que l'évaluation globale de l'état de santé de la rivière Richelieu peut s'effectuer. Cet indice combine des caractéristiques de composition, d'abondance, d'organisation trophique et de conditions des poissons, dont l'information reliée aux anomalies (DELT) et à la différence entre l'IWB et l'IWBM. Cette différence serait une indication directe du degré d'altération des communautés, de là son incorporation au sein de l'IIB.

La variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique de la rivière se résume comme suit. D'une part, le secteur amont situé entre Lacolle et Chambly affiche une intégrité jugée moyenne. La fréquence élevée des anomalies externes chez les poissons de ce secteur et la quasi-absence des cyprinidés insectivores affectent l'intégrité biotique. Par contre, la proportion élevée des piscivores, l'occurrence de certaines espèces intolérantes à la pollution dans le secteur marécageux de la rivière ainsi que la faible représentation des

omnivores (< 20 %) ramènent l'indice à une cote moyenne. Cette cote passe à faible à proximité de Saint-Jean-sur-Richelieu. Avec un IIB de 33 unités, ce secteur serait le plus dégradé de tout le tronçon. Les effluents d'eaux usées non traitées, répartis sur plusieurs kilomètres, affectent la qualité de l'eau. De plus, 18 industries rejettent leurs eaux résiduelles dans le réseau municipal de la ville de Saint-Jean-sur-Richelieu, dont les eaux usées ne sont pas encore traitées et où l'augmentation des concentrations de plus de 43 substances toxiques a été décelée. Cette dégradation notable de la qualité du milieu explique clairement l'augmentation de la proportion des espèces tolérantes à la pollution ainsi que l'incidence élevée du DELT (14,6 %), deux variables qui favorisent la baisse de l'IIB.

On observe par la suite une amélioration de l'intégrité biotique entre Chambly et Mont-Saint-Hilaire, secteur où le bassin de Chambly pourrait favoriser la sédimentation de certains polluants. Le taux d'anomalies chez les communautés de poissons diminue à moins de 5 %, et la proportion des cyprinidés insectivores varie entre 18 % et 35 %. Ces changements au niveau des communautés ramènent l'IIB à une intégrité jugée bonne. Cette récupération de l'écosystème n'est cependant que temporaire. Ainsi, à partir de Beloeil, l'indice chute graduellement jusqu'en aval de Saint-Ours. L'IIB n'atteint que 36 unités en aval de Saint-Denis (station 27,8) et de Saint-Ours (station 16,3); une situation comparable à celle observée à Saint-Jean-sur-Richelieu. À Saint-Denis, près de 1 700 habitants ainsi qu'une usine agro-alimentaire rejettent leurs eaux usées non traitées directement dans la rivière. La demande biochimique en oxygène dépasse le critère de 3,0 mgL⁻¹ établi pour la protection de la vie aquatique, ce qui confirme l'apport notable de substances putrescibles par les eaux domestiques et industrielles.

Globalement, sur les 117,8 kilomètres étudiés, l'intégrité biotique de la rivière Richelieu est cotée bonne sur 33,6 km (28,5 %), moyenne sur 65,7 km (55,8 %) et faible sur 18,5 km (15,7 %). Ces proportions se comparent à celles obtenues à l'aide de l'indice biologique global (IBGN), qui évalue l'intégrité biotique d'un système à partir de la composition des organismes benthiques. Dans la rivière Richelieu, la variation spatiale de l'IBGN fournit le portrait local de la condition du milieu, alors que l'IIB intègre divers aspects du milieu sur une échelle temporelle et spatiale beaucoup plus globale.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier François Marchand, candidat au doctorat à l'Université du Québec à Montréal, ainsi que Yvon Richard, Nathalie LaViolette et Isabelle Piché de la Direction des écosystèmes aquatiques du ministère de l'Environnement et de la Faune, pour leurs précieux commentaires.

Je remercie également toute l'équipe technique qui a réalisé l'échantillonnage des poissons, la révision des graphiques et la mise en forme du rapport : Paul Arrisson, Roger Audet, Jean-Philippe Baillargeon, Francine Dufour, Karl Krumke, Yves Laporte, Nathalie La Violette, Julie Moisan et Lyne Pelletier.

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 : 149-61.
- 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 : 716-26.
- 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 : 1804-10.
- 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.
- 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.
- BERRYMAN, D. et A. NADEAU, 1998. « Le bassin de la rivière Richelieu : contamination de l'eau par des métaux et certaines substances organiques toxiques », 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 2.
- BLACK, J.J., 1983. Field and laboratory studies of environmental carcinogenesis in Niagara River fish, *J. Great Lakes Res.* 9(2) : 326-34.
- 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*, University of Oklahoma Press, Matthews, W.J. et D. C. Heins (eds), p. 184-192.
- 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) : 189-98.
- BROWN, V.M., 1975. Fishes, dans *River Ecology*, University of California Press, Whitton, B.A. (ed), p. 199-229.

- BURSEY, C.R., 1987. Myxosporidian lesions of the Sheepshead Minnow (*Cyprinodon variegatus*), *J. Wildl. Dis.* 23(4) : 572-75.
- 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, *J. Wat. Pollut. Cont. Fed.* 43 : 755-72.
- CALLICOTT, J. B., 1995. A review of some problems with the concept of ecosystem health, *Ecosystem Health* 1(2) : 101-12.
- COLE, R.A., 1973. Stream community response to nutrient enrichment, *Journal WPCF* 45(9) : 1874-88.
- COUILLARD, C., 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) : 1051-60.
- CROSS, J.N., 1985. Fin erosion among fishes collected near a southern California municipal Wastewater Outfall, *Fish. Bull.* 83(2) : 195-206.
- CROSSMAN, E.J. et E. HOLM, 1996. The status report of the Cutlips minnow, *Exoglossum maxillingua*, in Canada. *Can. Field-Nat.* 110(3) : 470-477.
- 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 : 885-93.
- 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 : 1194-201.
- ELLER, L.L., 1975. Gill lesions in freshwater teleosts, dans *The Pathology of Fishes*, The University of Wisconsin Press, Ribelin, W.E. et G. Migaki (eds), p. 477-496.
- 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.
- GAINES, J. L. JR. et W. A. ROGERS, 1975. Some skin lesions of fishes, dans *The Pathology of Fishes*, The University of Wisconsin Press, Ribelin, W.E. et G. Migaki (eds), p. 429-441.
- 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.
- GOLDSTEIN, R. M., 1981. Longitudinal succession in impact assessment of river system fish communities, *Wat. Res. Bull.* 17(1) : 75-81.
- 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) : 507-15.
- GRAY, J.S., 1989. Effects of environmental stress on species rich assemblages, *Biol. J. Linn. Soc.* 37 : 19-32.
- GUP, T., 1994. Dammed from here to eternity : dams and biological integrity, *Trout (winter)* : 14-20.
- HALLIWELL D.B., R.W. LANGDON, R.A. DANIELS, J.P. KURTENBACH et R.A. JACOBSON, 1998. Classification of freshwater fishes in the northeast, U.S.A. for use in the development of indices of biotic integrity, dans *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*, CRC Press, Thomas P. Simmons (ed.).

- HILL., R. A., 1976. The environmental impacts of agricultural land, *J. Environ. Manage.* 4 : 251-74.
- 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.
- 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) : 143-47.
- HOYER, M. V. et D. E. CANFIELD, 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) : 155-63.
- 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.
- JENKINS, R.E. et C.A. FREEMAN, 1972. Longitudinal distribution and habitat of the fishes of Mason Creek, an upper Roanoke River drainage tributary, Virginia, *Virg. Jour. Sci.* 23 : 194-202.
- KARR, J. R., 1991. Biological integrity : a long-neglected aspect of water resource management, *Ecol. Applic.* 1(1) : 66-84.
- KARR, J. R., D. R. DUDLEY, 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environ. Manage.* 5(1) : 55-68.
- 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., 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) : 249-56.
- KARR, J.R., R.C. HEIDINGER et E.H. HELMER, 1985. Effects of chlorine and ammonia from wastewater treatment facilities on biotic integrity, *Journal Water Pollution Control Federation* 57(9) : 912-15.
- 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 : 449-56.
- KINSOLVING, A. D. et M. B. BAIN, 1993. Fish assemblage recovery along a riverine disturbance gradient, *Ecol. Applic.* 3(3) : 531-44.
- KLEIN, R.D., 1979. Urbanization and stream quality impairment, *Water Resour. Bull.* 15(4) : 948-63.
- KUSHLAN, J. A., 1976. Environmental stability and fish community diversity, *Ecology* 57 : 821-25.
- LARKIN, P. A. et T. G. NORTHCOTE, 1969. *Fish as indices of eutrophication*, dans *Eutrophication : Causes, Consequences, Correctives*, National Academy of Sciences, Washington, D.C., p. 256-273.
- 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 : 2061-75.
- 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.
- LEGENDRE, V., 1960. Clef des cyprinidés ou menés 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 prologiciel 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 : 401-14.
- 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.
- MACARTHUR, R. H., 1955. Fluctuations of animal populations and measure of community stability, *Ecology* 36 : 533-36.
- MANDRAK, N.E. et W.R. RAMSHAW, 1998. The status of the eastern silvery minnow, *Hybognathus regius*, in Canada. *Can. Field-Nat.* (in press).
- 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.
- MARGALEF, R., 1963. On certain unifying principles in ecology, *Am. Nat.* 898 : 357-374.
- MATTHEWS, W.J., 1985. Distribution of midwestern fishes on multivariate environmental gradients, with emphasis on *Notropis lutrensis*. *Am. Midl. Nat.* 113(2) : 225-37.
- 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.
- METCALFE, J. L., 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities : history and present status in Europe, *Environ. Pollut.* 60 : 101-39.
- MIKAELIAN, I. et D. MARTINEAU, 1996. *Maladies des poissons de la rivière Richelieu et de la rivière Yamaska*. Résultats macroscopiques et histopathologiques. Rapport présenté au ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, par l'Université de Montréal, Faculté de médecine vétérinaire, Département de pathologie et de microbiologie, Centre Canadien Coopératif de Santé de la Faune (CCSF), 13 p.
- MILLER, D.L., P. M. LEONARD, 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, *FISHD* 13(5) : 12-20.
- MINSHALL, G.W., 1988. Stream ecosystem theory : a global perspective, *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7(4) : 263-88.
- MONGEAU, J.R., 1979. *Dossiers des poissons du bassin versant de la baie Missisquoi et de la rivière Richelieu, 1954 à 1977*, Service de l'Aménagement et de l'Exploitation de la Faune, ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Québec, Rapport technique n° 06-24, 251 p.
- MONGEAU, J.R., P. DUMONT et L. CLOUTIER, 1992. La biologie du suceur cuivré (*Moxostoma hubbsi*) comparée à celle de quatre autres espèces de *Moxostoma* (*M. anisurum*, *M. carinatum*, *M. macrolepidotum* et *M. valenciennesi*). *Can.J. Zool.* 70(7) : 1354-1363.
- MOORE, P. D., 1983. Ecological diversity and stress, *Nat.* 306 : 17.
- 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 : 117-30.
- ODUM, E.P., 1985. Trends expected in stressed ecosystems, *BioSci.* 35(7) : 419-22.
- 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, 44 p.

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.

PALLER, M.H., 1994. Relationships between fish assemblage structure and stream order in South Carolina coastal plain streams, *Trans. Am. Fish. Soc.* 123 : 150-61.

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

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*, ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980604, rapport n° EA-13, section 4.

PIELOU, E. C., 1984. Principal Coordinate Analysis, dans : *The interpretation of ecological data : a primer on classification and ordination*, John Wiley & Sons (eds), N.Y., p.165-201.

PLAFKIN, J.L., M.T. BARBOUR, K.D. PORTER, S.K. GROSS et R.M. HUGES, 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) : 456-79.

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 : 355-80.

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 : 211-20.

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 : 319-32.

RAPPORT, D. J., H. A. REGIER et T. C. HUTCHINSON, 1985. Ecosystem behaviour under stress, *Am. Nat.* 125 : 617-40.

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.

RESH, V.H., A.V. BROWN, A.P. COVICH, M.E. GURTZ, H.W. LI, G.W. MINSHALL, S.R. REICE, A.L. SHELDON, J.B. WALLACE et R.C. WISSMAR, 1988. The role of disturbance in stream ecology, *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7(4) : 433-55.

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, envirodoq 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, envirodoq 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.
- SAINT-JACQUES, N., 1996. *Flexibility, and the foraging behaviour of the white sucker *Catostomus commersoni**, Master's thesis, University of Toronto, 131 p.
- SANDERS, R.E., R.J. MILTNER, C.O. YODER et E.T. RANKIN, 1998 (en préparation). *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: *Assessing the sustainability and biological integrity of water resource quality using fish assemblages*, Simon, T.(ed), CRC Press-Lewis Publishers, Ann Harbour.
- 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*. 184 : 887-99.
- SCHINDLER, D.W. et E.J. FEE, 1974. Experimental lakes area : whole lake experiments in eutrophication, *Journal of Fisheries Resource Board of Canada* 31 : 937-53.
- SCHLOSSER, I.J., 1987. A conceptual framework for fish communities in small warmwater streams, dans : *Community and evolutionary ecology of North American stream fishes*, University of Oklahoma Press, Matthews, W.J. et D. C. Heins (eds), p. 17-24.
- SCHLOSSER, I.J., 1991. Stream fish ecology : a landscape perspective, *Bio.Sci.* 41(10) : 704-12.
- SCOTT, W. B. et E. J. CROSSMAN, 1973. *Freshwater Fishes of Canada*, Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 184, 966 p.
- 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. MEARNs, 1977. Environmental significance of fin erosion in southern California demersal fishes, *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 298 : 177-179.
- SIMONEAU, M., 1991. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Chaudière, 1976 à 1988*, Direction de la qualité des cours d'eau, ministère de l'Environnement du Québec, rapport n° QE-68-1, envirodoq n° 910053, 207 p. + 9 annexes.
- SIMONEAU, M., 1993. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Richelieu, 1979 à 1992*, Direction de la qualité des cours d'eau, ministère de l'Environnement du Québec, 190 p. + 6 annexes.
- 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) : 701-16.
- 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 et S.L. BRICHFORD, 1991. Fate and effects of pollutants : non-point sources, *Research Journal WPCF* 63(4) : 527-36.
- 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) : 366-74.
- TSAI, C. 1972. Life history of the eastern johnny darter, *Etheostoma olmstedi* 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 : 688-96.
- 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.

WHITTIER, T.R. et R.M. HUGHES, 1998. Evaluation of fish species tolerances to environmental stressors in Northeast U.S.A. lakes, *N. Am. J. Fish. Manage.* (sous presse).

WOOD, P.J. et P.D. ARMITAGE, 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment, *Environ. Manage.* 21(2) : 203-17.

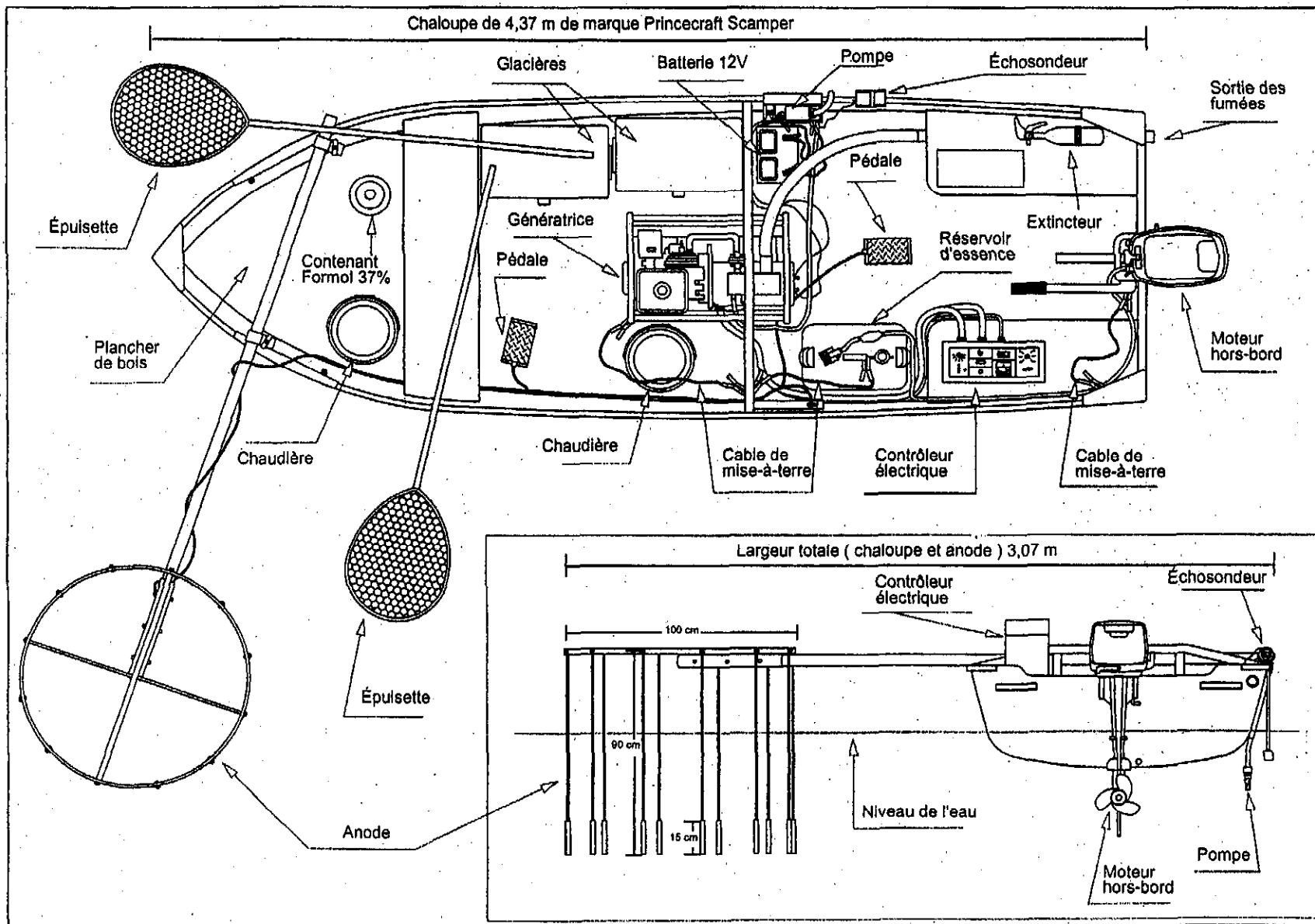
YANT, P.R., J.R. KARR et P.L. ANGERMEIER, 1984. Stochasticity in stream fish communities : an alternative interpretation, *Am. Nat.* 124(4) : 573-582.

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.

Annexe 1 Localisation des stations et dates d'échantillonnage de la rivière Richelieu

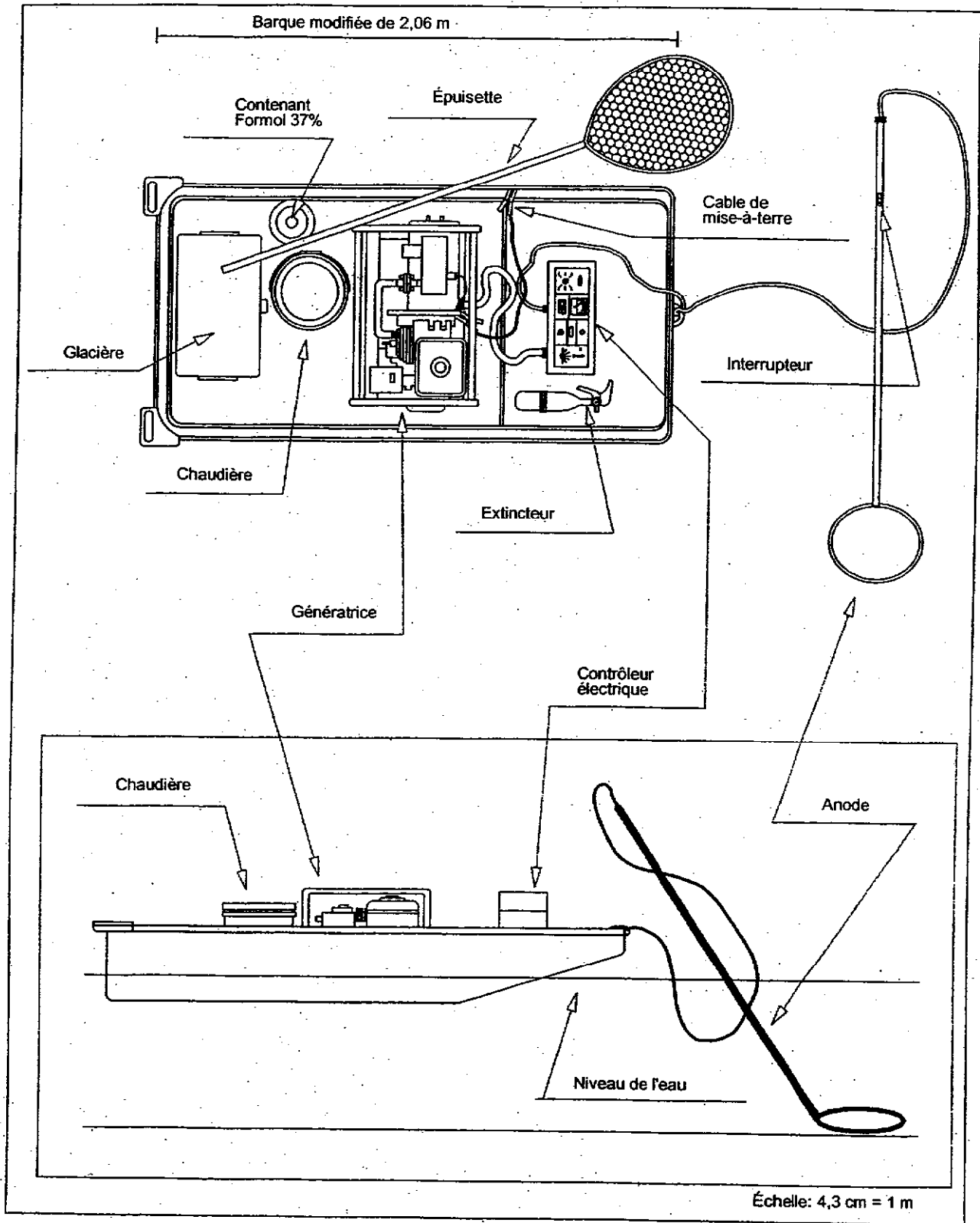
Distance de l'embouchure (km)	Stations			Échantillonnage				
	Coordonnées			Qualité de l'eau	Ichtyologique			
	UTM Est	UTM Nord	No de carte	Dates	Effort de pêche (sec)	Longueur de rive (m)	Méthode	Date
2,7	644700	5098900	31 I/3	95-07-18/09-26	1067	1000	Bateau	95-08-16
9,4	644000	5092600	31 H/14	95-07-18/09-26	975	1000	Bateau	95-08-15
13,6	643400	5088200	31 H/14	95-07-18/09-26	976	1000	Bateau	95-08-17
22,2	643950	5080150	31 H/14	95-07-18/09-26	941	1000	Bateau	95-08-10
27,8	643850	5074400	31 H/14	95-07-18/09-26	1132	1000	Bateau	95-08-14
35	641000	5067900	31 H/14	95-07-18/09-26	1003	1000	Bateau	95-08-21
38,6	640800	5064100	31 H/11	95-07-18/09-26	1010	1000	Bateau	95-08-23
45,3	640650	5057850	31 H/11	95-07-18/09-26	1113	1000	Bateau	95-08-30
50,3	641550	5052950	31 H/11	95-07-18/09-26	1215	1000	Bateau	95-08-30
55,7	640700	5047500	31 H/11	95-07-20/09-28	1035	1000	Bateau	95-08-28
61	637900	5043100	31 H/11	95-07-20/09-28	1080	1000	Bateau	95-09-25
63,3	636450	5040100	31 H/11	95-07-19/09-27	994	1000	Bateau	95-09-27
67,2	635150	5037150	31 H/6	95-07-19/09-27	931	1000	Bateau	95-09-13
73,6	637200	5031800	31 H/6	95-07-19/09-27	2028	50	À Gré	95-09-19
78,7	636900	5027150	31 H/6	95-07-19/09-27	1057	1000	Bateau	95-09-05
85,2	636350	5021050	31 H/6	95-07-19/09-28	1094	1000	Bateau	95-09-12
87,6	637600	5018150	31 H/6	95-07-19/09-27	1125	1000	Bateau	95-09-11
92	637750	5014100	31 H/6	95-07-19/09-27	1176	1000	Bateau	95-08-31
100,3	637600	5005500	31 H/3	95-07-19/09-27	1090	1000	Bateau	95-09-14
113,7	633100	4994200	31 H/3	95-07-19/09-27	1058	1000	Bateau	95-09-26
120,5	631350	4987400	31 H/3	95-07-19/09-27	975	1000	Bateau	95-09-06

¹ Inclut les deux rives (500 m de rive droite et 500 m de rive gauche), sauf pour la station 73,6 où la pêche a été faite sur chacune des rives pour un segment de rivière d'une longueur de 50 m.



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

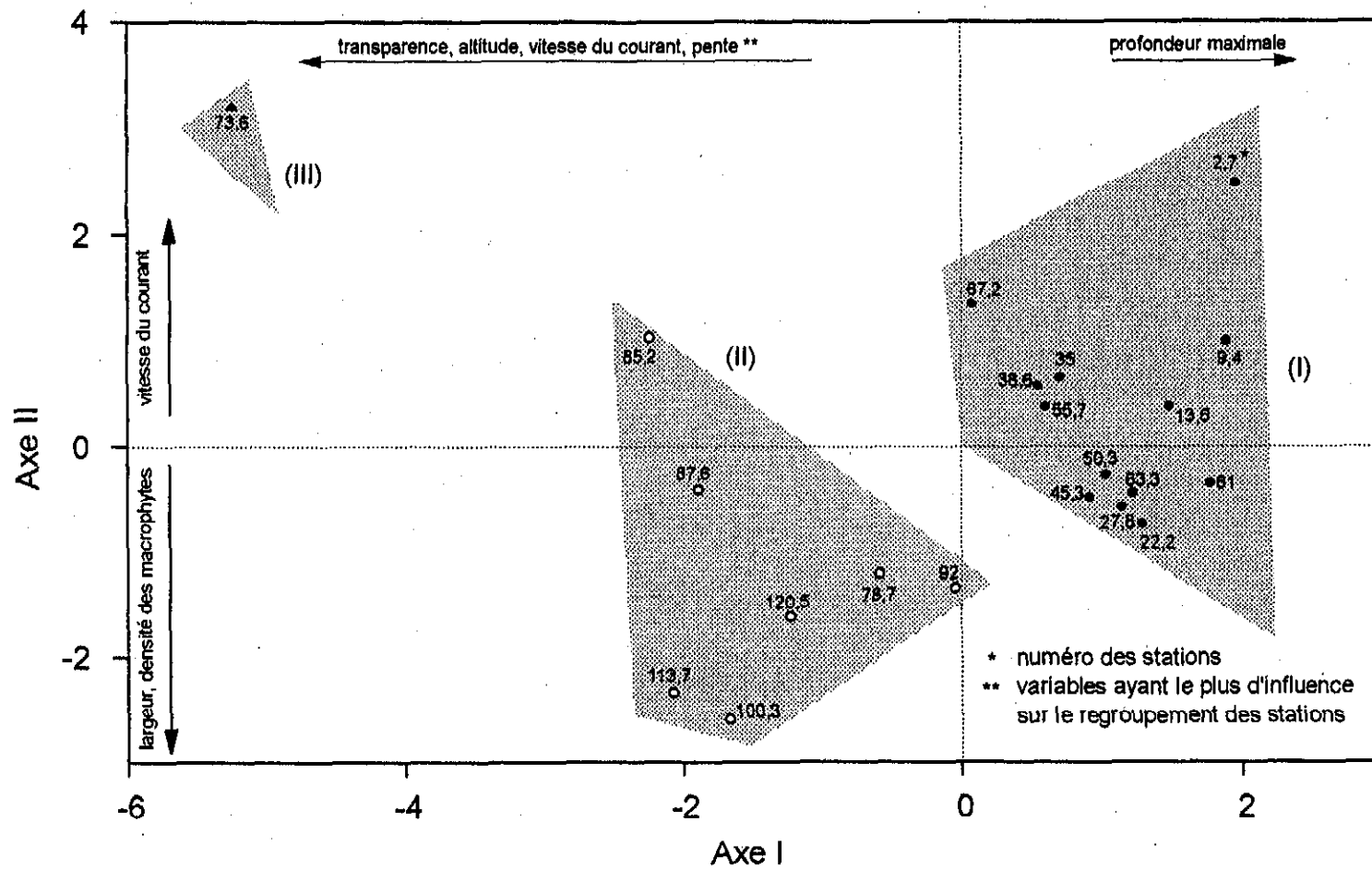
Échelle: 3,9 cm = 1 m



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)

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 - Oeil manquant ou opacité totale d'un oeil
 9. Pauvre condition - Poisson excessivement maigre
 10. Parasites externes autres que ceux déjà identifiés
 11. Yeux exorbités (Popeye disease)
 12. Enroulement des écailles
 13. Autres anomalies
-



Annexe 4 Ordination des stations de la rivière Richelieu basée sur une analyse en composantes principales, où les stations les plus rapprochées se caractérisent par des habitats similaires. Les symboles (• o ▲) correspondent respectivement aux trois groupements (I, II, III) obtenus à la figure 2

Annexe 5 Nombre total de captures et prises par unité d'effort () des différentes espèces de poissons de la rivière Richelieu

Numéro de station	2,7	9,4	13,6	22,2	27,8	35,0	38,6	45,3	50,3	55,7	61,0
ACHIGAN À GRANDE BOUCHE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
FONDULE BARRÉ	-	-	-	-	-	-	-	2	1	1	(0,11)
ACHIGAN À PETITE BOUCHE	28	1	3	1	6	4	1	3	8	5	6
	(1,57)	(0,06)	(0,18)	(0,06)	(0,32)	(0,24)	(0,06)	(0,16)	(0,40)	(0,29)	(0,33)
CHATTE DE L'EST	1	-	127	19	23	13	39	4	113	11	22
	(0,06)	-	(7,81)	(1,21)	(1,22)	(0,78)	(2,32)	(0,22)	(5,58)	(0,64)	(1,22)
CRAPET-SOLEIL	10	33	217	11	114	100	506	100	461	289	74
	(0,56)	(2,03)	(13,34)	(0,70)	(6,04)	(5,98)	(30,06)	(5,39)	(22,77)	(16,75)	(4,11)
CRAPET DE ROCHÉ	5	1	5	5	11	8	17	32	27	44	41
	(0,28)	(0,06)	(0,31)	(0,32)	(0,58)	(0,48)	(1,01)	(1,73)	(1,33)	(2,55)	(2,28)
PERCHAUDE	10	27	35	8	9	5	19	5	54	54	46
	(0,56)	(1,66)	(2,15)	(0,51)	(0,48)	(0,30)	(1,13)	(0,27)	(2,67)	(3,13)	(2,56)
CARPE	1	2	5	8	6	2	-	3	7	6	3
	(0,06)	(0,12)	(0,31)	(0,51)	(0,32)	(0,12)	-	(0,16)	(0,35)	(0,35)	(0,17)
GRAND BROCHET	3	4	2	2	2	1	3	1	3	3	2
	(0,17)	(0,25)	(0,12)	(0,13)	(0,11)	(0,06)	(0,18)	(0,05)	(0,15)	(0,17)	(0,11)
MARIGANE NOIRE	-	7	32	3	5	5	4	2	19	19	27
	-	(0,43)	(1,97)	(0,19)	(0,27)	(0,30)	(0,24)	(0,11)	(0,94)	(1,10)	(1,50)
MEUNIER NOIR	1	1	-	20	27	7	11	4	23	20	14
	(0,06)	(0,06)	-	(1,28)	(1,43)	(0,42)	(0,65)	(0,22)	(1,14)	(1,16)	(0,78)
BARBOTTE BRUNE	1	-	1	-	1	2	6	-	1	-	14
	(0,06)	-	(0,06)	-	(0,05)	(0,12)	(0,36)	-	(0,05)	-	(0,78)
VENTRE-POURRI	1	10	12	-	54	77	52	33	84	28	7
	(0,06)	(0,62)	(0,74)	-	(2,86)	(4,61)	(3,09)	(1,78)	(4,15)	(1,62)	(0,39)
MÈNÉ À NAGEOIRS ROUGES	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	-
	-	-	-	-	-	-	(0,06)	-	(0,05)	(0,06)	-
RASEUX-DE-TERRE-GRIS	-	-	1	-	-	-	1	1	-	1	-
	-	-	(0,06)	-	-	-	(0,06)	(0,05)	-	(0,06)	-
BEC-DE-LIEVRE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(0,06)
CRAYON D'ARGENT	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ANGUILLE D'AMÉRIQUE	1	-	-	-	1	1	2	2	-	-	1
	(0,06)	-	-	-	(0,05)	(0,06)	(0,12)	(0,11)	-	-	(0,06)
CHEVALIER BLANC	2	-	2	3	2	2	-	3	-	13	9
	(0,11)	-	(0,12)	(0,19)	(0,11)	(0,12)	-	(0,16)	-	(0,75)	(0,50)
DARD-PERCHE	2	9	13	-	1	2	4	4	1	8	1
	(0,11)	(0,55)	(0,80)	-	(0,05)	(0,12)	(0,24)	(0,22)	(0,05)	(0,46)	(0,06)
MÈNÉ BLEU	1	3	2	-	3	7	13	3	9	6	-
	(0,06)	(0,18)	(0,12)	-	(0,16)	(0,42)	(0,77)	(0,16)	(0,44)	(0,35)	-
MÈNÉ PÂLE	32	7	2	-	2	1	8	1	18	41	66
	(1,80)	(0,43)	(0,12)	-	(0,11)	(0,06)	(0,48)	(0,05)	(0,89)	(2,38)	(3,67)
QUEUE À TACHE NOIRE	22	92	256	69	23	53	68	19	123	225	50
	(1,24)	(5,66)	(15,74)	(4,40)	(1,22)	(3,17)	(4,04)	(1,02)	(6,07)	(13,04)	(2,78)
CHEVALIER ROUGE	24	4	-	17	9	11	13	6	9	11	21
	(1,35)	(0,25)	-	(1,08)	(0,48)	(0,66)	(0,77)	(0,32)	(0,44)	(0,64)	(1,17)
MÈNÉ ÉMERAUDE	37	8	18	1	-	22	-	-	7	10	2
	(2,08)	(0,49)	(1,11)	(0,06)	-	(1,32)	-	-	(0,35)	(0,58)	(0,11)
ALOSE SAVOUREUSE	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	(0,06)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LAMPROIE DE L'EST	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	(0,06)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DORÉ	1	-	-	2	-	-	-	1	-	-	-
	(0,06)	-	-	(0,13)	-	-	-	(0,05)	-	-	-
CHEVALIER JAUNE	1	-	-	4	-	-	1	-	-	4	1
	(0,06)	-	-	(0,26)	-	-	(0,06)	-	-	(0,23)	(0,06)
BARBOTTE DES RAPIDES	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LOTTE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DARD BARRÉ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CHABOT TACHETÉ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BROCHET D'AMÉRIQUE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(0,06)	-
MENTON NOIR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
POISSON-CASTOR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CHAT-FOU-BRUN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MÈNÉ D'ARGENT	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LAMPROIE ARGENTÉE	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	(0,06)	-	-	-	-	-	-	-
LAQUAICHE ARGENTÉE	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	(0,06)	-	-	-	-	-	-	-
MÈNÉ D'HERBE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MÈNÉ PAILLE	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	(0,06)	-	-	-	-	-	-	-	-
OMISCO	-	2	2	-	-	-	-	-	-	-	1
	-	(0,12)	(0,12)	-	-	-	-	-	-	-	0,0555
RASEUX-DE-TERRE-NOIRE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CHEVALIER CUIVRE	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	(0,05)	-	-	-
LÉPISOSTÉ OSSEUX	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-
	-	(0,06)	-	-	-	-	(0,06)	-	-	-	-
QUITOUCHE	-	-	-	-	2	3	5	-	3	-	-
	-	-	-	-	(0,11)	(0,18)	(0,30)	-	(0,15)	-	-
TÊTE-DE-BOULE	-	-	1	-	-	1	2	1	-	-	-
	-	-	(0,06)	-	-	(0,06)	(0,12)	(0,05)	-	-	-
NOMBRE TOTAL	186	212	737	175	301	327	777	231	972	801	411
NOMBRE D'ESPÈCES	22	17	20	17	19	21	22	22	20	22	22
PUE TOTALE	10,49	13,03	45,3	11,15	15,97	19,58	46,18	12,44	48,02	46,43	22,87

Annexe 5 Nombre total de captures et prises par unité d'effort () des différentes espèces de poissons de la rivière Richelieu

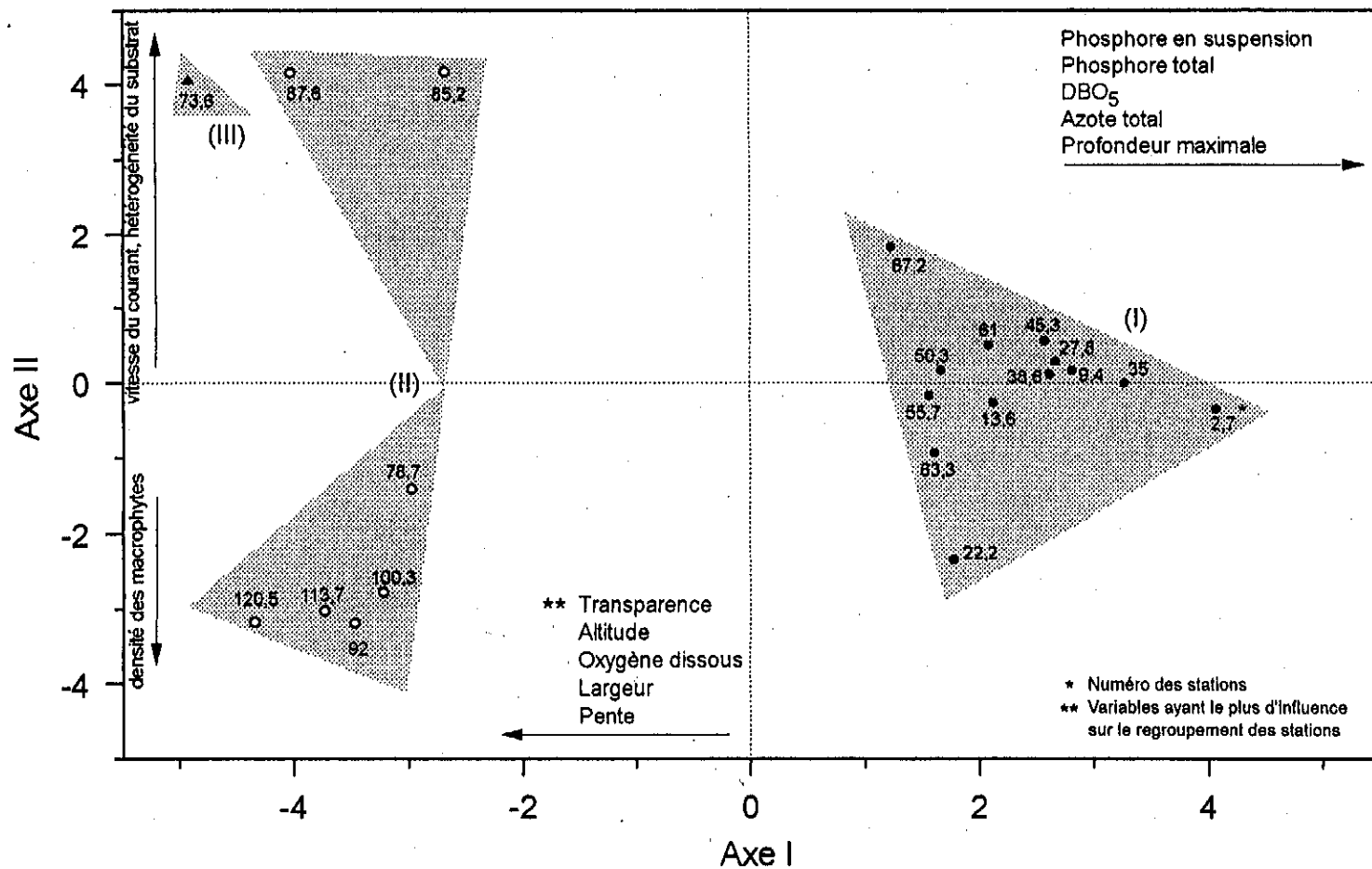
Numéro de station	63,3	67,2	73,6	78,7	85,2	87,6	92,0	100,3	113,7	120,5
ACHIGAN À GRANDE BOUCHE	1 (0,06)	1 (0,06)	6 (0,18)	9 (0,51)	4 (0,22)	11 (0,59)	17 (0,87)	23 (1,27)	32 (1,81)	22 (1,35)
FONDULE BARRÉ	-	2 (0,13)	3 (0,09)	2 (0,11)	33 (1,81)	4 (0,21)	17 (0,87)	71 (3,91)	23 (1,30)	19 (1,17)
ACHIGAN À PETITE BOUCHE	3 (0,18)	13 (0,84)	137 (4,05)	2 (0,11)	5 (0,27)	16 (0,85)	-	-	-	1 (0,06)
CHATTE DE L'EST	42 (2,54)	9 (0,58)	1 (0,03)	8 (0,45)	16 (0,88)	54 (2,88)	50 (2,55)	15 (0,83)	10 (0,57)	3 (0,18)
CRAPET-SOLEIL	214 (12,92)	104 (6,70)	14 (0,41)	139 (7,89)	136 (7,46)	52 (2,77)	324 (16,53)	50 (2,75)	137 (7,77)	73 (4,49)
CRAPET DE ROCHE	21 (1,27)	24 (1,55)	319 (9,44)	54 (3,07)	95 (5,21)	59 (3,15)	11 (0,56)	21 (1,16)	16 (0,91)	5 (0,31)
PERCHAUDE	170 (10,26)	70 (4,51)	81 (2,40)	14 (0,79)	57 (3,13)	60 (3,20)	59 (3,01)	62 (3,41)	185 (10,49)	72 (4,43)
CARPE	4 (0,24)	3 (0,19)	2 (0,06)	6 (0,34)	11 (0,60)	3 (0,16)	1 (0,05)	3 (0,17)	-	-
GRAND BROCHET	4 (0,24)	2 (0,13)	-	7 (0,40)	9 (0,49)	5 (0,27)	14 (0,71)	4 (0,22)	11 (0,62)	-
MARIGANE NOIRE	122 (7,36)	16 (1,03)	8 (0,24)	1 (0,06)	-	3 (0,16)	5 (0,26)	8 (0,44)	3 (0,17)	-
MÉUNIER NOIR	17 (1,03)	7 (0,45)	11 (0,33)	2 (0,11)	20 (1,10)	25 (1,33)	-	6 (0,33)	1 (0,06)	-
BARBOTTE BRUNE	2 (0,12)	1 (0,06)	-	6 (0,34)	13 (0,71)	8 (0,43)	2 (0,10)	-	3 (0,17)	1 (0,06)
VENTRE-POURRI	7 (0,42)	54 (3,48)	-	10 (0,57)	19 (1,04)	4 (0,21)	7 (0,36)	-	3 (0,17)	6 (0,37)
MÉNÉ À NAGEOIRS ROUGES	-	8 (0,52)	-	-	1 (0,05)	-	2 (0,10)	-	1 (0,06)	-
RASEUX-DE-TERRE-GRIS	-	-	4 (0,12)	3 (0,15)	1 (0,05)	1 (0,05)	2 (0,10)	-	3 (0,17)	-
BECC-DE-LIÈVRE	-	1 (0,06)	2 (0,06)	-	2 (0,11)	-	-	-	-	-
CRAYON D'ARGENT	-	2 (0,13)	-	-	1 (0,05)	1 (0,05)	-	-	-	-
ANGUILLE D'AMÉRIQUE	1 (0,06)	1 (0,06)	-	-	-	-	-	1 (0,06)	1 (0,06)	-
CHEVALIER BLANC	9 (0,54)	2 (0,13)	-	-	-	-	-	-	-	-
DARD-PERCHE	-	2 (0,13)	2 (0,06)	-	2 (0,11)	7 (0,37)	-	-	-	-
MÉNÉ BLEU	-	12 (0,77)	-	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ PÂLE	2 (0,12)	15 (0,97)	-	-	3 (0,11)	-	-	-	-	-
QUEUE À TACHE NOIRE	136 (8,21)	76 (4,90)	-	-	-	-	1 (0,05)	-	-	-
CHEVALIER ROUGE	5 (0,30)	13 (0,84)	-	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ ÉMERAUDE	1 (0,06)	-	-	-	-	-	1 (0,05)	-	12 (0,68)	-
ALOSE SAVOUREUSE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LAMPROIE DE L'EST	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DORÉ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CHEVALIER JAUNE	2 (0,12)	3 (0,19)	-	-	-	-	-	-	-	-
BARBOTTE DES RAPIDES	-	-	2 (0,06)	-	-	1 (0,05)	-	-	-	-
LOTTE	-	-	2 (0,06)	-	1 (0,05)	1 (0,05)	-	-	-	-
DARD BARRÉ	-	-	2 (0,06)	-	-	-	-	-	-	-
CHABOT TACHETÉ	-	-	2 (0,06)	-	-	-	-	-	1 (0,06)	-
BROCHET D'AMÉRIQUE	-	-	-	1 (0,06)	-	-	-	-	2 (0,11)	1 (0,06)
MENTON NOIR	-	-	-	-	-	-	2 (0,10)	2 (0,11)	5 (0,28)	7 (0,43)
POISSON-CASTOR	-	-	-	4 (0,23)	-	-	2 (0,10)	-	-	2 (0,12)
CHAT-FOU-BRUN	-	-	-	-	-	1 (0,05)	-	-	-	-
MÉNÉ D'ARGENT	-	-	-	-	-	22 (1,17)	1 (0,05)	-	-	-
LAMPROIE ARGENTÉE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LAQUAICHE ARGENTÉE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ D'HERBE	-	-	-	-	-	-	-	1 (0,06)	-	-
MÉNÉ PAILLE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OMISCO	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
RASEUX-DE-TERRE-NOIRE	-	-	-	-	1 (0,05)	-	-	-	-	-
CHEVALIER CUIVRÉ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LÉPISOSTÉ OSSEUX	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OUTOUCHE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TÊTE-DE-BOULE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NOMBRE TOTAL	763	441	598	373	435	338	518	267	449	212
NOMBRE D'ESPÈCES	19	24	17	16	20	20	18	13	18	12
PUE TOTALE	46,05	28,41	17,71	15,49	23,83	18	26,42	14,72	25,46	13,03

Annexe 6 Biomasse totale (g) et biomasse prélevée par unité d'effort () des différentes espèces de poissons de la rivière Richelieu

Numéro de stations	2,7	9,4	13,6	22,2	27,8	35,0	38,6	45,3	50,3	55,7	61,0
ACHIGAN À GRANDE BOUCHE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	72,3
FONDULE BARRÉ	-	-	-	-	-	-	-	3,1	0,8	1	(4,02)
ACHIGAN À PETITE BOUCHE	1782,7	3,8	13,1	203	1058,3	2260	315,9	283,5	983,3	403,2	1983,5
CHATTE DE L'EST	(100,25)	(0,23)	(0,81)	(12,94)	(56,09)	(135,19)	(18,77)	(15,28)	(48,56)	(23,37)	(110,19)
CRAPET-SOLEIL	66,6	-	453,9	138,8	157,9	50,1	135,2	11,1	270,3	28,9	39,3
CRAPET DE ROCHE	(3,75)	-	(27,90)	(8,85)	(8,37)	(3,00)	(8,03)	(0,60)	(13,35)	(1,68)	(2,18)
PERCHAUDE	17,2	49,3	579,2	194,1	329,9	359,2	1008	492	1532,2	1160,1	313,8
CARPE	(0,97)	(3,03)	(35,61)	(12,38)	(17,49)	(21,49)	(59,88)	(26,52)	(75,66)	(67,25)	(17,43)
GRAND BROCHET	300,5	2,6	208,9	304,9	563,4	330,7	614,4	148,9	743,2	1123	674,2
MARIGANE NOIRE	(26,06)	(0,16)	(12,84)	(13,07)	(29,86)	(19,78)	(36,50)	(8,03)	(36,70)	(65,10)	(37,46)
MEUNIER NOIR	1000	14550	16250	25230	21197,6	9300	-	6547	2103	18192,7	12600
MÉNÉ À NA GEOIRES ROUGES	(562,32)	(895,39)	(998,98)	(1608,71)	(1123,55)	(556,33)	-	(352,94)	(103,85)	(1054,65)	(700,00)
RASEUX-DE-TERRE-GRIS	3720	1550	1125	2210	780	630,1	1950	311,7	1400	1350	950
BARBOTTE BRUNE	(209,19)	(95,39)	(69,16)	(140,91)	(41,34)	(37,69)	(115,84)	(16,80)	(69,14)	(78,26)	(52,78)
VENTRE-POURRI	-	15,1	419,1	15	21,4	21,7	14,3	17,5	81,9	61,7	856,7
MEUNIER NOIR	675,9	2,3	-	12560	15432,6	4925	6700	1465,2	14523,3	12700	4149,8
BARBOTTE BRUNE	(38,01)	(0,14)	-	(800,85)	(817,98)	(294,62)	(398,02)	(78,99)	(717,20)	(736,23)	(230,54)
VENTRE-POURRI	450,6	-	103,3	-	360	604,4	1900	-	254,4	-	208,6
MÉNÉ À NA GEOIRES ROUGES	(25,34)	-	(6,35)	-	(19,08)	(36,16)	(112,87)	-	(12,56)	-	(11,59)
RASEUX-DE-TERRE-GRIS	3,5	-3,7	7,7	-	70,7	85,8	94,9	50,4	181,4	35,3	5,7
BARBOTTE BRUNE	(0,20)	(0,23)	(0,47)	-	(3,75)	(5,13)	(5,64)	(2,72)	(8,96)	(2,05)	(0,32)
VENTRE-POURRI	-	-	-	-	-	-	4,1	-	2,6	2	-
MÉNÉ À NA GEOIRES ROUGES	-	-	-	-	-	-	(0,24)	-	(0,13)	(0,12)	-
RASEUX-DE-TERRE-GRIS	-	-	0,5	-	-	-	1,1	0,4	-	0,4	-
BARBOTTE BRUNE	-	-	(0,03)	-	-	-	(0,07)	(0,02)	-	(0,02)	-
BECC-DE-LIÈVRE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,2
CRAYON D'ARGENT	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(0,07)
ANGUILLE D'AMÉRIQUE	840	-	-	-	1100	223,1	1580	386,8	-	-	1050
CHEVALIER BLANC	(47,24)	-	-	-	(58,30)	(13,35)	(93,86)	(20,85)	-	-	(58,33)
DARD-PERCHE	2600	-	2200	5100	2250	2500	-	2950	-	12850	3357,8
MÉNÉ BLEU	(146,20)	-	(135,25)	(325,19)	(119,26)	(149,55)	-	(159,03)	-	(744,93)	(186,54)
MÉNÉ BLEU	4,6	10,4	15,6	-	1,3	2,2	6,3	9,4	5,6	17,9	1,8
MÉNÉ BLEU	(0,26)	(0,64)	(0,96)	-	(0,07)	(0,13)	(0,37)	(0,51)	(0,28)	(1,04)	(0,10)
MÉNÉ BLEU	2,1	12,3	2,9	-	8	19,7	29,7	3,6	20,7	15,8	-
MÉNÉ BLEU	(0,12)	(0,76)	(0,18)	-	(0,42)	(1,18)	(1,76)	(0,19)	(1,02)	(0,92)	-
MÉNÉ PÂLE	38,1	2,7	2	-	0,7	0,4	1,9	0,3	7,8	17,5	26,4
QUBUE À TACHE NOIRE	(2,14)	(0,17)	(0,12)	-	(0,04)	(0,02)	(0,11)	(0,02)	(0,39)	(1,01)	(1,47)
CHEVALIER ROUGE	30,8	109,5	330,4	116,7	37	101,6	111,3	28,5	332,4	348,5	94,8
CHEVALIER ROUGE	(1,73)	(6,74)	(20,31)	(7,44)	(1,96)	(6,08)	(6,61)	(1,43)	(16,41)	(20,20)	(5,27)
MÉNÉ ÉMERAUDE	2454,5	227,5	-	3786,8	2992,2	3293	3074,2	23,9	1537	2424,3	106,7
ALOSE SAVOUREUSE	(138,02)	(14,00)	-	(241,45)	(158,60)	(196,99)	(182,63)	(1,29)	(75,90)	(140,54)	(5,93)
MÉNÉ ÉMERAUDE	63,3	6,5	44,3	4,8	-	60	-	-	27,7	27	5,5
ALOSE SAVOUREUSE	(3,56)	(0,40)	(2,72)	(0,31)	-	(3,59)	-	-	(1,37)	(1,57)	(0,31)
LAMPROIE DE L'EST	11,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DORÉ	(0,64)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CHEVALIER JAUNE	1,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BARBOTTE DES RAPIDES	9,2	-	-	3100	-	-	-	3600	-	-	-
LOTTE	(0,52)	-	-	(197,66)	-	-	-	(194,07)	-	-	-
DARD BARRÉ	2500	-	-	3800	-	-	1250	-	-	3550	1800
CHABOT TACHETÉ	(140,58)	-	-	(242,30)	-	-	(74,26)	-	-	(205,80)	(100,00)
BROCHET D'AMÉRIQUE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MENTON NOIR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	54,5	-
POISSON-CASTOR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(3,16)	-
CHAT-FOU-BRUN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ D'ARGENT	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LAMPROIE ARGENTÉE	-	-	-	15,8	-	-	-	-	-	-	-
LAQUAICHE ARGENTÉE	-	-	-	(1,01)	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ D'HERBE	-	-	-	10,7	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ PAILLE	-	-	1,3	(0,68)	-	-	-	-	-	-	-
OMISCO	-	2,4	2	-	-	-	-	-	-	-	5,6
RASEUX-DE-TERRE-NOIRE	-	(0,15)	(0,12)	-	-	-	-	-	-	-	(0,31)
CHEVALIER CUIVRE	-	-	-	-	-	-	-	163,7	-	-	-
LÉPISOSTÉ OSSEUX	-	29,9	-	-	-	-	103,7	(8,83)	-	-	-
QUITOUCHE	-	(1,84)	-	-	-	-	(6,16)	-	-	-	-
TÊTE-DE-BOULE	-	-	-	-	3,2	6	16,8	-	25,7	-	-
BIOMASSE TOTALE	-	-	-	-	(0,17)	(0,34)	(1,00)	-	(1,27)	-	-
BUE TOTALE	-	-	0,7	-	-	1,1	3,4	1,1	-	-	-
BUE TOTALE	-	-	(0,04)	-	-	(0,07)	(0,20)	(0,06)	-	-	-
BIOMASSE TOTALE	26035,4	17189,6	22258,2	56974,7	46785,6	24996,2	19496,2	16579,3	25167,8	55075,9	29153,9
BUE TOTALE	1464,05	1057,82	1368,32	3632,81	2479,8	1495,3	1158,18	893,77	1242,85	3192,82	1619,66

Annexe 6 Biomasse totale (g) et biomasse prélevée par unité d'effort () des différentes espèces de poissons de la rivière Richelieu

Numéro de stations	63,3	67,2	73,6	78,7	85,2	87,6	92,0	100,3	113,7	120,5
ACHIGAN À GRANDE BOUCHE	10,5	11,6	129,2	311,5	132,1	209,6	170,6	488,8	436,9	230,5
FONDULE BARRE	(0,63)	(0,75)	(3,82)	(17,68)	(7,25)	(11,18)	(8,70)	(26,91)	(24,78)	(14,19)
ACHIGAN À PETITE BOUCHE	-	1,5	1,9	6,8	34,6	4,7	14,4	111,7	34,3	32,2
CHATTE DE L'EST	-	(0,10)	(0,06)	(0,39)	(1,90)	(0,25)	(0,74)	(6,15)	(1,95)	(1,98)
CRAPET-SOLEIL	986,2	2632,5	2600,9	28,7	45,7	848	-	-	-	3,5
CRAPET DE ROCHE	(59,53)	(169,66)	(76,95)	(1,63)	(2,51)	(45,23)	-	-	-	(0,22)
PERCHAUDE	98,8	8,5	2	10,9	11,8	156	57,6	149,7	24,2	8,9
CARPE	(5,96)	(0,55)	(0,06)	(0,62)	(0,65)	(8,32)	(2,94)	(8,24)	(1,37)	(0,55)
GRAND BROCHET	573,1	255,4	265,3	2419,4	969	361,1	947,4	1392,1	2995,7	2941,9
MARIGANE NOIRE	(34,59)	(16,46)	(7,85)	(137,34)	(53,14)	(19,26)	(48,34)	(76,63)	(169,89)	(181,04)
MEUNIER NOIR	347,9	123,9	5300	2720,8	7795,6	2384,4	498,3	544,4	406,4	162,9
BARBOTTE BRUNE	(21,00)	(7,99)	(156,80)	(154,45)	(427,55)	(127,17)	(25,42)	(29,97)	(23,05)	(10,03)
VENTRE-POURRI	2286,3	1646,4	976,2	1083,4	1997,5	1272,3	1489,3	2132,7	3557,5	1362,5
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES	(138,01)	(106,11)	(28,88)	(61,50)	(109,55)	(67,86)	(75,99)	(117,40)	(201,75)	(83,85)
RASEUX-DE-TERRE-GRIS	14455,9	4582,9	500,3	20088,6	6280,6	170,3	25,8	226,2	-	-
REC-DE-LIÈVRE	(872,59)	(295,35)	(14,80)	(1140,32)	(344,46)	(9,08)	(1,32)	(12,45)	-	-
CRAYON D'ARGENT	3100	1300	-	3450	3300	2835	3525	2250	4350	-
ANGUILLE D'AMÉRIQUE	(187,12)	(83,78)	-	(195,84)	(180,99)	(151,20)	(179,85)	(123,85)	(246,69)	-
CHEVALIER BLANC	2005,7	37,9	188	19,9	-	23,2	89,1	176,6	19,4	-
DARD-PERCHE	(121,07)	(2,44)	(5,56)	(4,13)	-	(1,24)	(4,55)	(9,72)	(1,10)	-
MÉNÉ BLEU	4269,4	1455,5	374,7	6,4	126,5	14625	-	5175	4,8	-
MÉNÉ PÂLE	(257,71)	(93,80)	(11,09)	(0,36)	(6,94)	(780,00)	-	(284,86)	(0,27)	-
QUEUE À TACHE NOIRE	289,7	147,5	-	771,4	939,9	478,5	405	-	21,7	458,9
CHEVALIER ROUGE	(17,49)	(9,51)	-	(43,79)	(51,55)	(25,52)	(20,66)	-	(1,23)	(28,24)
ALOSE SAVOUREUSE	13,1	101	-	7,5	13,1	10,3	10,5	-	8,6	4,3
LAMPROIE DE L'EST	(0,79)	(6,51)	-	(0,43)	(0,72)	(0,55)	(0,54)	-	(0,49)	(0,27)
DORÉ	-	21,7	-	-	2,9	-	7	-	7,5	-
CHEVALIER JAUNE	-	(1,40)	-	-	(0,16)	-	(0,36)	-	(0,43)	-
BARBOTTE DES RAPIDES	-	-	10,9	10,5	0,8	0,6	3,8	-	3,8	-
LOTTE	-	0,8	(0,32)	(0,60)	(0,04)	(0,03)	(0,19)	-	(0,22)	-
CHABOT TACHETÉ	-	(0,05)	(0,16)	-	2,5	-	-	-	-	-
BROCHET D'AMÉRIQUE	-	3,2	-	-	(0,14)	-	-	-	-	-
MENTON NOIR	-	(0,21)	-	-	(0,06)	2,3	-	-	-	-
POISSON-CASTOR	339	508,1	-	-	-	(0,12)	-	-	-	-
CHAT-FOU-BRUN	(20,46)	(32,75)	-	-	-	-	1350	1550	-	-
MÉNÉ D'ARGENT	8600	2250	-	-	-	-	(74,31)	(87,90)	-	-
LAMPROIE ARGENTÉE	(519,12)	(145,01)	-	-	-	-	-	-	-	-
LAQUAICHE ARGENTÉE	-	1,5	6,8	-	21,5	41,2	-	-	-	-
MÉNÉ D'HERBE	-	(0,10)	(0,20)	-	(1,18)	(2,20)	-	-	-	-
MÉNÉ D'OSSEUX	-	11,3	-	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ D'ÉMERAUDE	-	(0,73)	-	-	-	-	-	-	-	-
ALOISE SAVOUREUSE	0,9	7,5	-	-	3,8	-	-	-	-	-
LAMPROIE ARGENTÉE	(0,05)	(0,48)	-	-	(0,21)	-	-	-	-	-
LAQUAICHE ARGENTÉE	266,8	116,9	-	-	-	-	1,9	-	-	-
MÉNÉ D'HERBE	(16,11)	(7,53)	-	-	-	-	(0,10)	-	-	-
MÉNÉ D'OSSEUX	133,7	207,4	-	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ D'ÉMERAUDE	(8,07)	(13,37)	-	-	-	-	-	-	-	-
ALOISE SAVOUREUSE	1,5	-	-	-	-	-	2,9	-	141,2	-
LAMPROIE DE L'EST	(0,09)	-	-	-	-	-	(0,15)	-	(8,01)	-
DORÉ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CHEVALIER JAUNE	528,5	752,7	-	-	-	-	-	-	-	-
BARBOTTE DES RAPIDES	(31,90)	(48,51)	-	-	-	-	-	-	-	-
LOTTE	-	-	19,8	-	-	2,4	-	-	-	-
DARD BARRÉ	-	-	(0,59)	-	-	(0,13)	-	-	-	-
CHABOT TACHETÉ	-	-	78,6	-	164,1	20,5	-	-	-	-
BROCHET D'AMÉRIQUE	-	-	(2,33)	-	(9,00)	(1,09)	-	-	-	-
MENTON NOIR	-	-	2,5	-	-	-	-	-	-	-
POISSON-CASTOR	-	-	(0,07)	-	-	-	-	-	-	-
CHAT-FOU-BRUN	-	-	10,3	-	-	-	-	-	4,2	-
MÉNÉ D'ARGENT	-	-	(0,30)	-	-	-	-	-	(0,35)	-
LAMPROIE ARGENTÉE	-	-	-	93	-	-	-	-	150,3	190
LAQUAICHE ARGENTÉE	-	-	-	(5,28)	-	-	-	-	(8,52)	(11,69)
MÉNÉ D'HERBE	-	-	-	-	-	-	1,7	2,1	4,3	8,1
MÉNÉ D'OSSEUX	-	-	-	-	-	-	(0,09)	(0,12)	(0,24)	(0,50)
OUITOUCHE	-	-	-	6550	-	-	2100	-	-	8050
TÊTE-DE-BOULE	-	-	-	(371,81)	-	-	(107,14)	-	-	(495,39)
BIOMASSE TOTALE	-	-	-	-	-	0,9	(0,05)	-	-	-
BUE TOTALE	-	-	-	-	0,8	(4,20)	(0,13)	-	-	-
BIOMASSE TOTALE	38307	16185,7	10473,9	37578,8	21843,8	23525,1	9352,9	13999,9	13722,8	13453,7
BUE TOTALE	2312,27	1043,14	309,84	2133,16	1198,02	1254,68	477,19	770,64	778,24	827,91

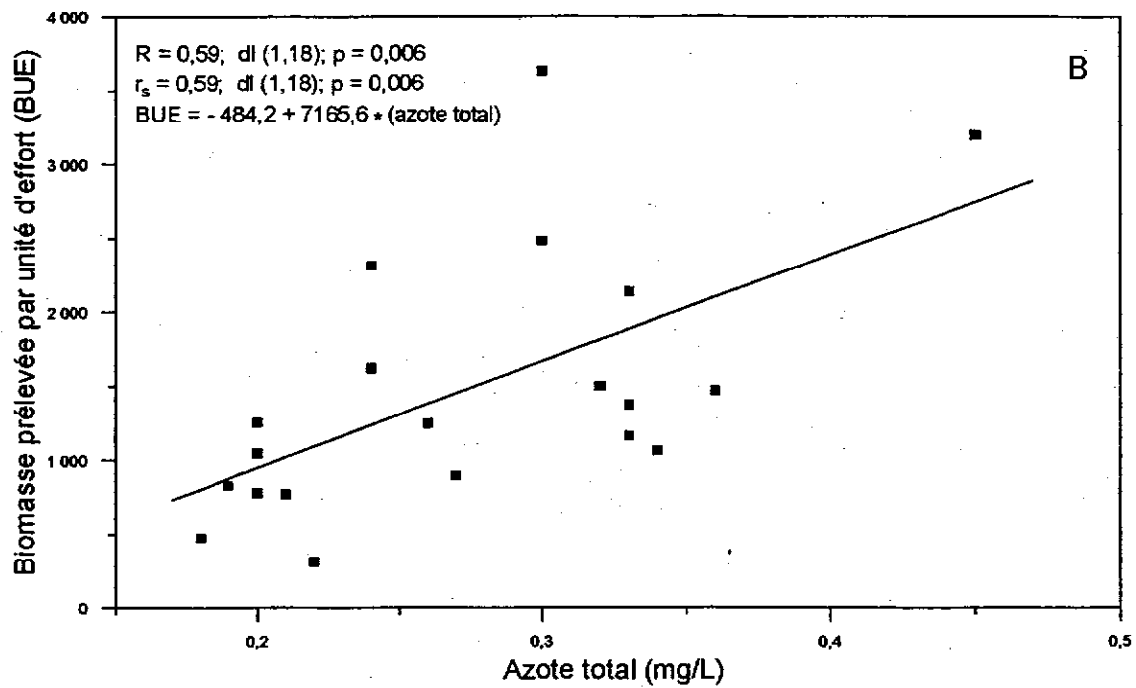
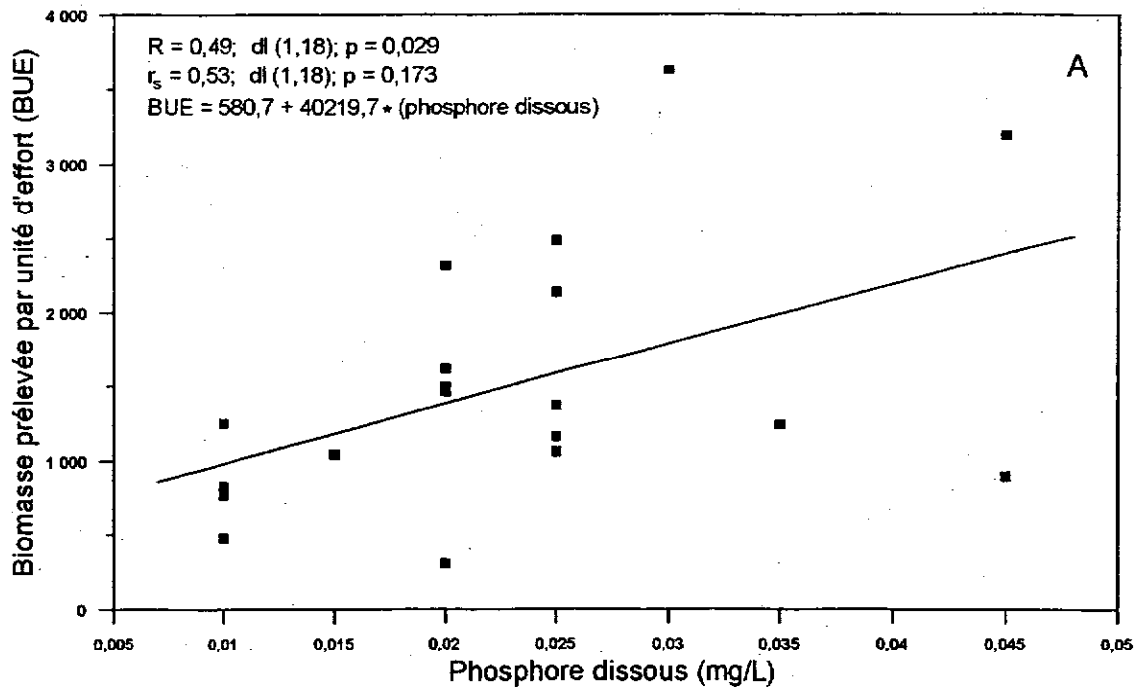


Annexe 7 Ordination des stations de la rivière Richelieu basée sur une analyse en composantes principales, où les stations les plus rapprochées ont une composition ichtyologique similaire. Les symboles (● ○ ▲) correspondent respectivement aux trois groupements (I, II, III) obtenus à la figure 2

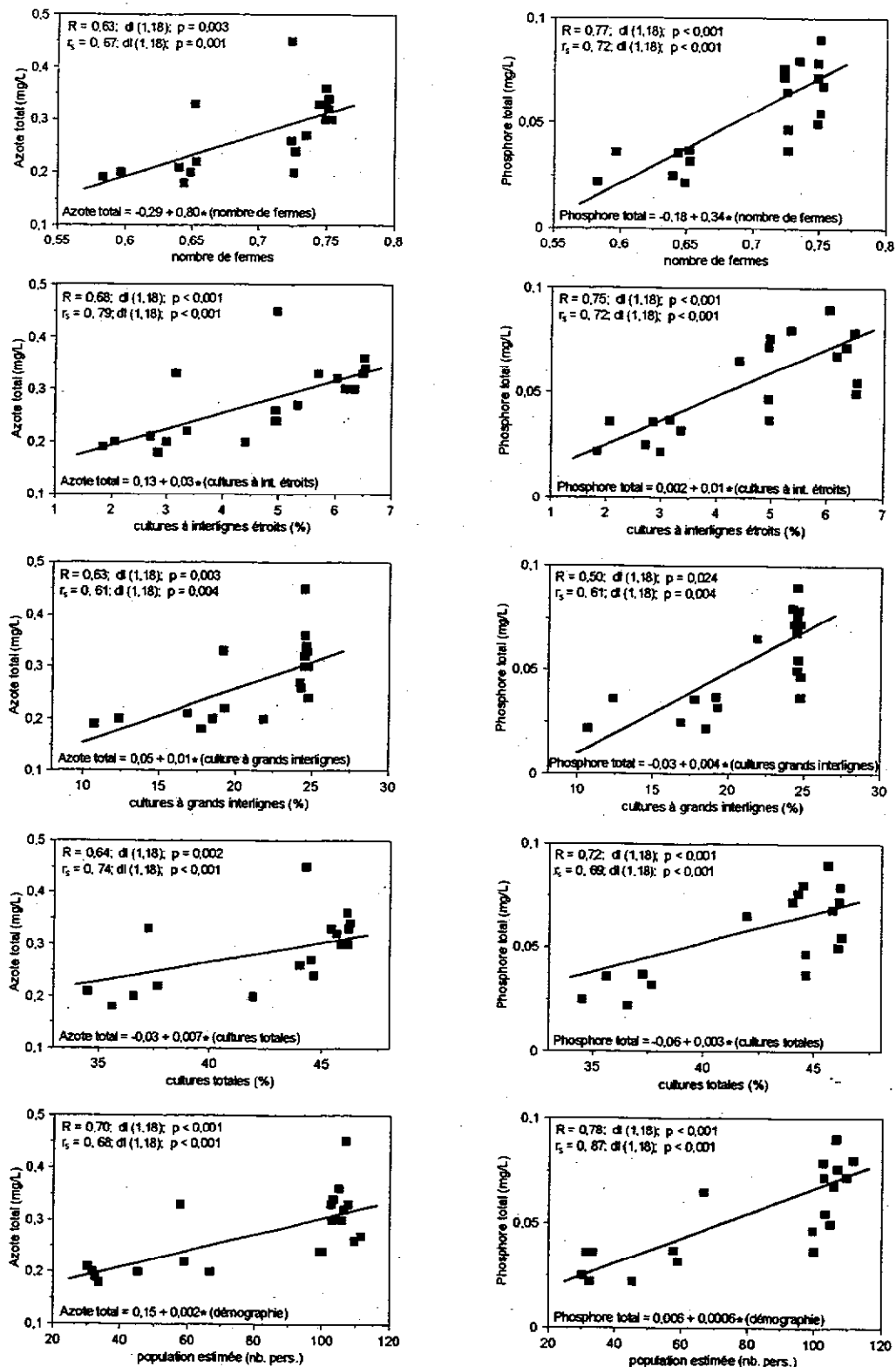
Annexe 8 Données brutes des variables de la qualité de l'eau de la rivière Richelieu

STATION	DATE	HEURE	TEMP ¹	COND ¹	TURB ¹	OD ¹	DBO ₅ ¹	COLI ¹	PSUS ¹	PDIS ¹	NTOT ¹
2,7	95-07-18	11:00	24,2	185	6,4	3,95	1	230	0,04	0,06	0,31
2,7	95-09-26	11:25	-	183	5,9	-	0,7	270	0,03	0,02	0,36
9,4	95-07-18	10:45	24,1	180	27,0	4,22	1,1	370	0,09	0,05	0,39
9,4	95-09-26	11:05	-	180	5,4	-	0,9	98	0,03	0,03	0,34
13,6	95-07-18	10:20	24,7	180	18,0	4,23	1,1	1500	0,06	0,05	0,39
13,6	95-09-26	10:40	-	184	6,8	-	1	260	0,05	0,03	0,33
22,2	95-07-18	10:00	24,2	175	16,0	4,97	1,4	1300	0,05	0,06	0,31
22,2	95-09-26	10:15	-	181	4,8	-	1,1	42	0,04	0,03	0,30
27,8	95-07-18	09:40	23,2	168	24,0	4,44	2,3	2100	0,11	0,08	0,36
27,8	95-09-26	10:00	-	185	4,2	-	4	1000	0,04	0,03	0,30
35	95-07-18	09:20	23,4	168	22,0	4,26	1,5	200	0,07	0,07	0,38
35	95-09-26	09:35	-	185	4,1	-	0,9	100	0,07	0,02	0,32
38,6	95-07-18	09:00	23,8	173	18,0	4,35	2	> 6000	0,06	0,08	0,41
38,6	95-09-26	09:20	-	186	6,3	-	2,4	270	0,08	0,03	0,33
45,3	95-07-18	08:30	24,2	172	14,0	4,32	1,5	250	0,05	0,08	0,43
45,3	95-09-26	08:50	-	183	3,0	-	1,5	520	0,04	0,05	0,27
50,3	95-07-18	16:40	24,8	165	32,0	5,57	2,6	400	0,17	0,10	0,39
50,3	95-09-26	16:00	-	185	3,8	-	1,6	570	0,04	0,04	0,26
55,7	95-07-20	09:30	23,6	195	3,4	5,30	1,8	1600	0,05	0,06	0,46
55,7	95-09-28	08:32	-	184	5,6	-	0,9	> 6000	0,03	0,05	0,45
61	95-07-20	09:00	23,0	194	6,1	4,52	1,2	82	0,03	0,04	0,33
61	95-09-28	08:55	-	177	2,4	-	0,7	4500	0,02	0,02	0,24
63,3	95-07-19	08:45	24,6	183	4,8	5,32	1	400	0,03	0,07	4,10
63,3	95-09-27	08:40	-	184	1,9	-	1,5	800	0,03	0,02	0,24
67,2	95-07-19	09:00	24,2	174	6,8	5,63	0,8	39	0,04	0,06	0,37
67,2	95-09-27	09:16	-	184	3,0	-	0,4	108	0,05	0,02	0,20
73,6	95-07-19	09:30	25,4	175	0,9	5,39	0,4	430	0,01	0,05	0,35
73,6	95-09-27	09:40	-	178	0,6	-	0,2	520	0,01	0,02	0,22
78,7	95-07-19	09:45	23,9	180	1,2	5,48	0,6	340	0,01	0,06	0,31
78,7	95-09-27	08:55	-	181	0,8	-	<0,2	700	0,01	0,03	0,33
85,2	95-07-19	10:00	23,0	226	4,9	3,92	2,3	> 6000	0,04	0,11	0,74
85,2	95-09-28	09:25	-	234	1,2	-	5,1	> 6000	0,06	0,06	1,32
87,6	95-07-19	10:30	24,1	173	1,5	5,50	0,6	320	0,02	0,05	0,32
87,6	95-09-27	10:35	-	171	0,6	-	<0,2	340	0,01	< 0,01	0,20
92	95-07-19	11:00	24,3	161	2,3	6,24	1,2	310	0,03	0,04	0,26
92	95-09-27	10:53	-	171	1,8	-	<0,2	40	0,03	< 0,01	0,18
100,3	95-07-19	11:15	24,0	290	25,0	6,24	2,5	> 6000	0,09	0,21	3,20
100,3	95-09-27	11:21	-	180	1,0	-	<0,2	2	0,02	< 0,01	0,21
113,7	95-07-19	11:40	24,8	174	2,2	5,69	1,2	8	0,04	0,03	0,32
113,7	95-09-27	11:48	-	187	1,1	-	<0,2	3	0,03	< 0,01	0,20
120,5	95-07-19	12:00	24,8	174	2,2	5,61	1,2	0	0,04	0,03	0,32
120,5	95-09-27	12:15	-	179	0,7	-	<0,2	2	0,01	< 0,01	0,19

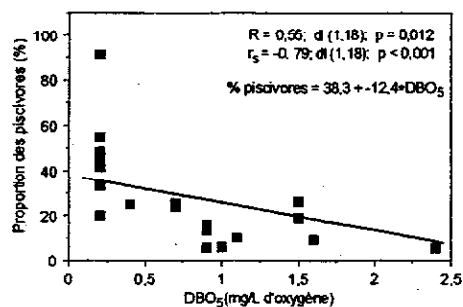
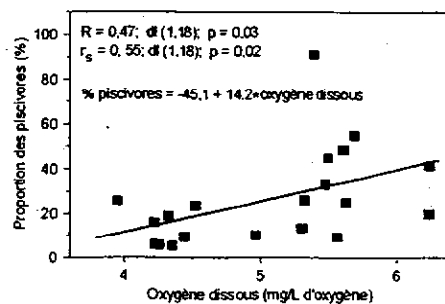
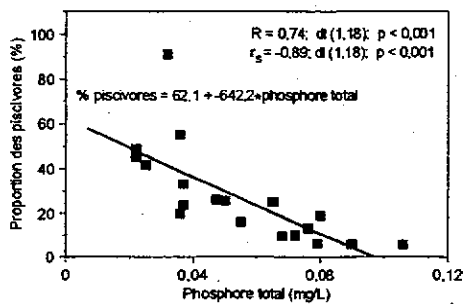
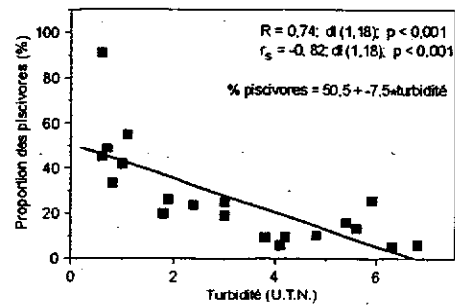
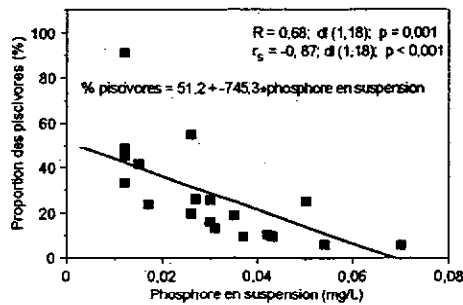
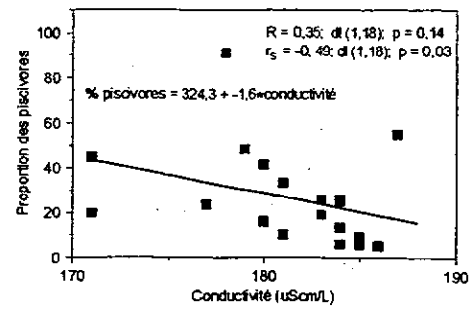
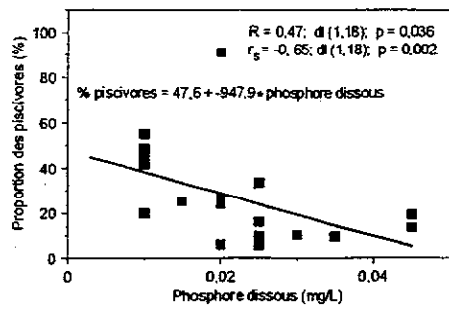
1: TEMP: température (°C); COND: conductivité (µS·cm⁻¹); pH: TURB: turbidité (U.T.N.); OD: oxygène dissous (mgL⁻¹O₂); DBO₅: demande biochimique en oxygène (mgL⁻¹O₂); COLI: nombre de coliformes fécaux/100 ml; PSUS: phosphore en suspension (mgL⁻¹P); PDIS: phosphore dissous (mgL⁻¹P); NTOT: azote total (mgL⁻¹N)



Annexe 9 Relation entre la biomasse des poissons (BUE) et les concentrations en phosphore dissous (A) et azote total (B) dans l'eau de la rivière Richelieu



Annexe 10 Relation entre les concentrations en azote et en phosphore totaux et différents types de pressions cumulées par superficie drainée cumulée. Les coefficients de corrélations de Pearson (R) et Spearman (rs) sont présentés. Les équations de régressions linéaires sont basées sur les relations de Pearson.



Annexe 11 Relation entre la proportion des piscivores et certaines variables reliées à la qualité de l'eau de la rivière Richelieu. Les coefficients de corrélations de Pearson (R) et Spearman (r_s) sont présentés. Les équations de régressions linéaires sont basées sur les relations de Pearson.

Notre mission

S'assurer,
dans une
perspective
de développement
durable,
de la protection
de l'environnement
ainsi que
de la conservation
et de la mise en valeur
de la faune
et de son habitat



Gouvernement du Québec
**Ministère de l'Environnement
et de la Faune**

Pour tout renseignement, vous pouvez communiquer sans frais avec les services d'accueil et de renseignements généraux du ministère de l'Environnement et de la Faune en composant, pour la région de Québec, (418) 521-3830 et, ailleurs au Québec, 1 800 561-1616.
Télécopieur : (418) 646-5974
Courriel : info@mef.gouv.qc.ca
Internet : <http://www.mef.gouv.qc.ca>