

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

Nathalie Martel et Yvon Richard¹

Adresse : 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.

Martel, N. et Y. Richard. 1998. Le bassin de la rivière
Chaudière : les communautés ichtyologiques et
l'intégrité biotique du milieu, pages 5.1 à 5.34, dans
ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le
bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème
aquatique — 1996*, Direction des écosystèmes
aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022.

¹ Auteurs aux fins de correspondance.

RÉSUMÉ

Cette étude décrit l'intégrité biotique de la rivière
Chaudière au moyen de caractéristiques des
communautés de poissons, d'un indice de
dégradation des communautés (IWB-IWBm) et d'un
indice d'intégrité biotique (IIB). L'étude évalue
également l'importance des pressions d'origine
anthropique sur cet écosystème.

Les communautés de poissons de 30 stations, de la tête à
l'embouchure de la rivière Chaudière, ont été
échantillonnées en 1994. Les caractéristiques de
l'habitat du poisson ont également été évaluées. Les
50 premiers kilomètres à la tête de la rivière ont une
intégrité biotique jugée de bonne à moyenne, sauf pour
l'aval immédiat de Lac-Mégantic où l'on perçoit
certains signes de dégradation, et en aval de Saint-
Gédéon où l'IIB chute de façon catastrophique à la suite
de l'augmentation de la proportion de poissons tolérants
à la pollution, ainsi qu'à la suite de la baisse de la
densité des cyprinidés insectivores. Les pressions
d'origine démographique et agricole ne laissent pas
prévoir de telles perturbations du milieu, mais certaines
pressions industrielles semblent pouvoir y contribuer.
L'écosystème présente ensuite des signes de récupération
à partir de la confluence avec la rivière du Loup jusqu'en
amont du Bras Saint-Victor, même si les pressions
agricoles (culture, élevage), la densité démographique et
les activités industrielles y sont à la hausse. En aval de
la confluence avec le Bras Saint-Victor, là où les
pressions agricoles continuent d'augmenter et où
plusieurs industries et municipalités viennent
potentiellement affecter la qualité de l'eau, l'indice

d'intégrité biotique chute de nouveau et devient très
variable d'une station à l'autre et cela jusqu'à
l'embouchure de la rivière, oscillant alors de valeurs
jugées de moyennes à très faibles. Les communautés y
sont caractérisées par une augmentation de la proportion
des poissons tolérants à la pollution et par un
déséquilibre de la chaîne trophique jusqu'à Sainte-
Hélène-de-Breakeyville. À ces signes de perturbation de
l'intégrité biotique vient s'ajouter, en aval de Scott, une
proportion croissante des poissons affectés par des
anomalies externes de type DELT, résultant d'une
quantité de pesticide par hectare cultivé qui augmente,
en plus des autres pressions agricoles (culture, élevage).
Dans les dix derniers kilomètres de rivière, les pressions
sur le milieu liées aux rejets d'eaux usées municipales
non traitées au moment de l'étude (Saint-Romuald,
Saint-Rédempteur, Charny et Saint-Nicolas) sont plus
fortes que partout ailleurs sur la rivière et l'activité
industrielle (principalement agroalimentaire)
s'intensifie. La grande variabilité de l'indice d'intégrité
biotique observée à partir de l'aval du Bras Saint-Victor
jusqu'à l'embouchure est interprétée comme indicatrice
d'un écosystème stressé qui présente une faible intégrité
biotique.

Sur les 182,5 kilomètres de la rivière Chaudière étudiés,
l'intégrité biotique est cotée bonne sur 6,5 kilomètres
(4 %), moyenne sur 94 kilomètres (51 %), faible sur
71,5 kilomètres (39 %) et très faible sur 10,5 kilomètres
(6 %).

Mots clés : rivière, indice d'intégrité biotique (IIB),
associations de poissons, communautés de poissons,
habitat, densité, biomasse, nombre d'espèces, tolérance à
la pollution, niveau trophique, anomalies externes,
indice de *Well Being* (IWB), qualité de l'eau.

TABLE DES MATIÈRES

Introduction.....	5.2
Aire d'étude.....	5.2
Matériel et méthodes.....	5.4
Échantillonnage.....	5.4
Traitement des données.....	5.6
Résultat et discussion.....	5.8
Habitats et associations ichtyologiques.....	5.8
Densité.....	5.9
Biomasse.....	5.15
Nombre d'espèces.....	5.15
Niveau de tolérance à la pollution.....	5.18
Groupes trophiques.....	5.19
Anomalies externes.....	5.19
Indice de dégradation des communautés (IWB- IWBm).....	5.20

Indice d'intégrité biotique (IIB).....	5.23
Synthèse et conclusion	5.27
Remerciements.....	5.30
Références bibliographiques.....	5.30
Annexes	

INTRODUCTION

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

La surveillance de l'écosystème basée exclusivement sur la mesure de la concentration de polluants dans l'eau ne permet pas de mesurer la qualité de l'habitat. Elle ne permet pas non plus d'évaluer l'effet des polluants non mesurés ou présents à des seuils inférieurs aux limites de détection des méthodes analytiques, ni des effets synergiques, additifs et antagonistes de différents polluants ou autres. Cependant, l'état des communautés biologiques est le reflet des caractéristiques chimiques et physiques du milieu, autant passées que présentes, ainsi que d'autres variables qui ne peuvent être mesurées ou considérées par les réseaux habituels. C'est pourquoi des mesures au niveau de l'organisation du vivant sont nécessaires (Cairns et Dickson, 1971; Gammon, 1980; Oberdoff et Hughes, 1992; Ohio EPA, 1987a).

Le principal objectif de cette étude est d'évaluer l'impact des pressions urbaines, industrielles et agricoles sur l'intégrité biotique des communautés ichtyologiques de la rivière Chaudière. En effet, pour assurer la diversité, la productivité et la pérennité des écosystèmes fluviaux, les organismes biologiques doivent présenter des caractéristiques de communautés qui leur permettent de perdurer (densité, biomasse, nombre d'espèces, nombre de niveaux trophiques, etc.).

De façon plus précise, les objectifs visés sont les suivants :

1. Dresser un premier portrait de l'état des communautés ichtyologiques par l'analyse spatiale de variables de communautés : densité, biomasse,

relations habitats et structures de communautés, nombre d'espèces, niveau de tolérance à la pollution, composition trophique et fréquence d'anomalies externes.

2. Évaluer la santé de l'écosystème fluvial au moyen de l'évolution amont-aval de l'indice de Well Being et de l'indice d'intégrité biotique adapté aux rivières du Québec (Richard, 1994; 1996), lequel regroupe plusieurs caractéristiques de communautés.
3. Mettre en relation l'état des communautés ichtyologiques avec les différentes sources de pollution et la qualité de l'eau.
4. Évaluer les bénéfices environnementaux des efforts d'assainissement déployés jusqu'à maintenant et déterminer les secteurs où de nouveaux efforts devront être consentis et ceux où il y aura lieu de poursuivre ou d'intensifier les efforts en cours.

Finalement, en l'absence de données historiques exhaustives sur l'état des communautés de poissons de la rivière Chaudière, cette étude servira de base pour évaluer, dans les années futures, le degré de régénération biologique du cours d'eau à la suite des interventions d'assainissement, tant aux niveaux urbain et industriel qu'agricole.

AIRE D'ÉTUDE

Pour une description détaillée de l'aire d'étude et des pressions urbaines, agricoles et industrielles exercées sur le milieu aquatique, le lecteur devra se référer à Simoneau *et al.*, 1998. Cette section ne reprend que les grandes lignes.

Situé sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent, à la hauteur de Québec (figure 1), le bassin versant de la rivière Chaudière draine une région de 6 682 km². Il est limité à l'est par le bassin de la rivière Etchemin, et à l'ouest par ceux des rivières Saint-François et Bécancour. Il chevauche deux régions naturelles, soit les basses-terres du Saint-Laurent et les Appalaches. Cette dernière constitue la vaste majorité du bassin (95 %) (Simoneau, 1991).

La rivière Chaudière prend sa source dans le lac Mégantic à l'extrémité sud du bassin et coule en direction nord pour aller se jeter dans le fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Charny (figure 1). Son débit moyen annuel enregistré entre 1922 et 1991 était de 114 m³/s alors qu'en 1994 il était de 136 m³/s.



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

Direction des écosystèmes aquatiques

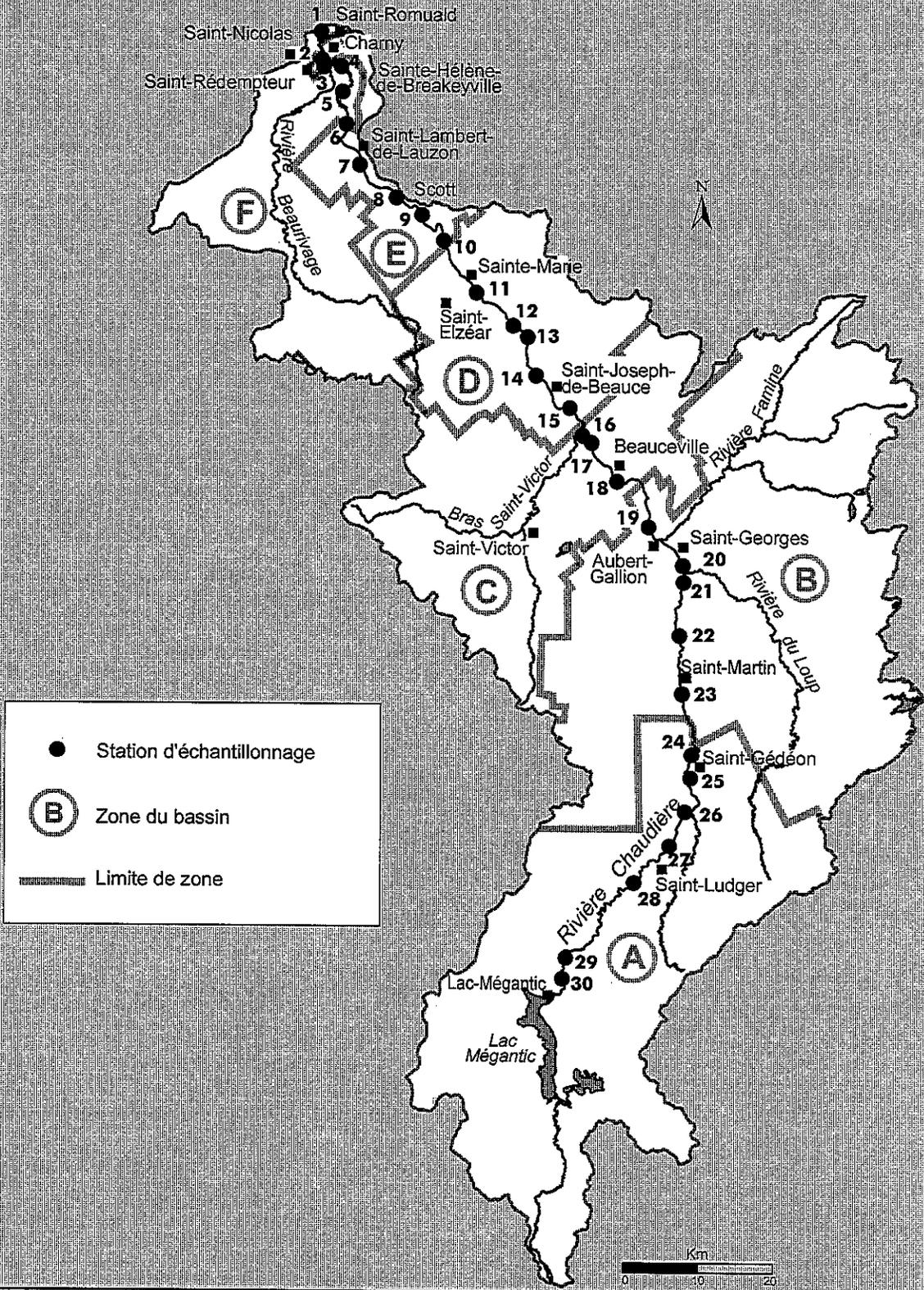


Figure 1 Localisation des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau et des communautés ichthyologiques de la rivière Chaudière

Le bassin versant de la rivière Chaudière est dominé par la forêt, qui couvre environ 62 % de sa superficie. Les terres agricoles occupent 33 % du territoire et se trouvent principalement en aval du bassin. Le fourrage domine largement les cultures (83 %). L'élevage bovin et porcin représente respectivement 47 % et 46 % de la production animale.

Plus de 173 000 personnes habitent le bassin hydrographique de la rivière Chaudière. Les principales agglomérations urbaines sont : Saint-Georges, Sainte-Marie, Saint-Étienne-de-Lauzon, Saint-Nicolas et Charny.

Dans le bassin de la rivière Chaudière, 76 industries étaient retenues pour étude ou pour intervention d'assainissement par le MEF en 1994. Les principaux secteurs d'activité dans lesquels sont réparties ces 76 industries sont l'agroalimentaire (43 %), le textile (12 %) et la chimie (12 %).

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Échantillonnage

L'échantillonnage des communautés de poissons a été fait une seule fois entre le début d'août et la mi-septembre 1994 aux mêmes 30 stations que celles de la qualité de l'eau (Simoneau, 1998) et des organismes benthiques (Pelletier et St-Onge, 1998). La localisation des stations apparaît à la figure 1 alors qu'à l'annexe 1 sont fournis les détails de l'emplacement géographique ainsi que les dates d'échantillonnage.

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

Des stations ont été situées immédiatement en amont des sources ponctuelles de pollution et servaient de témoin. D'autres stations localisées dans le panache ou dans la zone de mélange en aval des rejets permettaient d'évaluer l'effet immédiat des polluants. Les autres stations ont été réparties de façon approximativement équidistante entre les diverses sources ponctuelles; elles visaient à évaluer l'étendue des effets, la distance requise pour la récupération du milieu et l'importance des sources diffuses de pollution. Autant que possible, toutes les stations devaient se trouver dans des habitats comparables, principalement en ce qui concerne la vitesse du courant et la nature du substrat. Une fiche d'évaluation des caractéristiques physiques du milieu

remplie lors de l'échantillonnage permettait de vérifier si cette condition était satisfaite.

Selon la profondeur de l'eau, l'échantillonnage des poissons a été fait en embarcation ou à gué à l'aide d'un appareil 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 générant entre 5 et 7,5 ampères selon les conditions du milieu. L'anode était constituée d'un anneau d'aluminium de 1 mètre de diamètre auquel étaient reliés, par des câbles d'acier de 75 cm de longueur, douze tuyaux de fer de 2 cm de diamètre extérieur sur 15 cm de longueur. L'embarcation d'aluminium de 4,4 mètres de longueur constituait la cathode. Les stations non navigables en raison de leur faible profondeur ou d'un trop court segment navigable ont été échantillonnées au moyen d'un engin de pêche à gué. La génératrice utilisée était la même que pour la pêche en embarcation mais le système générant entre 1,5 et 7 ampères. L'anode mesurait 30 cm de diamètre et l'embarcation d'aluminium qui servait de cathode mesurait 2,1 m de longueur.

Pour la pêche en embarcation, tous les poissons étaient capturés en parcourant les deux rives sur une longueur de 500 mètres, sauf à la station 5 où la longueur n'était que de 400 mètres. Aux stations de pêche à gué, la longueur de la station était de 50 mètres et la pêche se faisait sur une seule rive du cours d'eau, exception faite de la station 28 où les deux rives ont pu être échantillonnées. Pour les deux méthodes de pêche, les poissons étaient capturés avec une épuisette munie d'un filet de 16 mm d'ouverture de maille (maille étirée).

Tous les spécimens capturés étaient identifiés à l'espèce et dénombrés. L'identification a été faite à partir des clés taxonomiques de Scott et Crossman (1974) et de Legendre (1960). La biomasse totale par espèce était déterminée à l'aide d'une balance Mettler P 3600 ou d'une balance à ressort de marque Detecto d'une capacité de 27 kilogrammes. La liste des espèces capturées se trouve au tableau 1 où leur degré de tolérance à la pollution et leur niveau trophique y sont précisés.

À chaque station et pour chacune des espèces, un maximum de vingt individus, représentatifs de chacune des classes de tailles, étaient mesurés (longueur à la fourche) et examinés pour dénombrer les anomalies externes. Ce sous-échantillon a servi au calcul du pourcentage de l'ensemble des poissons capturés affectés par des anomalies. Les anomalies susceptibles d'être perçues sont répertoriées à l'annexe 2. En dernier

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

Nom scientifique	Nom vernaculaire	Tolérance relative à la pollution	Niveau trophique ¹
CATOSTOMIDAE			
<i>Catostomus catostomus</i>	meunier rouge	intermédiaire	insectivore
<i>Catostomus commersoni</i>	meunier noir	tolérant	omnivore
CENTRARCHIDAE			
<i>Ambloplites rupestris</i>	crapet de roche	intermédiaire	piscivore
<i>Micropterus dolomieu</i>	achigan à petite bouche	intermédiaire	piscivore
CLUPEIDAE			
<i>Alosa pseudoharengus</i>	gaspereau	intermédiaire	insectivore
COTTIDAE			
<i>Cottus bairdi</i>	chabot tacheté	intermédiaire	insectivore
<i>Cottus cognatus</i>	chabot visqueux	intermédiaire	insectivore
CYPRINIDAE			
<i>Cyprinus carpio</i>	carpe	tolérant	omnivore
<i>Exoglossum maxillingua</i>	bec-de-lièvre	intermédiaire ²	insectivore ²
<i>Luxilus cornutus</i>	méné à nageoires rouges	intermédiaire	insectivore
<i>Notemigonus crysoleucas</i>	méné jaune	tolérant	omnivore
<i>Pimephales notatus</i>	ventre-pourri	tolérant	omnivore
<i>Pimephales promelas</i>	tête-de-boule	tolérant	omnivore
<i>Rhinichthys atratulus</i>	naseux noir	tolérant	insectivore ³
<i>Rhinichthys cataractae</i>	naseux des rapides	intermédiaire	insectivore
<i>Semotilus atromaculatus</i>	mulet à cornes	tolérant	omnivore
<i>Semotilus corporalis</i>	ouitouche	indéterminé	omnivore
<i>Couesius plumbeus</i>	méné de lac	indéterminé	insectivore ³
ESOCIDAE			
<i>Esox lucius</i>	grand brochet	intermédiaire	piscivore
<i>Esox masquinongy</i>	maskinongé	intermédiaire	piscivore
GADIDAE			
<i>Lota lota</i>	lotte	intermédiaire	piscivore
GASTEROSTEIDAE			
<i>Culaea inconstans</i>	épineche à cinq épines	intermédiaire	insectivore
PERCIDAE			
<i>Etheostoma nigrum</i>	raseux-de-terre noir	intermédiaire	insectivore
<i>Perca flavescens</i>	perchaude	intermédiaire	piscivore
<i>Stizostedion vitreum</i>	doré	intermédiaire	piscivore
PERCOPSIDAE			
<i>Percopsis omiscomaycus</i>	omisco	intermédiaire	insectivore
SALMONIDAE			
<i>Salmo trutta</i>	truite brune	intermédiaire	insectivore

¹ Âge adulte.

² Crossman et Holm (1994).

³ Scott et Crossman (1974).

lieu, pour certains spécimens, un rapport de nécropsie produit par la faculté de médecine vétérinaire de l'Université de Montréal a permis de préciser la nature de certaines anomalies (Lair et Martineau, 1995).

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

Traitement des données

Les variables retenues pour caractériser les habitats du poisson et définir les secteurs homogènes sont : (1) la largeur de la rivière (Schlosser, 1991); (2) l'altitude (Boschung, 1987; Beecher *et al.*, 1988); (3) la pente (Huet, 1959; Hocutt et Stauffer, 1975); (4) la profondeur maximale (Aadland, 1993; Rabeni et Jacobson, 1993); (5) la vitesse du courant (Brown, 1975; Gorman et Karr, 1978; Pusey *et al.*, 1993; Rabeni et Jacobson, 1993); (6) la transparence (Matthews, 1985); (7) le type de substrat dominant (Gorman et Karr, 1978; Rabeni et Jacobson, 1993); (8) l'hétérogénéité du substrat (Paller, 1994); et (9) la densité des macrophytes (Huet, 1959; Matthews, 1985). L'unité de mesure pour la largeur, l'altitude et la profondeur de la rivière est le mètre. La pente est exprimée en mètre par kilomètre. Les autres variables, à l'exception de l'hétérogénéité du substrat, sont des variables qualitatives mais présentent une gradation. Elles ont été codifiées avant d'être traitées et ont pu ainsi être considérées comme des variables semi-quantitatives (tableau 2). L'hétérogénéité du substrat a été calculée au moyen de l'indice de diversité de Shannon-Wiener (Gorman et Karr, 1978; Paller, 1994) appliqué sur les pourcentages de chacun des types de substrat (argile-limon, sable, gravier, galet, bloc, roc) de chaque station.

Une analyse de groupement a été faite sur les caractéristiques d'habitat de l'ensemble des stations avec le logiciel SAS 6.0 (SAS Institute Inc., 1990). Le coefficient d'association utilisé, soit la distance euclidienne, a été calculé à partir des données centrées réduites. Les stations présentant des caractéristiques similaires ont été regroupées à l'aide du groupement par agglomération hiérarchique à liens complets, un type de groupement qui permet de définir des groupes de stations se distinguant par des discontinuités marquées (Legendre et Legendre, 1984). La profondeur maximale n'a pu être évaluée pour plusieurs stations de pêche à gué. Elle a donc été exclue de l'analyse de groupement. La largeur de la rivière a également été exclue. Les deux variables servent à définir le profil transversal de la rivière, facteur qui joue un rôle important pour caractériser les habitats du poisson. Ce profil ne peut pas

être évalué sans la présence simultanée des deux variables.

Tableau 2 Codification de variables utilisées pour l'analyse des habitats du poisson de la rivière Chaudière

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

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 3 et 4). 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.

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 .

À partir des données de présence-absence de chacune des espèces, une analyse de groupement par agglomération hiérarchique à liens complets a été effectuée à l'aide du progiciel R (Legendre et Vaudor, 1991) afin de représenter en espace réduit les groupes de stations ayant des espèces similaires (mode Q). En écologie numérique, cette méthode s'avère utile, particulièrement lorsque les données à traiter sont

qualitatives ou contiennent beaucoup de doubles zéros (Green, 1979; Legendre et Legendre, 1984). Le degré de dépendance entre les différentes stations a été calculé avec le coefficient d'association de Fager et McGowan (S_{24}), coefficient qui exclut les doubles zéros (Legendre et Legendre, 1984).

Une analyse de groupement par agglomération hiérarchique à liens complets a ensuite été faite entre les espèces afin de dégager les principales associations de poissons (mode R) de la rivière. Le coefficient d'association de Fager et McGowan (S_{24}) a été utilisé pour le calcul du degré de dépendance entre les espèces.

À chaque station et pour chacune des espèces, le nombre de poissons atteint par des anomalies externes a été calculé en multipliant la proportion de poissons atteint du sous-échantillon examiné par le nombre total d'individus capturés. La somme des valeurs obtenues pour chacune des espèces divisée par le nombre total de poissons capturés à la station multipliée par 100 nous donne le pourcentage de la communauté affectée à chaque station.

Deux indices ont été utilisés pour caractériser la santé des écosystèmes aquatiques : l'indice de *Well Being* (IWB) et l'indice d'intégrité biotique (IIB). L'indice de *Well Being* a été développé par Gammon (1980) dans le but d'évaluer la réponse des communautés ichtyologiques fluviales aux stress environnementaux. Il incorpore à la fois l'abondance, la biomasse ainsi que la diversité spécifique de Shannon :

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

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.

Cependant, il arrive que l'IWB ait une valeur élevée en milieux dégradés, parfois même supérieure aux milieux naturels, puisque pour une augmentation de l'abondance des espèces tolérantes à la pollution ne correspond qu'une faible diminution de la diversité (Hughes et Gammon, 1987; OHIO EPA, 1987b). Pour remédier à ce problème, l'indice de *Well Being* peut être modifié (IWBm) en retranchant des variables n et b la contribution en PUE et en BUE des espèces tolérantes à la pollution sans toutefois les retrancher dans le calcul

des indices de Shannon (H'_n et H'_b). En milieux pollués, cette modification augmente la sensibilité de l'indice puisque la valeur alors enregistrée est d'autant plus basse qu'il y a une forte dominance des espèces tolérantes. L'IWBm serait positivement corrélé à la qualité de l'eau et à la qualité de l'habitat (OHIO EPA, 1987b). Il est basé sur la prémisse que les secteurs de rivière les moins affectés par la pollution supportent une plus grande abondance et une plus grande diversité de poissons que les secteurs fortement affectés.

La différence de valeur entre les deux indices (IWB-IWBm) serait une indication directe du degré d'altération des communautés de poissons; plus elle est élevée, plus les communautés sont affectées (OHIO EPA, 1987b). La différence prend une valeur inférieure ou égale à 0,5 pour un écosystème plutôt naturel et supérieure à 1 pour un écosystème dégradé (OHIO EPA, 1987b). Cette interprétation est appuyée par les travaux de Richard (1994 et 1996) et La Violette et Richard (1996) sur les rivières L'Assomption, Saint-Esprit, Saint-François, Magog et Châteauguay. L'application de cet indice nécessite la classification préalable de chacune des espèces en fonction de son niveau de tolérance à la pollution. La classification retenue (tableau 1) a été tirée de Plafkin *et al.* (1989). Le méné de lac (*Couesius plumbeus*) pour lequel l'information n'était pas disponible, a été classifié comme intermédiaire.

L'indice d'intégrité biotique (IIB) initialement développé par Karr (1981) est largement appliqué dans le cadre des activités de suivi biologique (Fausch *et al.*, 1984; Angermeier et Karr, 1986; Karr *et al.*, 1986; Leonard et Orth, 1986; Hughes et Gammon, 1987; Karr *et al.*, 1987; Miller *et al.*, 1988; Crumby *et al.*, 1990; Bramblett et Fausch, 1991; Karr, 1991; Adams *et al.*, 1993; Richard, 1994; 1996; La Violette et Richard, 1996). L'intégrité biotique est définie par Karr et Chu (1995) comme l'état des milieux peu ou pas influencés par des actions humaines; les organismes y vivant étant des produits des processus biogéographiques et évolutifs propres à ces milieux.

Karr (1981) a intégré douze variables portant sur différents aspects de la structure des communautés de poissons. Six concernent la richesse et la composition spécifique, trois l'organisation trophique et trois l'abondance et l'état des poissons. Richard (1994) donne un aperçu de la pertinence de chacune des variables et des considérations écologiques qu'elles sous-tendent. Au Québec, l'indice de Karr ne peut pas être appliqué directement. Les dards et les crapets sont trop peu représentés pour être utilisés. Aussi, le nombre d'espèces et la densité des poissons varient trop en fonction des régions écologiques et de la superficie des bassins de

drainage pour être aisément applicables sans travaux exploratoires préalables (Faush *et al.*, 1984; Larsen *et al.*, 1986). Finalement, la reconnaissance des individus hybrides est une affaire de spécialiste (Bramblett et Faush 1991) et n'est donc pas facilement utilisable.

Ainsi, des douze variables initiales entrant dans la composition de l'IIB, cinq varient peu 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 Faush, 1991) et ont donc été retenues telles quelles (2, 3, 4, 5 et 6 au tableau 3), une a été modifiée (7), une ajoutée (1) et six rejetées. Lorsque leur nombre est suffisant, les cyprinidés insectivores (5) sont privilégiés comme variable entrant dans la composition de l'IIB contrairement aux insectivores (Karr *et al.*, 1986) puisque selon Karr (comm. pers., La Violette et Richard, 1996), on peut présumer qu'un groupe restreint de taxons présentera une plus grande homogénéité en matière de physiologie, de taille et d'écologie que le groupe composé de tous les insectivores et que, par conséquent, il sera plus facile d'établir des relations avec la qualité du milieu environnant. La variable ajoutée au calcul de l'IIB, l'indice IWB-IWB_m, intègre des mesures d'abondance (densité et biomasse) et remplace en partie une variable de l'indice de Karr, soit le nombre total d'individus dans l'échantillon. De plus, elle présente l'avantage de ne pas varier en fonction de la superficie des bassins versants et des régions écologiques. L'utilisation de cette variable a été confirmée par Richard (1996) pour les rivières L'Assomption, de l'Achigan, Saint-Esprit, Ouareau, Saint-François et Magog. L'IIB adapté au Québec intègre donc sept variables, trois mesurant la composition et l'abondance, trois l'organisation trophique et une la condition des poissons.

Les valeurs obtenues pour chacune des variables sont comparées à des critères qui définissent la qualité de l'écosystème (tableau 3). Karr *et al.* (1986) donnent une description détaillée des calculs servant à l'élaboration des critères. Par la suite, une cote est assignée à chaque variable selon sa classification par rapport au critère. La cote prend la valeur 5 pour un écosystème plutôt naturel, 3 pour un écosystème moyennement dégradé et 1 pour un écosystème très dégradé. La somme des cotes définit l'intégrité biotique de l'écosystème au site échantillonné. Elle sera considérée comme excellente pour des valeurs comprises entre 57 et 60, bonne entre 48 et 54, moyenne entre 39 et 45, faible entre 27 et 36 et très faible entre 12 et 24. Aucune classe ne peut être calculée en l'absence de 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.

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

Variable	Cote		
	5	3	1
Composition et abondance			
1. IWB-IWB _m ¹	0-0,5	0,6-1,0	≥ 1,1
2. Nombre d'espèces de 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 cyprinidae insectivores	≥ 46 %	45-20 %	≤ 19 %
6. Pourcentage de piscivores	≥ 5,1 %	5-1 %	≤ 0,9 %
État des poissons			
7. Proportion des individus avec une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformations, érosion, lésions ou tumeurs	0-2 %	2,1-5 %	≥ 5,1 %

¹ Ces cotes sont multipliées par deux afin de tenir compte qu'il s'agit d'une métrique composée de deux variables, soit la densité et la biomasse.

RÉSULTAT ET DISCUSSION

Habitats et associations ichthyologiques

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

L'analyse de groupement effectuée sur les caractéristiques d'habitats de chacune des stations est représentée à la figure 2A. Le dendrogramme schématisé regroupe les stations en trois types d'habitats distincts si l'on utilise la valeur 1,5 comme niveau de fusion (distance euclidienne). Le groupe I comprend cinq stations dont les quatre premières stations de l'embouchure (tableau 4). Ces stations à pentes fortes sont situées à faible altitude (basse Chaudière). La vitesse du courant est relativement rapide, le substrat est grossier et la densité des macrophytes est pratiquement nulle. Le groupe II représente les stations majoritairement situées dans la moyenne Chaudière. Situées à plus grande altitude que les stations du groupe I, ces stations se caractérisent par de faibles pentes et des vitesses de courant généralement lentes. La transparence de l'eau est moyenne. Le type de substrat dominant, l'abondance des macrophytes, la profondeur maximale à la station ainsi que la largeur de la rivière sont très variables d'une station à l'autre. Le groupe III inclut les stations de la haute Chaudière. Situées aux altitudes les plus élevées (de 212 à 385 mètres), elles sont caractérisées par une vitesse du courant plus rapide (modérée), une eau de transparence élevée avec un substrat dominé presque exclusivement par du galet-bloc. Les macrophytes sont quasi absents. Ces stations sont situées en tête de rivière, dans le secteur le plus étroit et le moins profond.

Une analyse similaire à la précédente a été faite en utilisant comme base du groupement la composition spécifique des poissons à chacune des stations (figure 2B). En retenant la valeur 0,25 comme niveau de fusion (similarité), quatre groupes de stations aux peuplements de poissons distincts apparaissent. La relation existant entre l'habitat biophysique et les associations de poissons est particulièrement évidente. Les stations se regroupent à quelques exceptions près (stations 1, 18 et 21) à l'intérieur des mêmes groupes que ceux présentés à la figure 2A. Le peuplement piscicole de la station 1 est particulier. Cette station, soumise aux marées journalières, est située près de l'estuaire, en aval d'importantes chutes infranchissables. L'assemblage d'espèces qui s'y trouve n'est pas représentatif de la rivière Chaudière et subit l'influence du fleuve Saint-Laurent comme le suggère la présence du gaspareau, espèce anadrome. Quatre espèces seulement ont été capturées à cette station. Le groupe II, principalement associé aux eaux rapides de la basse Chaudière, regroupe des stations plus diversifiées, allant de sept à onze espèces réparties en sept familles. Le groupe III, relié aux eaux turbides à courant généralement lent de la moyenne Chaudière, se caractérise par des stations relativement diversifiées, allant de huit à seize espèces réparties en neuf familles. Le groupe IV inclut des stations moins diversifiées,

allant de six à neuf espèces réparties en six familles. Ces stations étant toutes situées en tête de rivière (haute Chaudière) dans un secteur plus étroit et moins profond, une diminution de l'espace vital et les conditions plus variables généralement associées à la tête des cours d'eau pourraient être responsables du plus faible nombre d'espèces capturées.

L'analyse de groupement sur les espèces de chacune des stations permet d'identifier trois grandes associations de poissons après partition au niveau de fusion 0,31 (similarité). Ces associations sont représentées aux figures 3 et 4. Une première association (I), dont font partie les espèces comme le crapet de roche et l'achigan à petite bouche, a une distribution se limitant presque exclusivement aux habitats à vitesse de courant lente et aux eaux turbides se situant à des altitudes en bas des monts Notre-Dame (aux environs de Saint-Georges). La deuxième association (II), dont fait partie le meunier noir, est composée d'espèces avec une distribution géographique très large qui ont été capturées à presque toutes les stations. Une troisième association spécifique (III), composée du mulot à cornes, du naseux des rapides et du naseux noir, est surtout liée aux habitats de tête de rivière. Les autres espèces ont une distribution sporadique.

L'étude de Paquet *et al.* (1976) indique pour le secteur de rivière échantillonné à l'époque (du barrage Sartigan à Scott) la présence d'espèces qui n'ont pas été capturées en 1994. Il s'agit de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), du saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*) et de la barbotte brune (*Ameiurus nebulosus*). Toutefois, seulement cinq individus au total appartenant aux trois premières espèces ont été capturés. L'absence de capture de ces espèces en 1994 est vraisemblablement l'effet de leur faible densité dans le milieu à moins qu'elles aient disparu de la rivière Chaudière au cours des dernières années.

Densité

Le test non paramétrique de Wilcoxon-Mann-Whitney a permis de vérifier qu'il n'existe pas de différences significatives entre les PUE des stations échantillonnées à gué et celles échantillonnées en embarcation. La variation spatiale de la densité de poissons, exprimée en prise par unité d'effort (PUE), bien qu'extrêmement variable au niveau de la moyenne Chaudière (entre Saint-Georges et Scott) (figure 5A), diminue de l'amont vers l'aval tel que l'indique l'analyse du coefficient de corrélation de Spearman entre les PUE et la superficie cumulative du bassin versant à chaque station ($r_s = -0,41$,

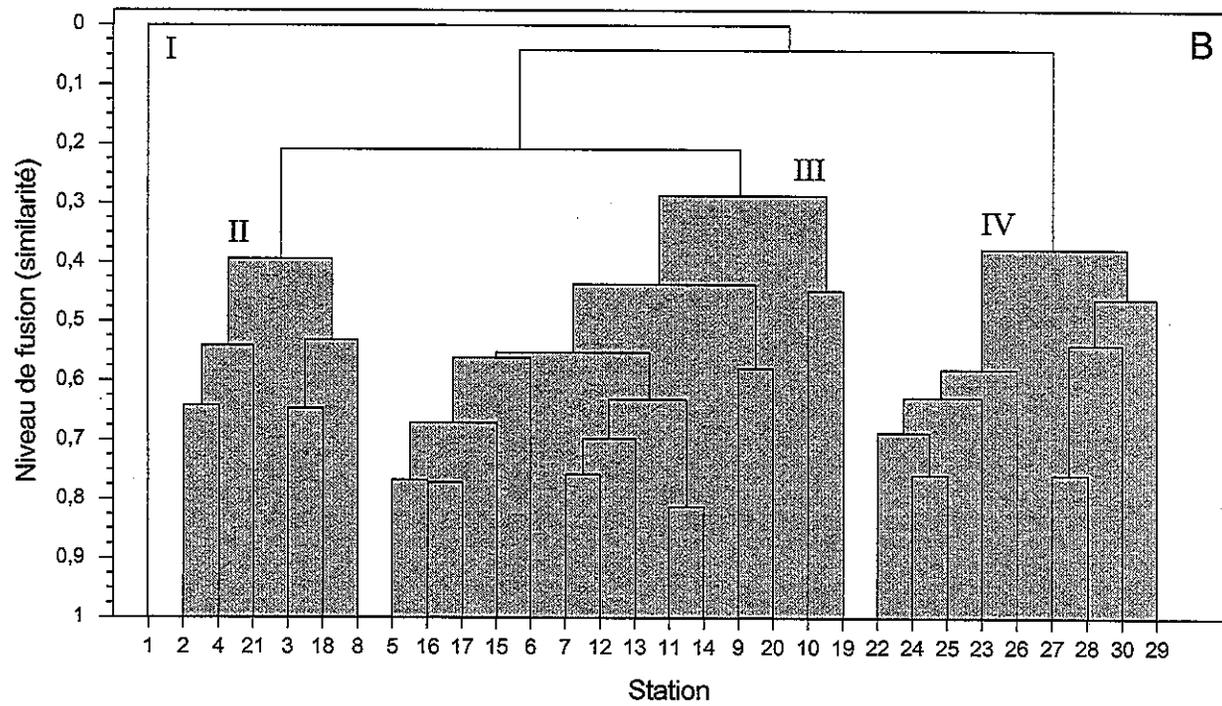
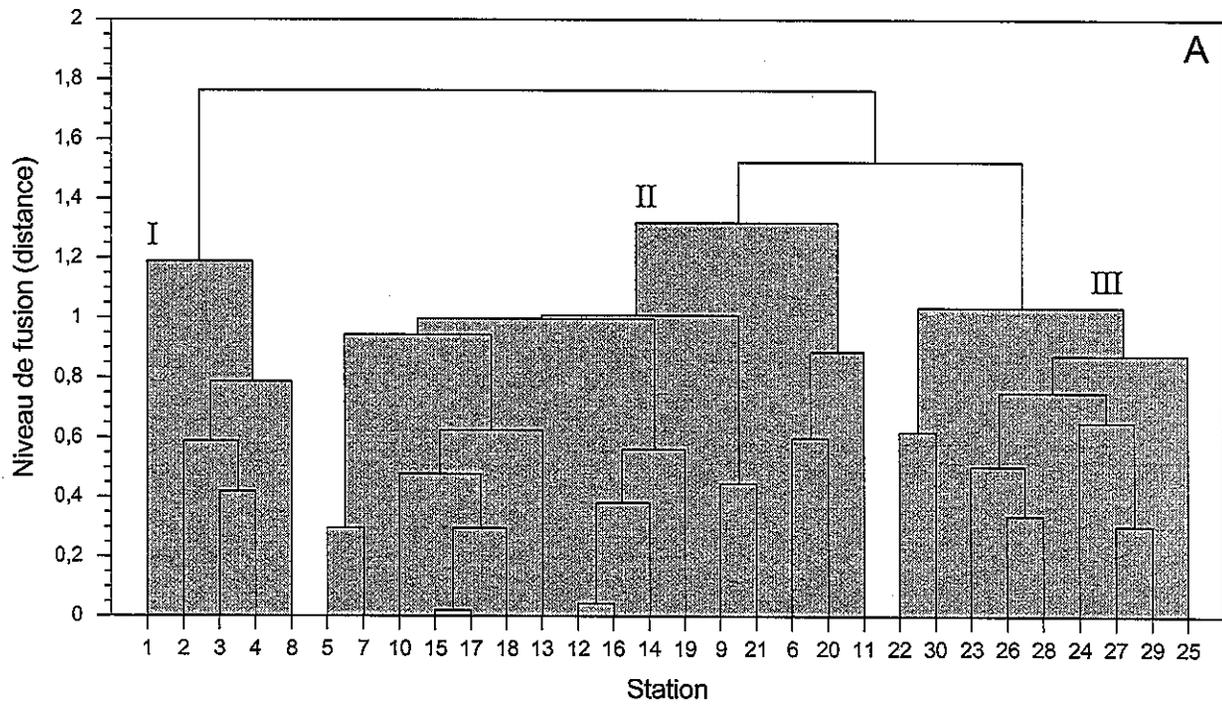


Figure 2 (A) Habitats biophysiques et (B) association de poissons obtenus par analyse de groupement des données de la rivière Chaudière

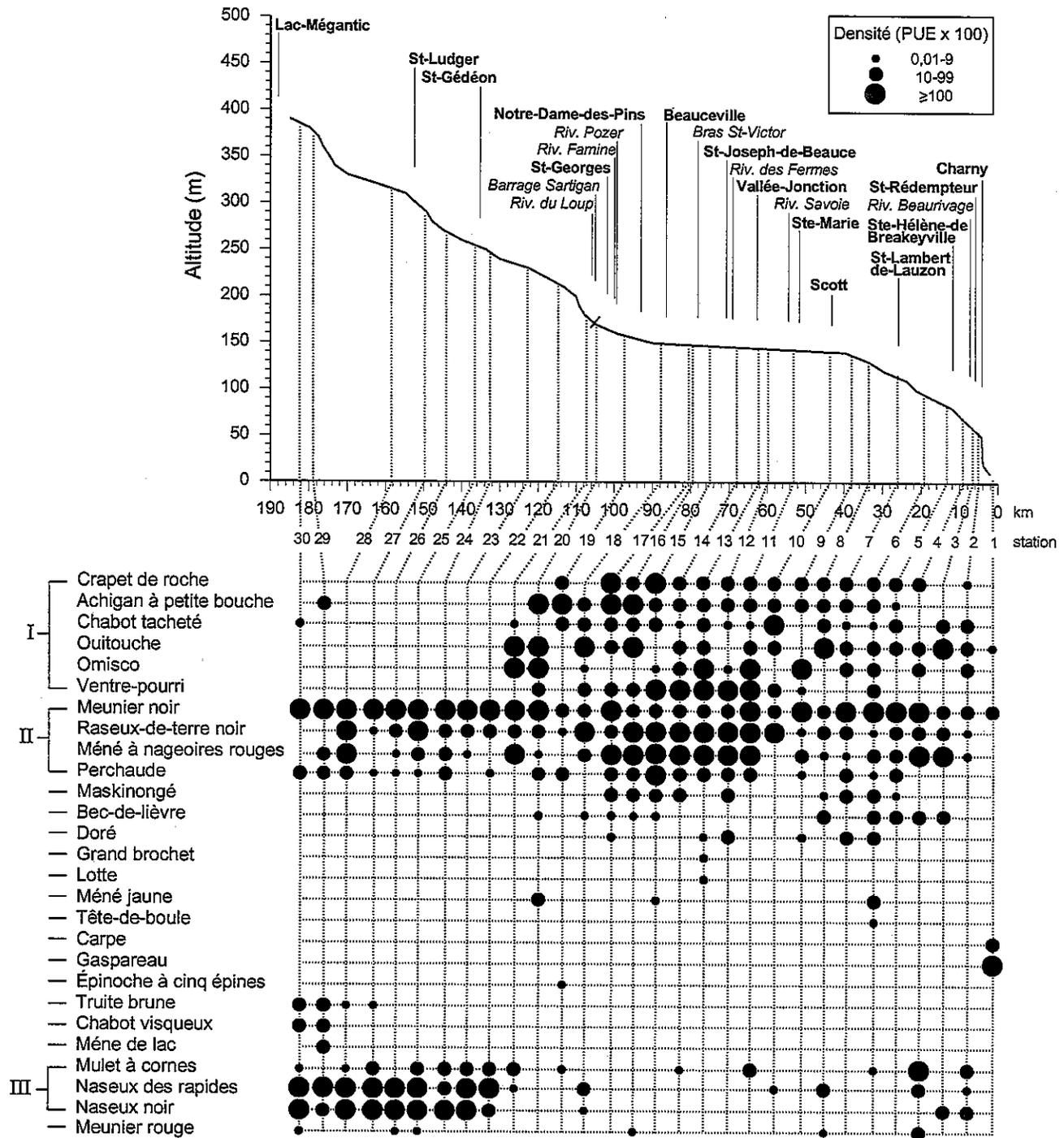


Figure 3 Distribution spatiale de la densité des différentes espèces de poissons de la rivière Chaudière

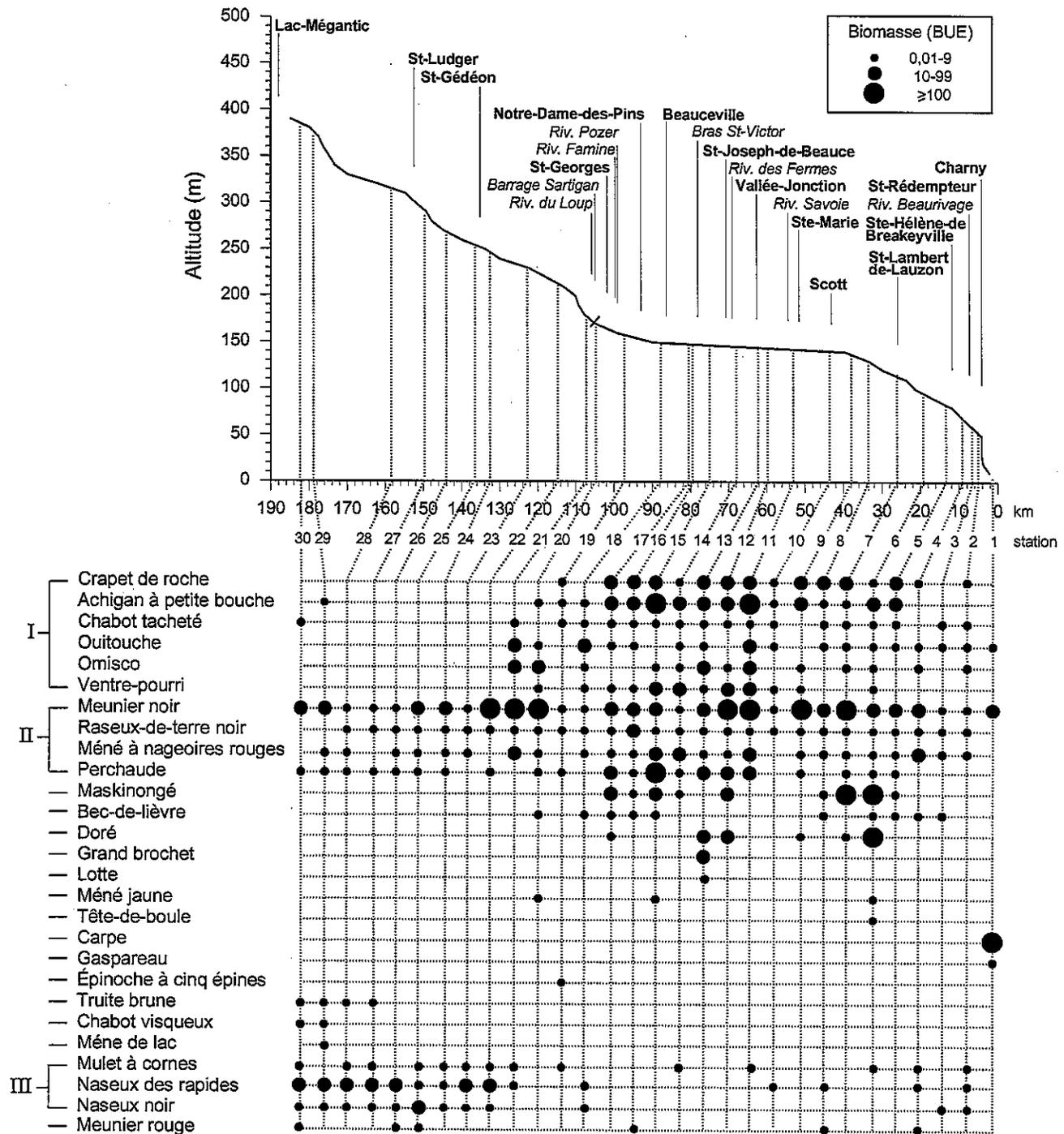


Figure 4 Distribution spatiale de la biomasse des différentes espèces de poissons de la rivière Chaudière

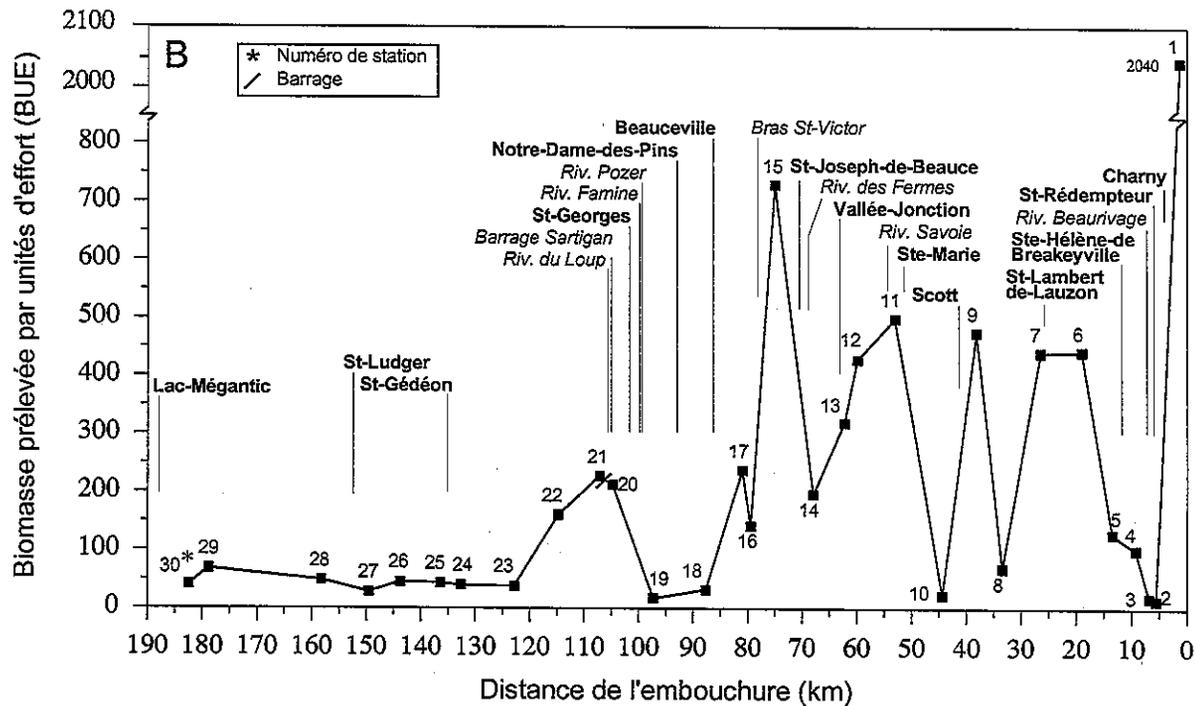
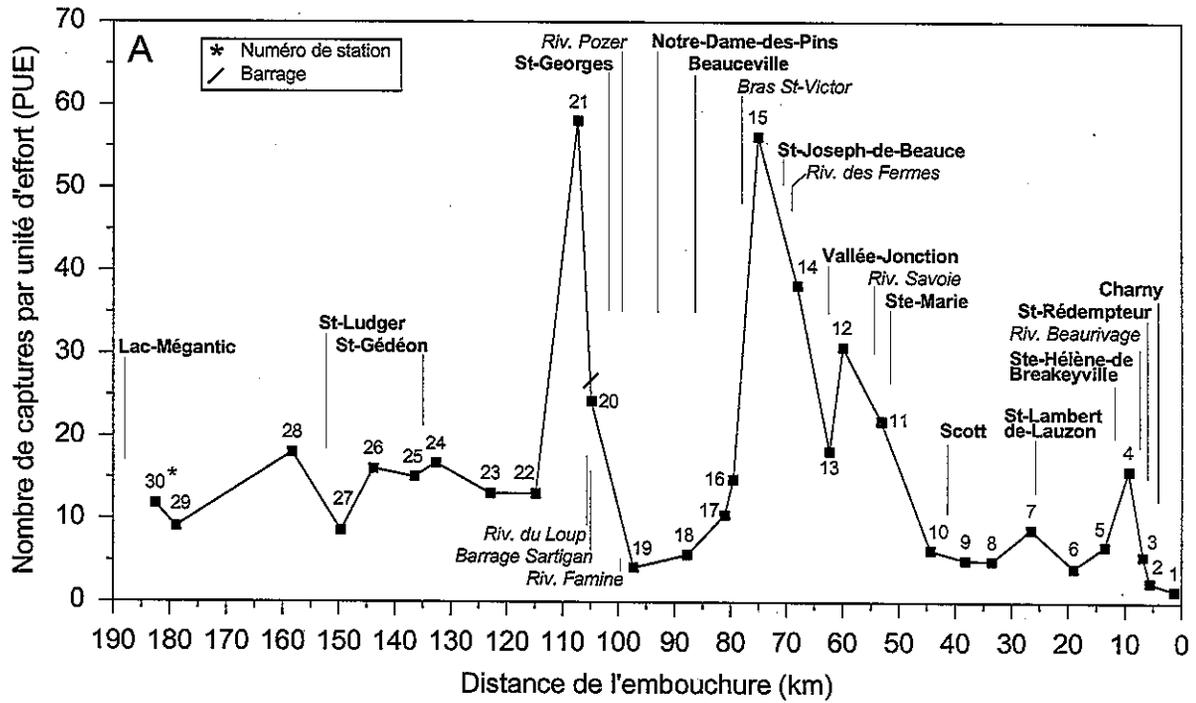


Figure 5 Variation spatiale (A) de la densité et (B) de la biomasse de poissons de la rivière Chaudière

Tableau 4 Caractéristiques des habitats du poisson de la rivière Chaudière

Station	Groupes ¹	Largeur ² (m)	Profondeur maximale ² (m)	Vitesse du courant	Transparence	Substrat dominant	Densité des macrophytes	Hétérogénéité du substrat ³	Altitude (m)	Pente (m/km)
1	I	100	3,0	lente-moderée	moyenne	roc	faible	0,00	6	4,8
2	I	350	≥ 1,0	modérée	faible	galet-bloc	nulle	1,29	55	3,9
3	I	150	≥ 1,2	rapide	moyenne	galet-bloc	nulle	1,16	60	3,9
4	I	200	≥ 0,6	rapide	faible	galet-bloc	nulle	1,00	70	3,9
8	I	250	≥ 0,8	rapide	moyenne	galet-bloc	nulle	0,97	130	1,6
5	II	225	1,6	lente	moyenne	galet-bloc	modérée	2,53	84	2,0
7	II	400	3,0	lente	moyenne	galet-bloc	modérée	1,96	115	1,7
10	II	150	≥ 1,0	lente	moyenne	sable-gravier-galet-bloc	nulle	1,85	141	0,2
15	II	75	2,2	lente	moyenne	galet-bloc	nulle-faible	2,24	147	0,2
17	II	75	2,8	lente	moyenne	galet-bloc	nulle-faible	2,20	148	0,2
18	II	200	≥ 0,9	lente-moderée	moyenne	galet-bloc	faible	2,04	150	0,2
13	II	130	2,2	lente	élevée	sable-gravier	nulle-faible	1,84	145	0,2
12	II	100	3,0	lente	moyenne	argile-limon	faible	1,87	144	0,2
16	II	70	1,8	lente	moyenne	argile-limon	faible	1,96	148	0,2
14	II	100	1,8	lente	moyenne	sable-gravier	faible	1,74	146	0,2
19	II	75	≥ 0,9	lente	moyenne	argile-limon	modérée	1,57	158	1,1
9	II	300	4,0	lente	faible	sable-gravier	faible	2,21	138	1,6
21	II	175	3,4	lente	faible	sable-gravier	nulle	2,01	170	2,6
6	II	170	5,0	lente	moyenne	galet-bloc-roc	faible-moderée	1,00	94	1,8
20	II	125	≥ 1,0	lente	faible	galet-bloc	faible	0,57	170	2,6
11	II	100	1,5	lente	moyenne	sable-gravier	nulle	0,57	143	0,2
22	III	100	≥ 0,9	modérée	élevée	galet-bloc	modérée	2,17	212	2,9
30	III	35	0,9	modérée	élevée	galet-bloc	modérée	1,65	385	1,9
23	III	80	≥ 0,8	modérée	élevée	galet-bloc	nulle	1,59	231	1,3
26	III	90	≥ 0,7	modérée	élevée	galet-bloc	faible	1,02	268	2,1
28	III	60	0,4	modérée	élevée	galet-bloc	faible	1,59	315	1,4
24	III	60	≥ 1,0	modérée	moyenne	galet-bloc	nulle	1,94	247	2,9
27	III	60	≥ 0,7	modérée	élevée	galet-bloc	nulle	1,72	291	3,6
29	III	40	≥ 1,0	modérée	élevée	galet-bloc	nulle	1,69	376	4,4
25	III	100	≥ 0,7	lente	élevée	roc	nulle	1,99	255	1,6

¹ Groupes obtenus par analyse de groupement.

² Variables non retenues dans l'analyse de groupement.

³ Indice de diversité de Shannon-Wiener.

$P = 0,02$) (annexe 5). Les densités de poissons sont relativement stables dans le secteur de la haute Chaudière (entre Lac-Mégantic et Saint-Georges), variant de 9 à 18 PUE et deviennent très variables, particulièrement entre Saint-Georges et Scott, variant de 1,5 à 58 PUE. À partir de Scott jusqu'à l'embouchure, les densités sont plus stables et demeurent à des niveaux inférieurs à ceux des communautés trouvées à la tête de rivière. Toutefois, ce dernier phénomène ne permet pas à lui seul de penser que les 45 kilomètres de rivière avant l'embouchure sont en mauvais état. En effet, selon plusieurs auteurs, une baisse de densité de poissons de l'amont vers l'aval est prévisible (Thompson et Hunt, 1930 cité par Odum, 1971; Larimore et Smith, 1963; Miller *et al.*, 1988) et serait le reflet d'un transfert de la composition des communautés vers des individus de plus grande taille mais en faible abondance (Schlosser, 1987). Pour la rivière Chaudière, il y a en effet une augmentation de la taille moyenne des captures de l'amont vers l'aval (figure 6).

La figure 3 présente la distribution, de l'amont vers l'aval, de la densité des 27 espèces recensées dans la rivière Chaudière. L'analyse de groupement sur les espèces a permis d'ordonner les espèces de ce graphique selon leur degré d'association. Pour l'ensemble de la rivière, le ventre-pourri, le meunier noir, le naseux des rapides, le méné à nageoires rouges et l'omisco sont, dans l'ordre, les espèces les plus abondantes. Elles s'approprient respectivement 18 %, 16 %, 15 %, 13 % et 12 % des captures. Les espèces dominantes selon les groupes d'habitats biophysiques (figure 2A) sont le méné à nageoires rouges (29 %), le meunier noir (28 %), et la ouitouche (12 %) pour le groupe I. Le ventre-pourri (28 %), l'omisco (22 %) et le méné à nageoires rouges (17 %) dominent aux stations du groupe II. Le naseux des rapides (42 %), le meunier noir (32 %) et le naseux noir (15 %) prévalent aux stations du groupe III d'habitat.

Biomasse

La biomasse totale prélevée par unité d'effort (BUE) est basse et plutôt stable dans la partie amont de la rivière (stations 23 à 30) (figure 5 B), variant de 29 à 68 BUE. Pour le reste de la rivière, la biomasse est plus élevée et très variable d'une station à l'autre, oscillant de 15 à 2 040 BUE. Les biomasses récoltées lors de la pêche à gué sont significativement inférieures à celles récoltées en embarcation selon un test non paramétrique de Wilcoxon-Mann-Whitney ($P = 0,0001$). Ceci s'explique en termes de caractéristique d'habitat. En effet, la pêche à gué est utilisée lorsque l'échantillonnage en embarcation n'est plus possible à cause de la profondeur de l'eau. La pêche à gué a donc lieu dans des habitats peu profonds, généralement à courants plus rapides; et

ces milieux sont généralement moins productifs que les milieux plus profonds. Il n'est toutefois pas exclu qu'il y ait un biais dans la méthode d'échantillonnage et que la biomasse des stations pêchées à gué soit sous-estimée par rapport à celles pêchées en embarcation. Si tel était le cas, le biais ferait en sorte que les différences attendues entre les deux types d'habitats seraient amplifiées.

Il n'existe aucune corrélation (coefficient de Spearman) entre la biomasse et la superficie cumulative du bassin versant. Il n'y a également pas de relation significative entre la variation spatiale des BUE et la variation spatiale du phosphore et de l'azote, généralement reliés à la productivité du milieu. Il semble donc que les concentrations du milieu en éléments nutritifs affectent peu les variations de la biomasse.

La distribution spatiale de la biomasse prélevée par unité d'effort pour chacune des espèces est présentée à la figure 4. Pour l'ensemble de la rivière, la biomasse est surtout concentrée chez la carpe, le meunier noir, l'achigan à petite bouche, le maskinongé et le crapet de roche. Ces espèces représentent respectivement 29 %, 23 %, 11 %, 6 % et 6 % de la biomasse totale.

À l'intérieur du groupe I d'habitats biophysiques (figure 2A), la biomasse totale est principalement attribuable à la carpe qui représente à elle seule 90 % de la biomasse. Pour le groupe II d'habitat, l'essentiel de la biomasse est distribué entre le meunier noir (32%), l'achigan à petite bouche (18 %) et le maskinongé (10 %). Le meunier noir, le naseux des rapides et le naseux noir totalisent respectivement 45 %, 34 % et 10 % de la biomasse totale du groupe III d'habitat.

Nombre d'espèces

De façon générale, le nombre d'espèces a tendance à augmenter de l'amont vers l'aval de la rivière (figure 7A). Il n'existe toutefois pas de différence significative entre le nombre d'espèces capturées et la superficie du bassin versant aux différents points d'échantillonnage. Cependant, il y a une différence significative entre le nombre d'espèces des stations échantillonnées à gué et celles échantillonnées en embarcation (test de Wilcoxon-Mann-Whitney, $P = 0,0006$). Ceci peut être, comme pour la biomasse, le reflet des caractéristiques des habitats. Les stations pêchées à gué, parce qu'elles sont moins profondes que les stations échantillonnées en embarcation, sont également des milieux théoriquement moins diversifiés en termes d'espèces.