

Figure 6 Variation spatiale de la longueur moyenne de la communauté des poissons de la rivière Chaudière

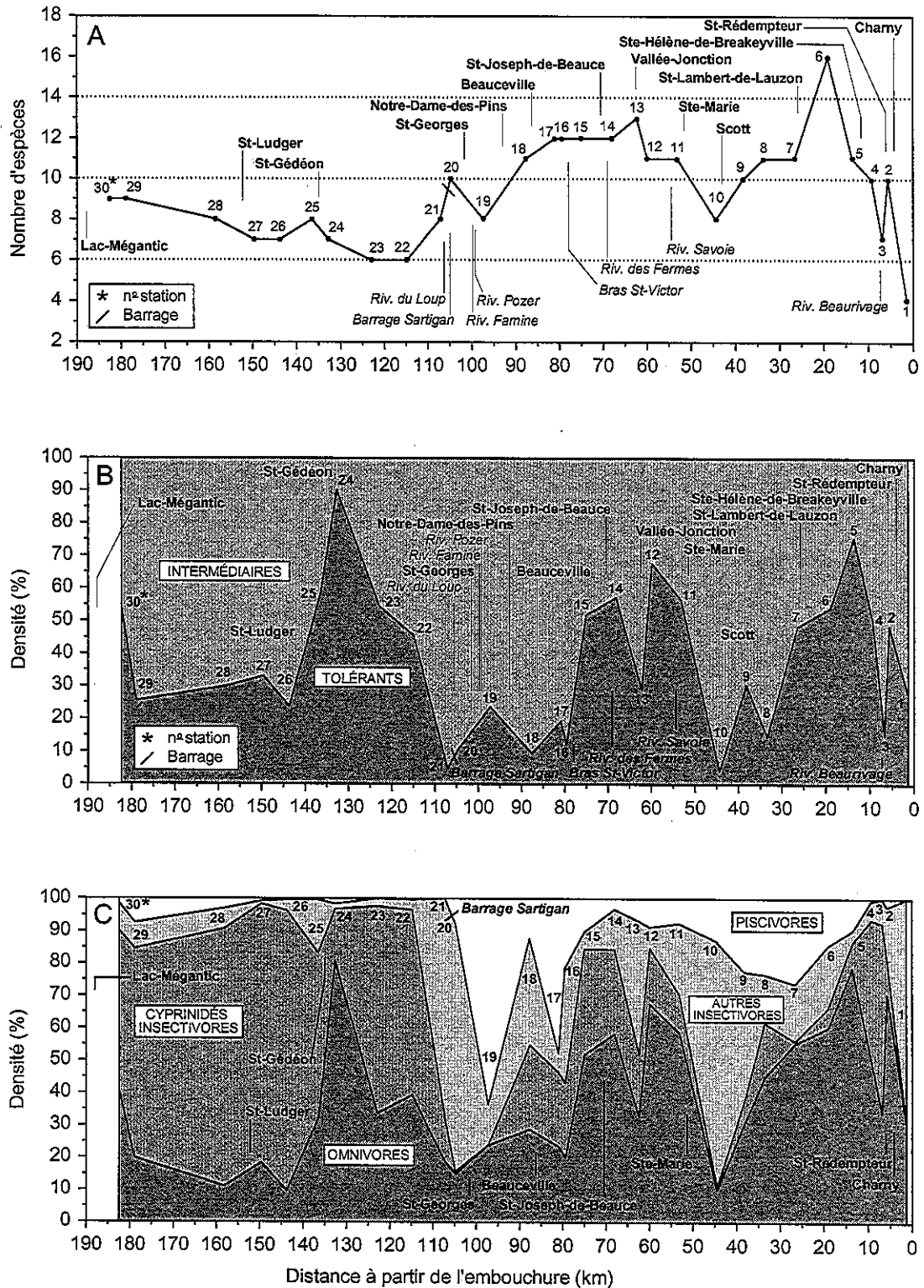


Figure 7 Variation spatiale (A) du nombre d'espèces de poissons de la rivière Chaudière, (B) de la densité relative des poissons classés selon leur tolérance à la pollution et (C) de leur niveau trophique

L'augmentation du nombre d'espèces de la tête des rivières vers l'embouchure est un phénomène bien documenté et observé par Richard (1994, 1996) sur les rivières de l'Acadian, Ouareau et Saint-François au Québec. Ce phénomène s'explique par le fait qu'habituellement, vers l'aval, les rivières sont plus grosses et plus profondes. La diversité de l'habitat s'accroît et les conditions environnementales sont plus stables. Plusieurs de ces facteurs contribuent à l'augmentation de l'espace vital, ce qui favorise un plus grand nombre d'espèces (Jenkins et Freeman, 1972; Gard et Flittner, 1974; Gorman et Karr, 1978; Guillory, 1982; Boschung, 1987; Beecher *et al.*, 1988; Rahel et Hubert, 1991).

Par contre, la baisse locale du nombre d'espèces en aval de Saint-Gédéon (stations 23 et 22), en aval de Saint-Georges (station 19) et de Sainte-Marie (station 10) (figure 7 A) peuvent indiquer des perturbations environnementales en raison des apports de polluants en provenance de ces centres urbains. En effet, un des phénomènes souvent observés associés à des perturbations d'origine anthropique est la baisse du nombre d'espèces (Goldstein, 1981; Rapport *et al.*, 1985; Gray, 1989. L'effet des pressions de pollution sur la baisse de diversité spécifique semble particulièrement évident de la station 5 vers l'embouchure. Ce secteur reçoit les effluents non traités de Charny, de Saint-Nicolas, d'une partie de Saint-Romuald, d'une partie de Saint-Rédempteur et de plusieurs établissements industriels et des apports de polluants du bassin de la rivière Beauvillage, fortement dominée par l'agriculture.

Le nombre particulièrement élevé d'espèces à la station 6 par rapport aux autres sites (16 espèces) serait relié en partie à la grande diversité d'habitats trouvée dans ce secteur de la rivière (îles, rapides, hauts-fonds et eaux profondes).

Niveau de tolérance à la pollution

Il y a des pics d'abondance d'espèces tolérantes à la pollution immédiatement en aval de Lac-Mégantic (station 30), entre l'amont de Saint-Gédéon et la rivière du Loup (stations 25 à 22), entre la confluence avec le Bras Saint-Victor et Sainte-Marie (stations 15 à 11) et finalement entre Saint-Lambert-de-Lauzon et l'embouchure (stations 7 à 1, exception faite de la station 3) (figure 7 B). Pour tous ces secteurs, la densité relative des espèces tolérantes varie de près de 30 % à 90 % alors qu'elle est habituellement inférieure à 25 % dans les milieux non perturbés par la pollution ou par la dégradation des habitats (Richard 1994). Le ventre-pourri ainsi que le meunier noir représentent respectivement 47 % et 40 % de la densité des espèces tolérantes à la pollution.

Aucune espèce intolérante à la pollution n'a été échantillonnée dans la rivière Chaudière. Il s'agit là d'un phénomène jamais observé dans les rivières du Québec pour lesquelles l'intégrité biotique a été étudiée (Richard 1994 et 1996, La Violette et Richard, 1996). Parmi les espèces intolérantes observées lors de ces dernières études, certaines ont des aires de distribution connues n'incluant pas la rivière Chaudière comme le suceur jaune (*Moxostoma valenciennesi*), le mené pâle (*Notropis volucellus*) et le crapet à longues oreilles (*Lepomis megalotis*); d'autres par contre seraient susceptibles de s'y trouver comme le museau noir (*Notropis heterolepis*) et la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (Scott et Crossman, 1974). Pour le moment, tout porte à penser que l'absence d'espèces intolérantes dans la rivière Chaudière soit liée aux mauvaises conditions environnementales plutôt qu'à leur aire de distribution naturelle à moins qu'elles aient échappé à la pêche électrique. Selon Karr *et al.* (1986), les espèces intolérantes sont les premières à disparaître à la suite d'une dégradation de la qualité de l'eau ou de l'habitat.

Contrairement à ce que l'importance relative des pressions d'origine agricole ou démographique l'aurait laissé supposer (Simoneau *et al.*, 1998), la partie amont de la rivière, de Lac-Mégantic à l'amont de la rivière du Loup (stations 30 à 22), semble profondément perturbée en deux endroits : en aval de Lac-Mégantic (station 30) et en aval de Saint-Gédéon (station 24). De plus, l'examen des polluants conventionnels (DBO₅, nombre de coliformes fécaux, azote total, phosphore total) n'indique pas des concentrations anormales pour ces secteurs. Le nombre d'industries retenues polluantes (Simoneau *et al.*, 1998) à Lac-Mégantic est toutefois élevé. En 1994, du pyrène a également été détecté dans des cellules à dialyse placées en amont et en aval de Lac-Mégantic par Berryman et Nadeau (1998). Cet hydrocarbure aromatique polycyclique (HAP) pourrait provenir des Industries manufacturières Mégantic inc., qui en 1994 déversaient des eaux usées dans la rivière. Aussi, un ancien site d'enfouissement de déchets municipaux, situé en amont de Saint-Gédéon, contiendrait des déchets dangereux. Entre 1964 et 1980, ce dépotoir a reçu des déchets domestiques, des déchets industriels, des solvants à forte concentration et des boues de peinture. Les paramètres toxiques associés à la contamination de ce site et de l'eau souterraine étaient les dioxines et les furannes, l'arsenic, le plomb, le fer, le mercure, les BPC, les HAM et les HAP (données non publiées fournies par le Groupe d'étude et de restauration des lieux d'élimination des déchets dangereux, GERLED MENVIQ, 1991). Bien que des travaux de restauration entrepris en 1993 ont permis de confiner ce site et les sols contaminés, les toxiques initialement rejetés dans le milieu aquatique et ayant

contaminé les eaux souterraines auraient encore un effet majeur sur la communauté piscicole. De plus, l'usine Canam Manac à Saint-Gédéon et l'usine de textile C.S.M. Boisvert de Saint-Ludger, située plus en amont (station 27) sont aussi des sources potentielles de toxiques pouvant affecter les poissons. En aval de Saint-Ludger, Berryman et Nadeau (1998) ont d'ailleurs décelé des apports de métaux, de HAP, d'un phtalate, de deux acides gras et d'un composé benzénique.

Après cette forte perturbation en aval de Saint-Gédéon, la densité relative d'individus d'espèces tolérantes diminue jusqu'à la confluence de la rivière avec le Bras Saint-Victor, où il y a de nouveau des signes de perturbations qui se maintiennent, cette fois, jusqu'à l'embouchure (stations 15 à 1) avec quelques signes ponctuels de récupération de l'écosystème entre Sainte-Marie et Saint-Lambert-de-Lauzon. Cette partie de rivière est sujette à une augmentation des pressions industrielles et une augmentation de la densité démographique. Les pressions agricoles résultant des cultures à interligne étroit et de l'élevage augmentent à partir du Bras Saint-Victor et celles découlant de la culture à grand interligne et indirectement de l'application de pesticides augmentent à partir de Scott (Simoneau *et al.*, 1998).

Groupes trophiques

L'évolution spatiale des densités relatives d'omnivores est très similaire à celle des tolérants (figure 7 C), les deux groupes étant majoritairement représentés par les mêmes espèces. La densité relative d'omnivores est plutôt faible dans la partie amont de la rivière. Seule la station située en aval de Saint-Gédéon a des densités d'omnivores supérieures à 45 %, seuil au-dessus duquel Karr *et al.* (1986) considèrent qu'une communauté est perturbée par la pollution. En effet, il est largement reconnu que lorsque les habitats riverains se dégradent, les espèces opportunistes (omnivores) sont avantagées par rapport aux espèces à régime alimentaire plus spécialisé (Karr, 1981; Rapport *et al.*, 1985; Karr *et al.*, 1986; Miller *et al.*, 1988; Gray, 1989).

Plus en aval, la densité des omnivores indique deux secteurs très perturbés soit : de l'embouchure du Bras Saint-Victor jusqu'à Sainte-Marie (stations 15 à 11) et de Saint-Lambert-de-Lauzon jusqu'à Saint-Rédempteur (stations 7 à 2).

En Amérique du Nord, la plupart des cyprinidés sont des insectivores; une détérioration de la qualité de l'eau ou de l'habitat entraîne une diminution de leur densité relative, probablement en réponse à une diminution des insectes comme ressource alimentaire (Karr *et al.*, 1986). Les cyprinidés insectivores de la rivière

Chaudière étant suffisamment nombreux, leur proportion dans les échantillons a été retenue comme variable de l'IIB. Des proportions inférieures à 20 % peuvent signifier un déséquilibre de la chaîne trophique (Karr *et al.*, 1986). Selon cette observation, la proportion de cyprinidés insectivores suggère donc un déséquilibre de la chaîne trophique en aval de Saint-Gédéon (station 24), de Vallée-Jonction à la station en amont de Sainte-Hélène-de-Breakeyville (stations 13 à 5), ainsi que de Saint-Rédempteur à Charny (stations 2 et 1). Il existe également un déséquilibre de la chaîne trophique dans le secteur allant de l'amont du barrage Sartigan (station 21) à l'aval de Saint-Georges (station 19). Le barrage pourrait avoir un impact négatif sur les cyprinidés insectivores. L'influence de ce facteur est ici difficile à départager de celle de la pollution.

Les piscivores sont reconnus comme étant un groupe trophique très sensible à la pollution. Selon Karr *et al.* (1986) une proportion supérieure à 5 % est signe d'une communauté viable et en santé. Quatorze des trente stations échantillonnées sur la rivière Chaudière ont des proportions de piscivores inférieures à 5 %. La majeure partie de ces stations se situe dans le secteur amont de la rivière caractérisé par des habitats moins profonds et moins larges avec des courants plus rapides que pour le reste de la rivière. Il est possible que la faible proportion de piscivores s'explique, du moins en partie, par cette différence d'habitat, les grands prédateurs comme le brochet, le maskinongé et le doré n'ayant pas été capturés dans ce secteur. De plus, cette faible proportion de piscivores permet une diminution des pressions de prédation sur les insectivores, ce qui pourrait expliquer la plus forte densité de ces derniers à plusieurs stations du secteur amont de la rivière. Le même phénomène a été observé par Richard (1994) à la tête de la rivière de l'Acadian. Pour le reste de la rivière, la proportion d'individus piscivores suggère une dégradation du milieu en amont et en aval du barrage Sartigan (stations 21 et 20), de l'amont de la rivière Beaurivage à l'embouchure (stations 4 à 1), ainsi qu'à la station en aval de Saint-Joseph-de-Beauce (station 14).

Anomalies externes

La proportion élevée de poissons affectés par des anomalies de type DELT (déformation, érosion, lésion et tumeur) est considérée comme un bon indicateur de sédiments contaminés, de la présence d'effluents insuffisamment ou non traités et de stress intermittents tels les débordements des égouts unitaires ou les eaux de ruissellement (Ohio EPA, 1987a, b; Lyons, 1992; Karr *et al.*, 1986). Les anomalies servent surtout à discriminer les rivières ou les portions de rivière à faible intégrité biotique (Angermeier et Karr, 1986; Ohio EPA, 1987a; Lyons, 1992). Leonard et Orth (1986) ont

d'ailleurs démontré que parmi les variables entrant dans la composition de l'IIB, la proportion des individus avec des anomalies externes de type DELT est celle qui réagissait le plus régulièrement et le plus fortement à une dégradation du milieu.

Dans la rivière Chaudière, 13 des 30 stations échantillonnées ont un pourcentage de poissons affectés par des anomalies de type DELT supérieures à 2 %, indication selon Karr (1991) d'une détérioration de la santé de la communauté (figure 8). De ces 13 stations, 6 atteignent des proportions de poissons affectés supérieures à 5 %, signe d'une communauté dans un état de santé précaire (Karr, 1991). Les communautés de poissons les plus touchées sont celles en aval de Lac-Mégantic (stations 30 et 29), celles de l'amont de Saint-Lambert-de-Lauzon jusqu'à la station en amont de Sainte-Hélène-de-Breakeyville (stations 7 à 5) ainsi que celle en aval de Charny (station 1). Dans ces secteurs à fortes pressions de pollution, le pourcentage d'anomalies varient entre 8 % et 21 %, valeurs similaires à celles enregistrées aux stations les plus polluées des rivières L'Assomption (Richard, 1994) et Saint-François (Richard, 1996). Les espèces les plus affectées sont la carpe (80 %), la truite brune (33 %), le doré (25 %), le maskinongé (15 %) et le chabot visqueux (11 %) (figure 9). L'erreur associée à ces estimations est peut-être élevée puisque, pour ces cinq espèces, l'effectif de l'échantillon analysé était inférieur à 28 individus.

Déformations corporelles

Les déformations corporelles (colonne vertébrale, rayons des nageoires et autres) se trouvent principalement en aval de Saint-Lambert-de-Lauzon (station 6) et en aval de Charny (station 1) (figure 10). Elles sont surtout présentes chez la carpe (6 %), le chabot visqueux (4 %) et le meunier noir (3 %). Ce type d'anomalies peut être causé par de nombreux agents, dont les biphényles polychlorés, les pesticides organochlorés, les insecticides (organophosphorés) et les métaux (cadmium, zinc, mercure, plomb), qui peuvent agir sur le métabolisme des os et modifier leur minéralisation (Bengtsson *et al.*, 1985; Van Den Avyle *et al.*, 1989). Les infections virales, bactériennes et parasitaires peuvent également occasionner des déformations (OHIO EPA, 1987a).

Érosion des nageoires

La proportion de la communauté affectée par l'érosion des nageoires est particulièrement élevée en aval de Lac-Mégantic (stations 30 et 29), de Saint-Lambert-de-Lauzon à Sainte-Hélène-de-Breakeyville (station 5) ainsi qu'en aval de Charny (station 1) (figure 10). Les espèces les plus affectées sont la truite brune (33 %), le doré (25 %) et la carpe (20 %). Selon Reash et Berra

(1989), cette anomalie serait probablement la plus fréquente chez les poissons vivant en eaux polluées. Des substances toxiques tels les métaux, les hydrocarbures chlorés, les acides et les alcalis présents dans les sédiments et les rejets municipaux ou industriels pourraient provoquer la précipitation du mucus à la surface des nageoires (Mearns et Sherwood, 1974; Sherwood et Mearns, 1977). Privés de leur couche protectrice, ces organes sont par la suite envahis par des bactéries (*Aeromonas* sp., *Pseudomonas* sp., *Vibrio*, etc.), des champignons et des parasites qui provoquent la destruction des tissus (Mahoney *et al.*, 1973).

Lésions et tumeurs

C'est également dans le secteur de Saint-Lambert-de-Lauzon (station 6) et en amont de Sainte-Hélène-de-Breakeyville (station 5) que se trouvent les plus fortes proportions de poissons affectés par des lésions ou des tumeurs (figure 10). Le maskinongé (8 %) est l'espèce la plus affectée par ces types d'anomalies pour la rivière Chaudière. Les principaux agents présumés responsables des lésions sont les bactéries (*Aeromonas* sp., Myxobactérie), les virus et les protozoaires (Eller, 1975; Gaines et Rogers, 1975; Bursey, 1987; Ohio EPA, 1987c). Beaucoup de ces organismes prolifèrent en présence de la pollution organique, ce qui augmente la susceptibilité des poissons aux infections (Eller, 1975). Les tumeurs, quant à elles, peuvent être d'origine virale ou résulter d'une dégradation de l'environnement (Baumann *et al.*, 1991; Smith, 1994; CCCSF, 1995).

Les proportions des communautés affectées par d'autres type d'anomalies externes pour la rivière Chaudière sont fournies à l'annexe 6. Aucun lien n'est présentement connu entre ces différentes anomalies et des polluants ou des perturbations environnementales quelconques. Dans l'éventualité où de tels liens venaient qu'à être connus, ces renseignements pourront servir à pousser plus loin la connaissance sur la santé des poissons de la rivière Chaudière.

Indice de dégradation des communautés (IWB-IWBm)

L'indice IWB-IWBm évolue en fonction de la densité et de la biomasse des espèces tolérantes et de leur proportion par rapport aux autres espèces de poissons de la communauté. Plus la densité et la biomasse des espèces tolérantes à la pollution d'une communauté seront élevées par rapport aux autres espèces de la communauté, plus la différence entre l'IWB et l'IWBm sera grande.

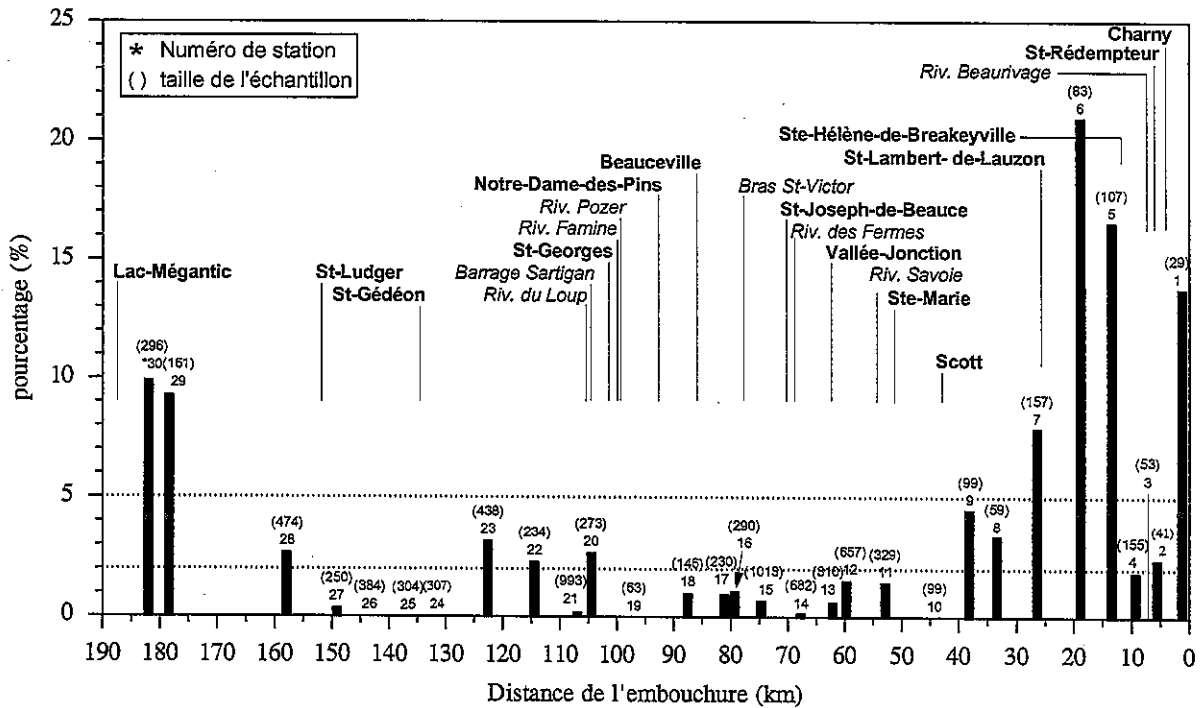


Figure 8 Proportion de la communauté de poissons de la rivière Chaudière affectée par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformation, érosion des nageoires, lésion ou tumeur

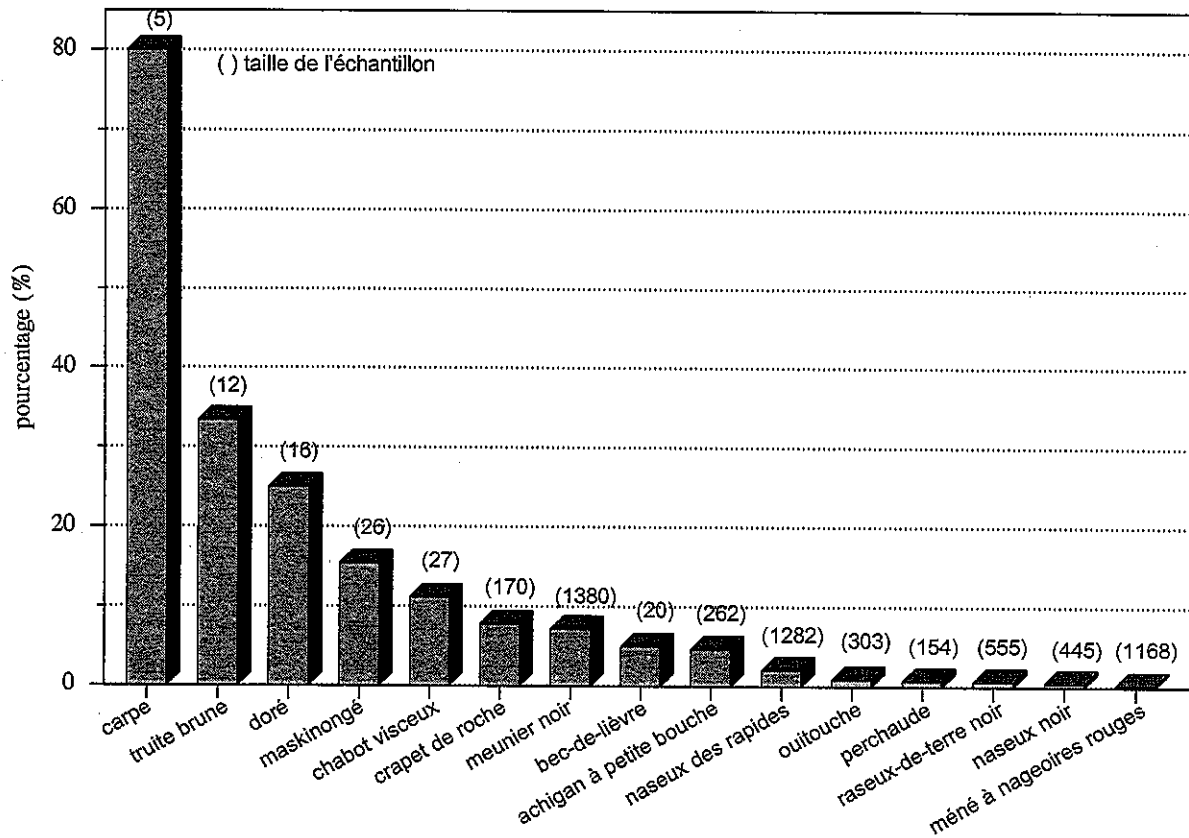


Figure 9 Proportion des individus de chaque espèce de poissons de la rivière Chaudière affectés par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformation, érosion des nageoires, lésion ou tumeur

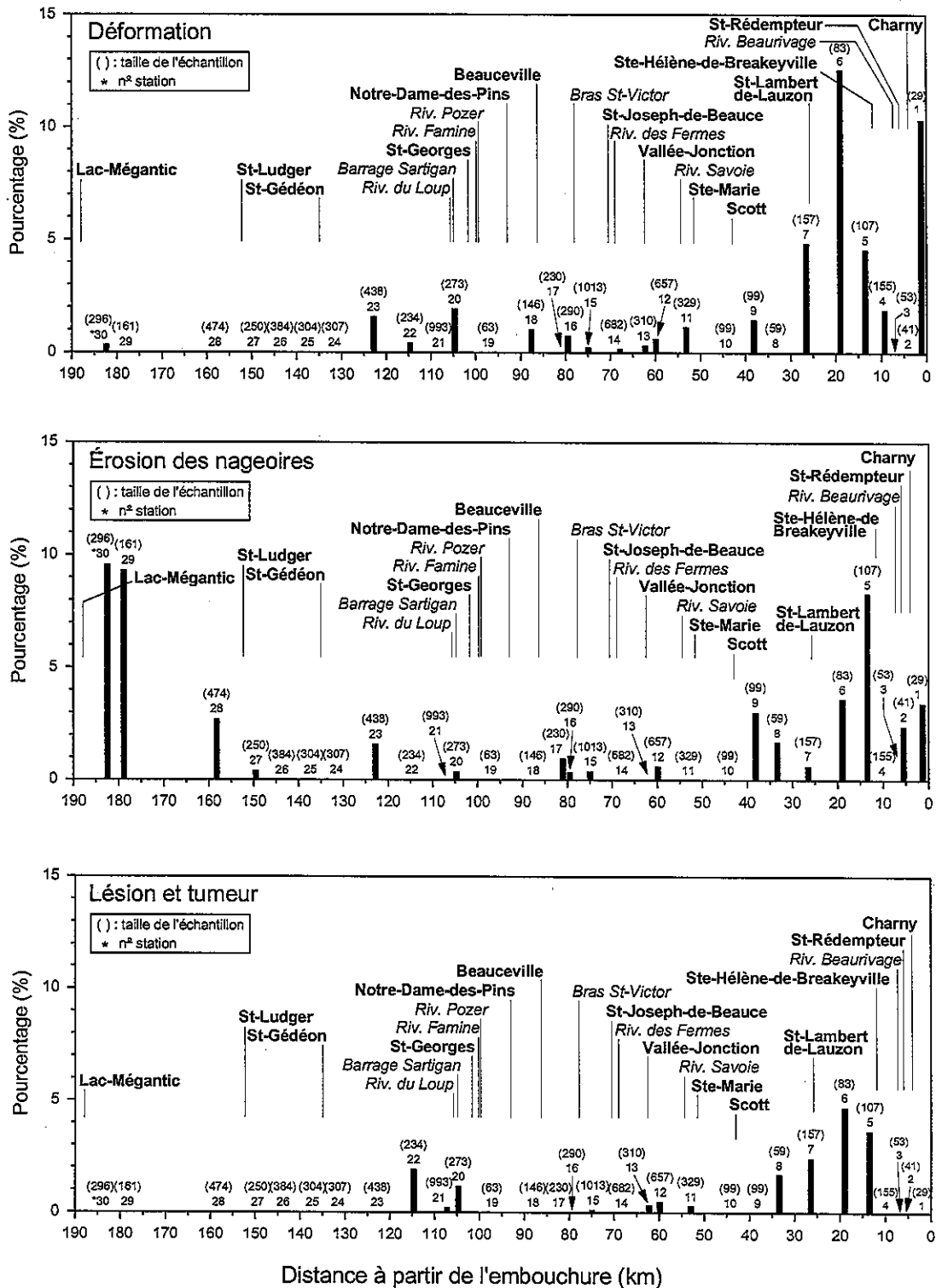


Figure 10 Proportion de la communauté de poissons de la rivière Chaudière affectée par différents types d'anomalies externes

Dans le secteur amont de la rivière (de Lac-Mégantic à l'amont de la rivière du Loup), la différence entre l'IWB et l'IWBm indique une dégradation du milieu (valeurs > 0,5) aux environs de Lac-Mégantic (station 30) et particulièrement aux environs de Saint-Gédéon jusqu'à la limite inférieure de la partie amont de la rivière (stations 25, 24, 23 et 22) (figure 11). Les apports de substances toxiques en provenance de ces deux secteurs (Berryman et Nadeau, 1998) sont mis en cause. Pour la partie aval de la rivière (de l'amont de la rivière du Loup jusqu'à l'estuaire), la différence entre l'IWB et l'IWBm suggère une dégradation croissante pour toute la partie en aval du Bras Saint-Victor jusqu'à l'estuaire (stations 15 à 1) bien que certaines stations (stations 13, 10, 8 et 3) présentent des valeurs inférieures à 0,5 unité. Ces résultats vont de pair avec une augmentation graduelle des activités urbaines, industrielles et agricoles de ce secteur (Simoneau *et al.*, 1998).

Tout comme pour la rivière Chaudière, Richard (1994, 1996) et La Violette et Richard (1996) ont également pu observer des valeurs élevées d'IWB-IWBm en aval de sources importantes de pollution, notamment sur les rivières L'Assomption, Saint-François et Châteauguay.

Indice d'intégrité biotique (IIB)

Le tableau 5 présente les valeurs de l'indice d'intégrité biotique (IIB) ainsi que la contribution de chacune des sept variables de cet indice. L'indice d'intégrité biotique se veut la synthèse de l'information la plus pertinente pour statuer sur la santé de l'écosystème aquatique le long de la rivière (figure 12). Le secteur amont de la rivière Chaudière a une intégrité biotique allant de moyenne à bonne sur les 50 premiers kilomètres (stations 30 à 26) avec une valeur faible en aval de la municipalité de Lac-Mégantic (station 30). L'examen de la métrique de la proportion de poissons ayant des anomalies de type DELT suggère un problème de pollution à la station 30. En effet, selon Leonard et Orth (1986), le pourcentage de poissons affectés par des anomalies de type DELT n'augmente pas de façon substantielle tant que le milieu n'a pas atteint un niveau élevé de dégradation. Or, la proportion de poissons affectés y atteint des proportions qui n'ont été observées sur la rivière Chaudière que dans le tronçon aval de la rivière (stations 7, 6, 5 et 1) à très faible indice d'intégrité biotique.

L'indice d'intégrité biotique baisse de façon marquée à la hauteur de Saint-Gédéon. Il passe de la cote moyenne (station 25) à très faible (station 24). La structure de la communauté s'y trouve complètement perturbée avec une chute importante de la densité des cyprinidés insectivores, jusque là dominants, au bénéfice des

omnivores. La communauté est alors composée presque exclusivement d'espèces tolérantes et l'indice de dégradation des communautés (IWB-IWBm) atteint une des valeurs les plus élevées de la rivière. Il y a très certainement une cause importante de dégradation du milieu près de Saint-Gédéon car les pressions agricoles ne sont pas de nature à engendrer un tel phénomène et les caractéristiques d'habitat ou d'hydrologie ne peuvent vraisemblablement pas non plus l'expliquer. Les causes potentielles sont l'entreprise industrielle Canam Manac à Saint-Gédéon et la contamination des sols et de la nappe phréatique par les déchets de cette même entreprise à l'ancien site d'enfouissement de la ville. L'usine de textile C.S.M. Boisvert de Saint-Ludger, située plus en amont, est également une source potentielle de toxiques. Des apports de métaux, d'un phthalate, de deux acides gras et d'un composé benzénique ont d'ailleurs été décelés en aval de cette ville (Berryman et Nadeau, 1998). Bien que non perceptible à cette hauteur, l'impact de ces contaminants sur le poisson pourrait se faire sentir plus loin vers l'embouchure et être un autre facteur explicatif de la chute de l'intégrité biotique notée en aval de Saint-Gédéon. L'impact de l'ensemble de ces rejets se ferait sentir jusqu'à la station 22, soit sur plus de 20 kilomètres.

Par la suite l'IIB remonte graduellement jusqu'en amont du Bras Saint-Victor, où il atteint la cote bonne (48 unités). En aval du Bras Saint-Victor, l'IIB devient très instable et atteint des valeurs de plus en plus faibles, passant d'un IIB moyen à faible jusqu'aux environs de Scott, puis l'IIB oscille de moyen à très faible jusqu'à l'embouchure. L'écosystème semble récupérer après Sainte-Hélène-de-Breakeyville (stations 4 et 3) en amont de laquelle l'IIB était très faible (20 unités) pour chuter de nouveau de façon importante à partir de Saint-Rédempteur jusqu'en aval de Charny, où l'IIB est qualifié de très faible (station 1). De forts taux d'anomalies externes, une organisation trophique déséquilibrée et des valeurs élevées de l'IWB-IWBm sont les variables qui contribuent le plus à la chute de l'IIB au fur et à mesure que l'on se déplace vers l'embouchure.

Selon plusieurs auteurs (Rankin et Yoder, 1990; Karr *et al.*, 1987; Fore *et al.*, 1994; Simons et Lyons, 1995), la variabilité de l'IIB est plus grande aux sites de faible intégrité biotique par rapport à ceux à haute intégrité biotique dans plusieurs cours d'eau. D'après Karr (1991), la variabilité doit être interprétée comme une partie du signal plutôt que comme un bruit de fond. Ainsi, la baisse quasi graduelle de l'IIB à partir du Bras Saint-Victor jusqu'à l'embouchure associée à une grande variabilité de l'indice serait donc une indication supplémentaire d'un écosystème perturbé par la

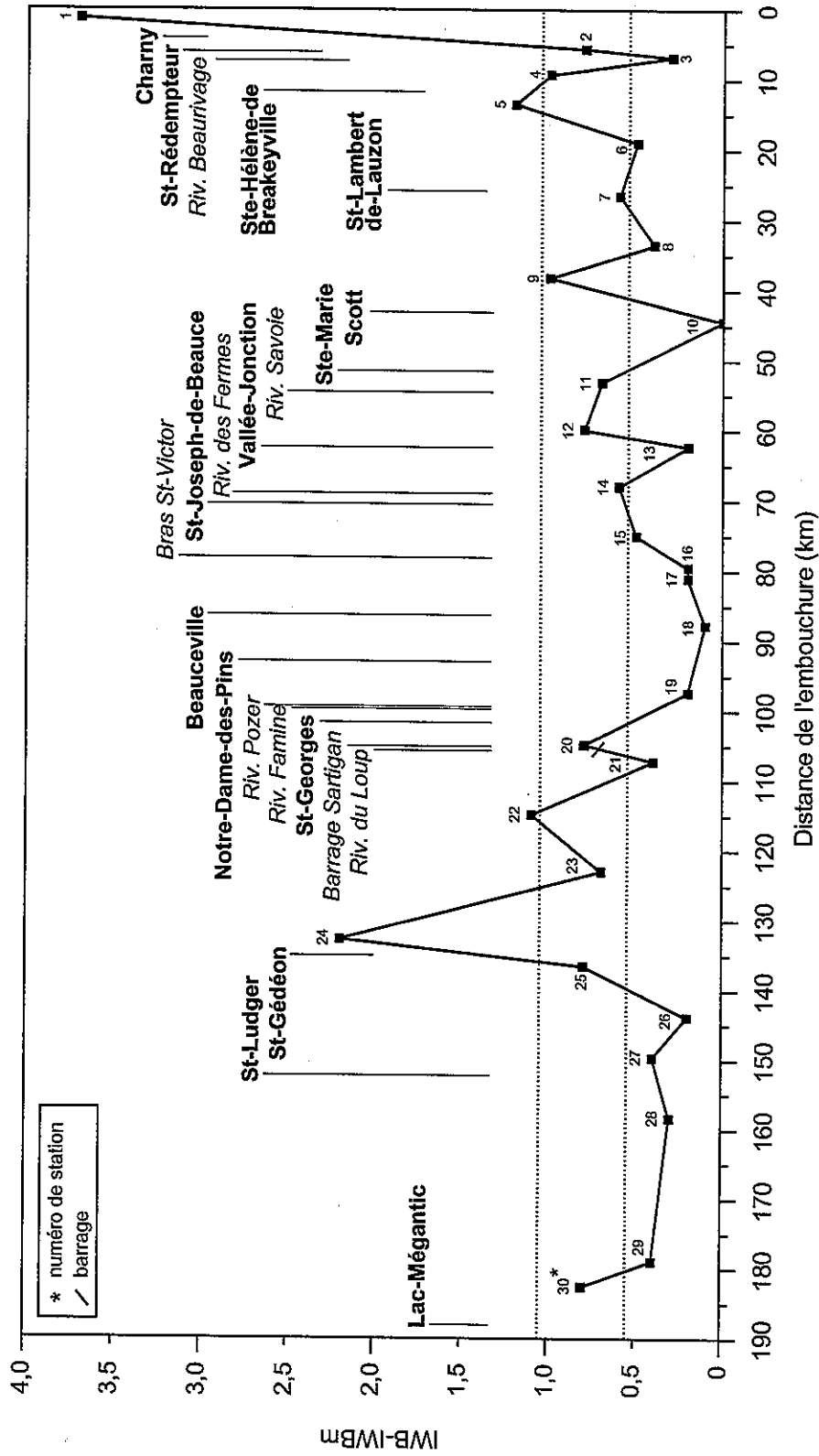


Figure 11 Variation spatiale de la différence entre l'indice de Well Being (IWB) et l'indice de Well Being modifié (IWBm) sur la rivière Chaudière

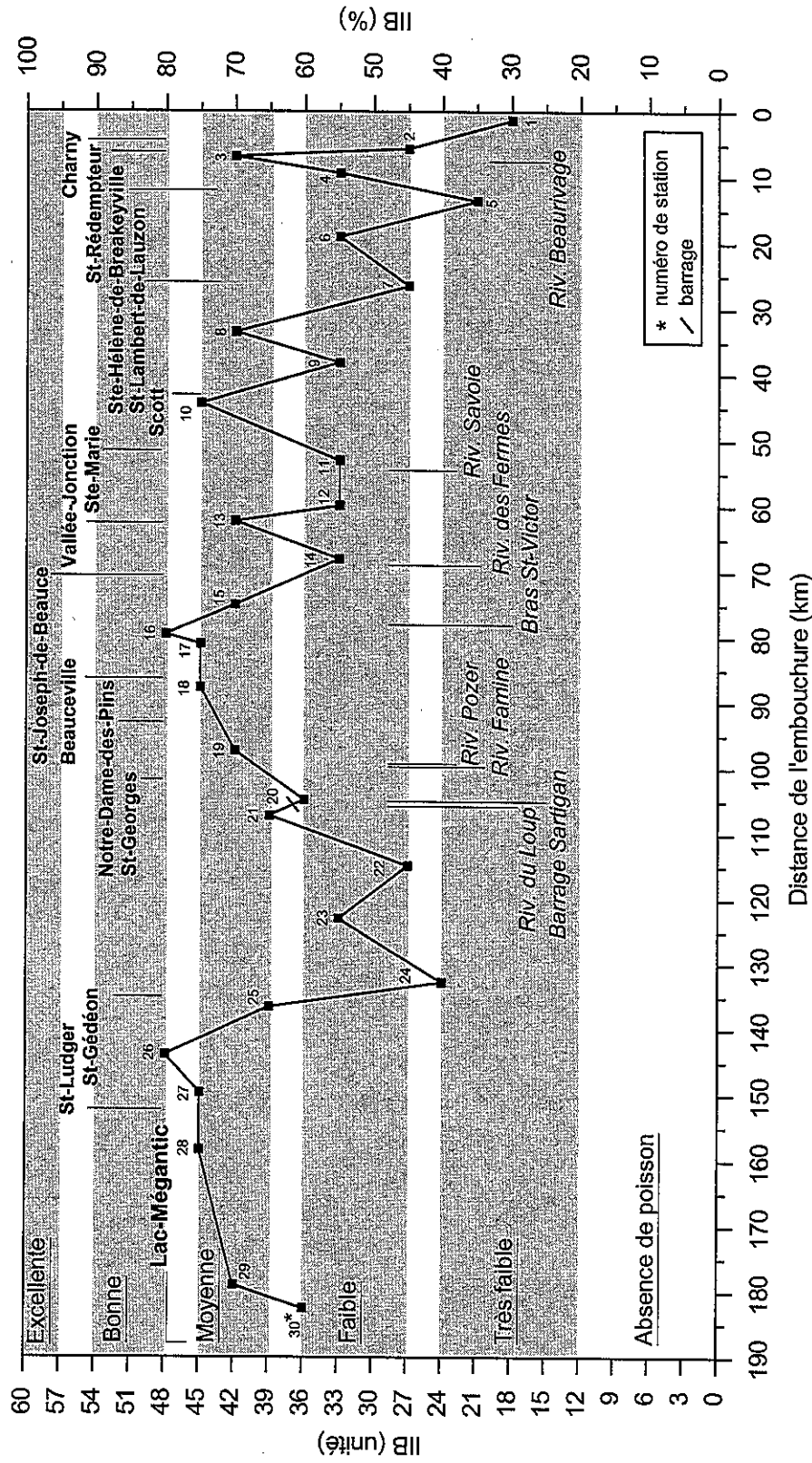


Figure 12 Variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique (IIB) de la rivière Chaudière

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

Station	Proportion des omnivores (%)	Proportion des cyprinidés insectivores (%)	Proportion des piscivores (%)	Proportion des poissons avec des anomalies externes ¹ (%)	Nombre d'espèces intolérantes	Nombre d'espèces de catostomidés	IWB-IWBm	Indice d'intégrité biotique (x 1,5)
1	31 [3]	0 [1]	0,0 [1]	13,8 [1]	0 [1]	1 [3]	3,7 [2]	18
2	71 [1]	10 [1]	2,4 [3]	2,4 [3]	0 [1]	1 [3]	0,8 [6]	27
3	34 [3]	58 [5]	0,0 [1]	0,0 [5]	0 [1]	1 [3]	0,3 [10]	42
4	51 [1]	43 [3]	0,6 [1]	1,9 [5]	0 [1]	2 [5]	1,0 [6]	33
5	79 [1]	8 [1]	9,7 [5]	16,5 [1]	0 [1]	1 [3]	1,2 [2]	21
6	60 [1]	6 [1]	14,5 [5]	21,0 [1]	0 [1]	1 [3]	0,5 [10]	33
7	55 [1]	1 [1]	26,1 [5]	7,9 [1]	0 [1]	1 [3]	0,6 [6]	27
8	45 [3]	17 [1]	23,3 [5]	3,4 [3]	0 [1]	2 [5]	0,4 [10]	42
9	31 [3]	7 [1]	22,4 [5]	4,5 [3]	0 [1]	1 [3]	1,0 [6]	33
10	10 [5]	1 [1]	13,1 [5]	0,0 [5]	0 [1]	1 [3]	0,0 [10]	45
11	59 [1]	12 [1]	7,6 [5]	1,4 [5]	0 [1]	1 [3]	0,7 [6]	33
12	68 [1]	17 [1]	8,5 [5]	1,5 [5]	0 [1]	1 [3]	0,8 [6]	33
13	33 [3]	19 [1]	6,8 [5]	0,6 [5]	0 [1]	1 [3]	0,2 [10]	42
14	58 [1]	26 [3]	3,2 [3]	0,1 [5]	0 [1]	1 [3]	0,6 [6]	33
15	52 [1]	32 [3]	10,0 [5]	0,7 [5]	0 [1]	1 [3]	0,5 [10]	42
16	20 [3]	23 [3]	21,4 [5]	1,1 [5]	0 [1]	2 [5]	0,2 [10]	48
17	23 [3]	23 [3]	47,8 [5]	1,0 [5]	0 [1]	1 [3]	0,2 [10]	45
18	29 [3]	26 [3]	12,3 [5]	1,0 [5]	0 [1]	1 [3]	0,1 [10]	45
19	24 [3]	0 [1]	63,5 [5]	0,0 [5]	0 [1]	1 [3]	0,2 [10]	42
20	15 [5]	1 [1]	7,7 [5]	2,7 [3]	0 [1]	1 [3]	0,8 [6]	36
21	19 [5]	13 [1]	0,0 [1]	0,2 [5]	0 [1]	1 [3]	0,4 [10]	39
22	39 [3]	57 [5]	0,4 [1]	2,3 [3]	0 [1]	1 [3]	1,1 [2]	27
23	34 [3]	64 [5]	0,0 [1]	3,2 [3]	0 [1]	1 [3]	0,7 [6]	33
24	81 [1]	16 [1]	1,6 [3]	0,0 [5]	0 [1]	1 [3]	2,2 [2]	24
25	32 [3]	51 [5]	0,3 [1]	0,0 [5]	0 [1]	2 [5]	0,8 [6]	39
26	10 [5]	87 [5]	0,3 [1]	0,0 [5]	0 [1]	2 [5]	0,2 [10]	48
27	18 [5]	80 [5]	0,8 [1]	0,4 [5]	0 [1]	1 [3]	0,4 [10]	45
28	11 [5]	80 [5]	3,0 [3]	2,7 [3]	0 [1]	1 [3]	0,3 [10]	45
29	20 [3]	65 [5]	7,5 [5]	9,3 [1]	0 [1]	1 [3]	0,4 [10]	42
30	41 [3]	49 [5]	1,4 [3]	9,9 [1]	0 [1]	2 [5]	0,8 [6]	36

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

pollution. Ces résultats vont de pair avec des pressions d'origine anthropiques qui augmentent de l'amont vers l'aval. La plus faible valeur atteinte par l'IIB à la station 1 était prévisible. Cette station subit des pressions causées par d'importants rejets industriels et municipaux d'une partie de Saint-Rédempteur, d'une partie de Saint-Nicolas et de Charny, rejets non traités au moment de l'étude. De Scott à l'embouchure, en 1994, 18 établissements industriels potentiellement polluants acheminaient leurs eaux usées directement à la rivière ou vers les réseaux d'égout municipaux non desservis par une station d'épuration (Simoneau, 1998). De plus, 80 % des unités animales et 60 % des superficies agricoles de la basse Chaudière se trouvent dans le bassin de la rivière Beaurivage, qui rejette ses eaux près de Saint-Rédempteur (Simoneau, 1998). C'est du reste dans les 40 derniers kilomètres vers l'embouchure que sont décelées les plus fortes proportions des poissons avec des anomalies externes associées à la pollution.

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 %).

La variation spatiale de l'IIB est corrélée positivement ($r_s = 0,43$, $P = 0,02$) avec celle obtenue avec l'indice d'intégrité biotique basé sur la composition des organismes benthiques (IBG) (Pelletier et St-Onge, 1998) (annexe 7). Les deux indices divergent cependant en aval de Saint-Gédéon. Ainsi, l'IBG, contrairement à l'IIB, n'indique pas de problème marqué d'intégrité du milieu pour les stations 24, 23 et 22 (figure 13). Par contre, les variations spatiales dans l'IBG sont particulièrement semblables à celles observées pour l'IIB à partir de la station 7. La hausse marquée de l'intégrité du milieu en aval de la rivière Beaurivage (station 3) et sa chute encore plus marquée en aval de Saint-Rédempteur (stations 2 et 1) sont particulièrement similaires.

Plusieurs hypothèses peuvent expliquer la divergence des deux indices en aval de Saint-Gédéon. Il se pourrait que le niveau d'intégrité des communautés benthiques soit davantage le reflet des conditions actuelles du milieu aquatique, puisque le cycle de vie relativement plus court du benthos lui permet de récupérer plus rapidement à la suite d'une amélioration du milieu réalisée grâce au confinement du site de déchets dangereux en 1993. À l'opposé, le cycle de vie plus long des poissons fait en sorte qu'ils récupèrent plus lentement lorsque les conditions du milieu s'améliorent. Le recrutement de certaines espèces particulièrement sensibles à la pollution, qui pouvaient avoir été

éliminées du milieu, peut s'avérer difficile si les refuges étaient inexistantes ou si certains obstacles comme le barrage Sartigan gênent leur déplacement aval-amont. Pour ces raisons, la faible intégrité des communautés ichthyologiques observée en aval de Saint-Gédéon pourrait être interprétée comme le vestige de mauvaises conditions passées, à moins que des sources de pollution toxiques soient encore actives dans cette région.

SYNTHÈSE ET CONCLUSION

Les communautés de poissons de 30 stations réparties de la tête à l'embouchure de la rivière Chaudière ont été échantillonnées à l'été 1994. Des stations furent situées immédiatement en amont des sources ponctuelles de pollution et servaient de témoins. D'autres stations, localisées dans la zone de mélange en aval des rejets, permettaient d'évaluer l'effet immédiat des polluants sur les poissons. D'autres stations furent réparties de façon à peu près équidistante vers l'aval et visaient à évaluer l'étendue des effets et la distance requise pour la récupération des écosystèmes.

La densité de poissons diminue de l'amont vers l'aval alors que la biomasse a tendance à augmenter. Il n'y a toutefois pas de relation significative entre la biomasse de poissons et la superficie cumulative du bassin versant aux différentes stations d'échantillonnage. Il n'y a pas non plus de corrélation significative entre la biomasse et le phosphore total et entre la biomasse et l'azote total, deux facteurs d'enrichissement du milieu.

Le nombre d'espèces est généralement plus faible dans la partie amont de la rivière Chaudière (de Lac-Mégantic à l'amont de la rivière du Loup) que dans le reste de la rivière. Les stations 23 et 22 situées respectivement à 10 et 20 kilomètres en aval de Saint-Gédéon sont les stations avec le plus faible nombre d'espèces du secteur amont de la rivière. Dans la partie aval, ce sont les stations 19 en aval de Saint-Georges, 10 en aval de Sainte-Marie, 3 en aval de la rivière Beaurivage et 1 en aval de Charny qui représentent les plus faibles nombres d'espèces. Ces résultats peuvent indiquer une perturbation environnementale due à des apports de polluants en provenance de ces centres urbains et du bassin de la rivière Beaurivage fortement dominé par l'agriculture.

Dans la partie amont de la rivière Chaudière, les conditions du milieu favorisent les espèces omnivores et tolérantes à la pollution en aval de Lac-Mégantic (station 30) et entre Saint-Gédéon jusqu'à l'amont de la rivière du Loup (stations 25 à 22). Le déséquilibre de la chaîne trophique en aval de Lac-Mégantic (stations 30 et 29) s'accompagne également d'une proportion élevée

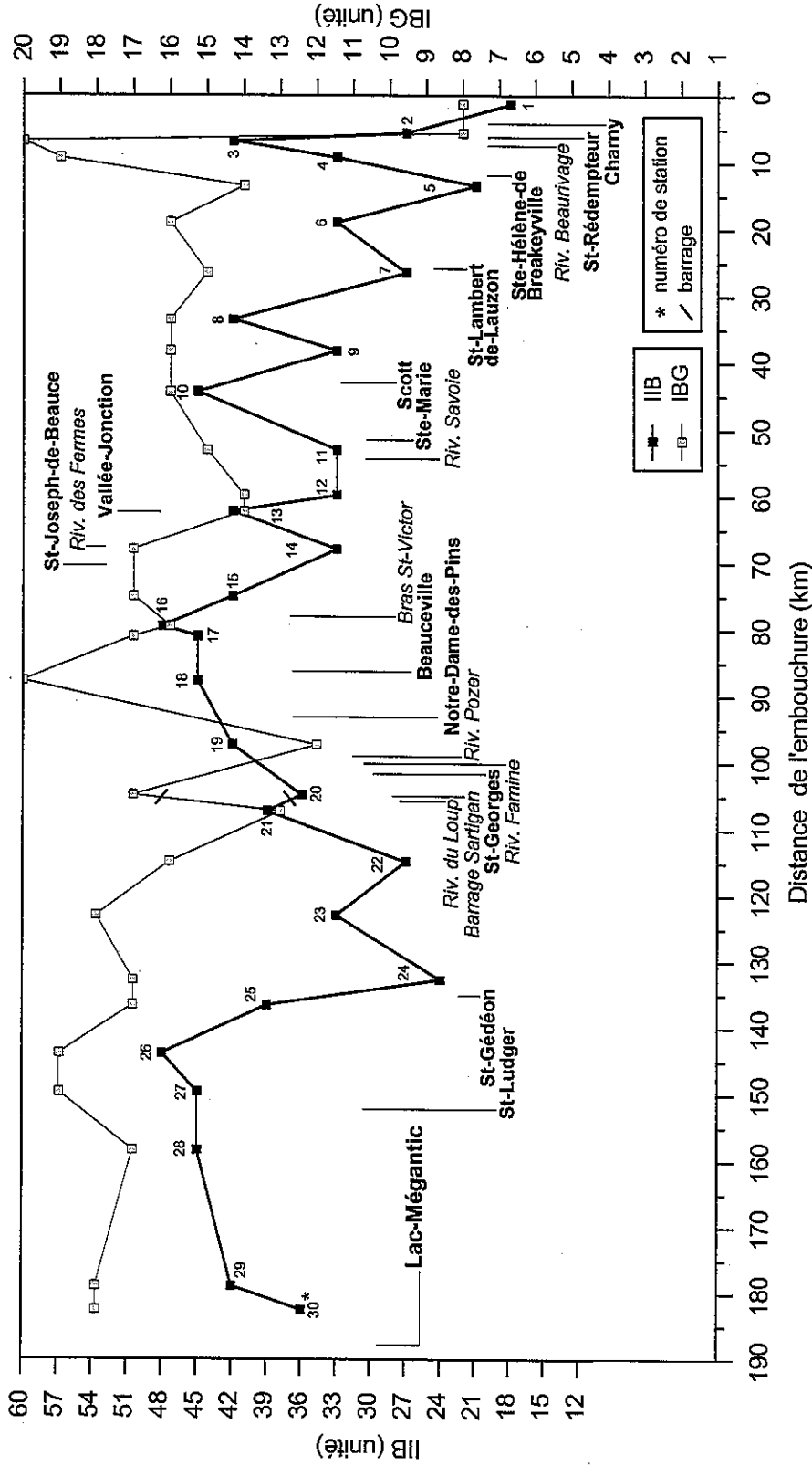


Figure 13 Comparaison de l'indice d'intégrité biotique (IIB) et de l'indice biologique global (IBG) de la rivière Chaudière

de poissons affectés par des anomalies externes de type DELT (déformation, érosion des nageoires, lésion, tumeur). Comme les pressions démographiques et agricoles ne sont pas importantes et que la qualité de l'eau pour les variables conventionnelles est bonne, les signes de dégradation enregistrés près de Lac-Mégantic sont possiblement associés à la présence de huit industries jugées potentiellement polluantes dont une qui rejetait ses eaux de procédure directement à la rivière en amont de la station 30. Dans le cas des profondes modifications de la communauté de poisson sur plusieurs kilomètres en aval de Saint-Gédéon, les pressions d'origine agricole et démographique, bien qu'existantes, semblent également insuffisantes pour provoquer un tel phénomène. Les causes potentielles sont les rejets toxiques en provenance de l'usine de textile de C.S.M. Boivert de Saint-Ludger, les rejets de l'entreprise industrielle Canam Manac à Saint-Gédéon et la contamination des sols et de la nappe phréatique par les déchets de cette même entreprise à l'ancien site d'enfouissement de la ville.

Dans la partie aval de la rivière, en aval du Bras Saint-Victor jusqu'en amont de Sainte-Marie (stations 15 à 11), et aux environs de Saint-Lambert-de-Lauzon jusqu'à l'estuaire (stations 8 à 4, 2 et 1), le milieu est dégradé; les espèces tolérantes à la pollution et omnivores dominant. La faible densité des poissons piscivores en aval du Bras Saint-Victor jusqu'en amont de Sainte-Marie ainsi qu'en aval de Saint-Lambert-de-Lauzon jusqu'à l'embouchure vont également dans le sens d'un déséquilibre de la chaîne trophique. C'est aussi vers l'embouchure que les plus fortes proportions des poissons atteints par des anomalies de type DELT sont observées.

La différence de valeur entre l'indice de Well Being et l'indice de Well Being modifié (IWB-IWBm) est une indication directe du degré d'altération des communautés. Elle augmente de façon marquée immédiatement en aval de Saint-Gédéon et en aval de Saint-Rédempteur et de Charny.

L'indice de l'intégrité biotique (IIB), ou de l'état de santé d'une rivière, combine des caractéristiques de composition, d'abondance, d'organisation trophique et de condition des poissons de la communauté piscicole, dont l'indice IWB-IWBm. Il se veut la synthèse des renseignements les plus pertinents pour statuer sur la santé d'un écosystème fluvial.

La partie amont de la rivière Chaudière a une intégrité biotique allant de moyenne à bonne sur les 50 premiers kilomètres, exception faite de l'aval immédiat de Lac-Mégantic, où l'intégrité biotique du milieu est cotée faible possiblement à cause de rejets industriels.

L'indice d'intégrité biotique baisse de façon marquée en aval de Saint-Gédéon. Il passe de la cote moyenne à très faible. Des rejets toxiques en provenance de l'usine de textile de C.S.M. Boivert de Saint-Ludger, de l'usine Canam Manac et de l'ancien site d'enfouissement des déchets industriels de Saint-Gédéon pourraient expliquer cette chute de l'IIB. L'impact de ces rejets maintiendrait l'intégrité biotique du milieu aquatique à une cote faible sur plus de 20 kilomètres vers l'aval.

En aval du Bras Saint-Victor, situé entre Beauceville et Saint-Joseph-de-Beauce, l'IIB affiche de nouveau la cote moyenne mais devient très instable et montre des valeurs de plus en plus faibles au fur et à mesure que l'on se déplace vers l'embouchure. À la hauteur de Charny, l'indice n'est plus que de 18 unités, soit la valeur la plus faible enregistrée sur cette rivière. Sur ces 80 derniers kilomètres, la rivière subit une grande diversité de pressions d'origine anthropique, que ce soit sur le plan agricole (élevage et culture), industriel ou démographique. Il est vraisemblable que les fortes variations de l'IIB de l'aval du Bras Saint-Victor jusqu'à l'estuaire soient le reflet d'un milieu ayant perdu de sa résilience et possédant une faible capacité de tamponner les effets de perturbations.

Globalement, 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 %).

Dans l'ensemble, ce rapport démontre l'importance du suivi environnemental de C.S.M. Boivert de Saint-Ludger, de l'entreprise industrielle de Canam Manac et de l'ancien site de rejet des résidus toxiques de Saint-Gédéon. De plus, la chute graduelle de l'indice et la grande instabilité de l'écosystème à partir du Bras Saint-Victor vers l'embouchure indiquent que, dans ce secteur, la récupération de l'écosystème ne sera pas possible sans compléter les mesures d'assainissement municipal, industriel et agricole. D'ailleurs, la mise en exploitation des stations d'épuration municipales de Scott, de Charny, de Saint-Nicolas et de Saint-Rédempteur sur la rivière Chaudière à la fin de 1998 et celle prévue pour Saint-Lambert-de-Lauzon à la fin de 1998 devrait grandement améliorer l'intégrité biotique de la rivière Chaudière. La régénération biologique de la rivière dépend également du contrôle de l'entreposage et de l'épandage des fumiers et de l'utilisation des engrais et des pesticides, principalement dans les sous-bassins de la moyenne et de la basse Chaudière et le bassin de la rivière Beaurivage, où les activités agricoles sont importantes.

REMERCIEMENTS

Nous remercions Luc Major de la Direction régionale Chaudière-Appalaches ainsi que Lyne Pelletier, Nathalie La Violette, Sylvie Cloutier, Martine Gélinau et Dave Berryman de la Direction des écosystèmes aquatiques du ministère de l'Environnement et de la Faune pour leurs commentaires sur ce rapport.

Merci à l'équipe technique qui a réalisé soit l'échantillonnage des poissons, la réalisation graphique et la mise en forme de ce rapport : Julie Moisan, Roger Audet, Lyne Pelletier, Denis Labrie, Francine Matte-Savard, Patricia Charron et Francine Dufour.

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. et A.S. FLECKER, 1993. Biodiversity conservation in running waters, *BioSci.* 43(1) : 32-43.
- ANGERMEIER, P.L. et J.R. KARR, 1986. Applying an index of biotic integrity based on stream-fish communities : considerations in sampling and interpretation, *N. Am. J. Fish. Manage.* 6 : 418-429.
- BAUMANN, P.C., M.J. MAC, S.B. SMITH et J.C. HARSHBARGER, 1991. Tumor frequencies in walleye (*Stizostedion vitreum*) and brown bullhead (*Ictalurus nebulosus*) and sediment contaminants in tributaries of the Laurentian Great Lakes, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48 : 1804-1810.
- BEECHER, H.A., E.R. DOTT et 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. HIMBERG, 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 Chaudière : contamination de l'eau par des métaux et certaines substances organiques toxiques, pages 3.1 à 3.37, 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.
- BOET, Ph., J. ALLARDI et J. LEROY, 1991. Le peuplement ichthyologique du bassin de l'Yonne, *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 320 : 7-28.
- BOSCHUNG, H., 1987. Physical factors and the distribution and abundance of fishes in the upper Tombigbee River system of Alabama and Mississippi, with emphasis on the Tennessee-Tombigbee waterway, dans *Community and evolutionary ecology of North American stream fishes*, Matthews, W.J. et D.C. Heins (eds), pp. 184-192, University of Oklah.
- 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, V.M., 1975. *Fishes*, pp. 199-229 dans Whitton, B.A. (ed), *River Ecology*, vol. (2), University of California Press.
- BURSEY, C.R. 1987. Myxosporidian lesions of the sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*), *J. Wildl. Dis.* 23(4) : 572-575.
- CAIRNS, J.Jr. et K.L. DICKSON, 1971. A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms, *Journal WPCF* 43(5) : 755-772.
- CCCSF (CENTRE CANADIEN COOPÉRATIF DE LA SANTÉ DE LA FAUNE), 1995. Quelques maladies courantes chez les poissons d'eau douce, *Bulletin du Centre de la santé de la faune* 3(2) : 2-5.
- CROSSMAN, E.J. et E. HOLM, 1994. Status report on the cutlips minnow *Exoglossum maxillingua* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, Ontario, 19 p.
- CRUMBY, W.D., M.A. WEBB, F.J. BULOW et H.J. CATHEY, 1990. Changes in biotic integrity of a river in North-Central Tennessee, *Trans. Am. Fish. Soc.* 119 : 885-893.
- ELLER, L.L., 1975. *Gill lesions in freshwater teleost*, dans *The pathology of fishes*, Ribelin, W.E. et G. Migaki (eds), pp. 477-496, The University of Wisconsin Press.

- FAUSCH, K.D., J.R. KARR et R. YANT, 1984. Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities, *Trans. Am. Fish. Soc.* 113 : 39-55.
- FORE, L.S., J.R. KARR et L.L. CONQUEST, 1994. Statistical properties of an index of biological integrity used to evaluate water resources, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51 : 1077-1087.
- GAINES, J.L. JR. et W.A. ROGERS, 1975. *Some lesions of fishes*, dans *The pathology of fishes*, Ribelin, W.E. et G. Migaki (eds), pp. 429-441, The University of Wisconsin Press.
- GAMMON, J.R., 1980. *The use of community parameters derived from electrofishing of river fish as indicators of environmental quality*, Seminar on water quality trade-offs, EPA-905/9-80-009, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., pp. 335-363.
- GAMMON, J.R., C.W. GAMMON et M.K. SCHMID, 1990. *Land use influence on fish communities in central Indiana streams*, Proc. 1990 Midwest Pollution Control Biologists Meeting : 111-120.
- GARD, R. et G.A. FLITTNER, 1974. Distribution and abundance of fishes in Sagehen Creek, California. *J. Wildl. Manage.* 38(2) : 347-358.
- GOLDSTEIN, R.M., 1981. Longitudinal succession in impact assessment of river system fish communities, *Water Resour. Bull.* 17(1) : 75-81.
- GORMAN, O.T. et J.R. KARR, 1978. Habitat structure and stream fish communities, *Ecology* 59(3) : 507-515.
- GRAY, J.S., 1989. Effects of environmental stress on species rich assemblages, *Biological Journal of the Linnean Society* 37 : 19-32.
- GREEN, R.H., 1979. *Sampling design and statistical methods for environmental biologists*, Toronto : John Wiley & Sons, 257 p.
- GUILLORY, V., 1982. Longitudinal gradients of fishes in Thompson Creek, Louisiana, *The Southwestern Naturalist* 27 : 107-115.
- HOCUTT, C. et J. STAUFFER, 1975. Influence of gradient on the distribution of fishes in Conowingo Creek, Maryland and Pennsylvania, *Chesapeake Sci.* 16(1) : 143-147.
- HUET, M., 1959. Profiles and biology of western European streams as related to fish management, *Trans. Am. Fish. Soc.* 88(3) : 155-163.
- HUGHES, R.M. et J.R. GAMMON, 1987. Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River, Oregon, *Trans. Am. Fish. Soc.* 116 : 196-209.
- 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., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities, *Fisheries* 6(6) : 21-27.
- KARR, J.R., K.D. FAUSCH, P.L. ANGERMEIER, P.R. YANT et I.J. SCHLOSSER, 1986. *Assessment of biological integrity in running waters : a method and its rationale*, Illinois Natural History Survey Special Publication 5, Champaign.
- KARR, J.R., P. R. YANT, K.D. FAUSCH, I.J. SCHLOSSER, 1987. Spatial and temporal variability of the index of biotic integrity in three midwestern streams, *Trans. Am. Fish. Soc.* 116 : 1-11.
- KARR, J.R., 1991. Biological integrity : A long-neglected aspect of water resource management, *Ecological Application* 1(1) : 66-84.
- KARR, J.R., E.W. CHU, 1995. *Ecological Integrity : Reclaiming Lost Connections*, dans : Lemons, J. et L. Westra (eds.), *Perspectives on Ecological Integrity*, Kluwer, Dordrecht, Netherlands.
- KLEIN, R.D., 1979. Urbanization and stream quality impairment, *Water Resour. Bull.* 15(4) : 948-963.
- LAIR, S. et D. MARTINEAU, 1995. *Rapport de nécropsie de poissons prélevés dans la rivière Chaudière, août et septembre 1994*, 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, C entre canadien coopératif de santé de la faune, dossier 95-1261, 13 p.
- LARIMORE, R.W. et P.W. SMITH, 1963. The fishes of champaign county, Illinois, as affected by 60 years of stream changes, *Ill. Nat. Hist. Surv. Bull.* 28 : 299-382.

- 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, *Environmental Management* 10(6) : 815-828.
- LA VIOLETTE, N. et Y. RICHARD, 1996. *Le bassin de la rivière Châteauguay : les associations ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu*, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, envirodoq n° EN960454, rapport n° EA-7, 64 pages + 9 annexes.
- LEGENDRE, L. et P. LEGENDRE, 1984. *Écologie numérique*, Tome 2 : La structure des données écologiques, 2^e édition, Presses de l'Université du Québec à Montréal, Québec, Canada, Collection d'écologie 13, 335 p.
- LEGENDRE, P. et A. VAUDOR, 1991. *Le progiciel R - Analyse multidimensionnelle, analyse spatiale*, Département de sciences biologiques, Université de Montréal. iv + 144p.
- LEGENDRE, V., 1960. Clef des Cyprinidés ou Ménéés du Québec, *Le Jeune Naturaliste* 9 et 10 : 178-212.
- LEONARD, P.M. et D.J. ORTH, 1986. Application and testing of an index of biotic integrity in small, coolwater streams, *Trans. Am. Fish. Soc.* 115 : 401-414.
- LYONS, J., 1992. *Using the index of biotic integrity (IBI) to measure environmental quality in warmwater streams of Wisconsin*, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station, General Technical Report NC-149, 51 p.
- 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.* 1973(3) : 596-605.
- MATTHEWS, W.J., 1985. Distribution of midwestern fishes on multivariate environmental gradients, with emphasis on *Notropis lutrensis*, *Am. Midl. Nat.* 113(2) : 225-237.
- MEARNS, A.J. et M. SHERWOOD, 1974. Environmental aspects of fin erosion and tumors in Southern California Dover sole, *Trans. Am. Fish. Soc.* 103(4) : 799-810.
- MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE), 1994. *Une organisation au service de la clientèle*, Québec, 40 p.
- MENVIQ, 1991. *Inventaire des lieux d'élimination de déchets dangereux au Québec, région 12, Chaudière-Appalaches, mai 1991*, Direction des substances dangereuses, Sainte-Foy, envirodoq n° EN850255 SD/90-2, 70 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, *Fisheries* 13(5) : 12-20
- OBERDOFF, T. et R.M. HUGHES, 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France, *Hydrobiol.* 228 : 117-130.
- ODUM, E.P., 1971. *Fundamentals of ecology*, Third Edition, W.B. Saunders Company, 574 p.
- OHIO EPA, 1987a. *Biological criteria for the protection of aquatic life-Volume I : The role of biological data in water quality assessment*, Ohio Environmental Protection Agency, Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section, Columbus, Ohio.
- OHIO EPA, 1987b. *Biological criteria for the protection of aquatic life-Volume II : Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters*, Ohio Environmental Protection Agency, Division of water quality monitoring and assesment, 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 assesment, 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 : 150-161.
- PAQUET, G., R. BOSSÉ et D. CARRIER, 1976. *Étude physico-chimique et inventaire ichthyologique sommaires d'un secteur de la rivière Chaudière*. ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. 24 p.

- PELLETIER, L. et J. ST-ONGE, 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu, pages 4.1 à 4.43, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique — 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022.
- PLAFKIN, J.L., M.T. BARBOUR, K.D. PORTER, S.K. GROSS et R.M. HUGHES, 1989. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers : benthic macroinvertebrates and fish*, U.S. Environmental Protection Agency, Assessment and Watershed Protection Division, Washington, D.C., EPA/440/4-89/001.
- 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, *Environmental Biology of Fishes*, 37 : 355-380.
- RABENI, C.F. et R.B. JACOBSON, 1993. The importance of fluvial hydraulics to fish-habitat restoration in low-gradient alluvial streams, *Freshwater Biol.* 29 : 211-220.
- RAHEL, F.J. et W.A. HUBERT, 1991. Fish assemblages and habitat gradients in a rocky mountain-great plains stream : biotic zonation and additive patterns of community change, *Trans. Am. Fish. Soc.* 120 : 319-332.
- RANKIN, E.T. et YODER, C.O., 1990. *The nature of sampling variability in the index of biotic integrity (IBI) in Ohio streams*, Dans : Davis, W.S., ed. Proceedings of the 1990 Midwest pollution control biologists meeting, EPA/905/9-90-005, Chicago, IL : United States Environmental Protection Agency Region 5, Environmental Sciences Division : 9-18.
- RAPPORT, D.J., H.A. REGIER et T.C. HUTCHINSON, 1985. Ecosystem behavior under stress, *Am. Nat.* 125(5) : 617-640.
- REASH, R.J. et T.M. BERRA, 1989. Incidence of fin erosion and anomalous fishes in a polluted stream and a nearby clean stream, *Water Air Soil Pollut.* 47 : 47-63.
- RICHARD, Y., 1994. *Les communautés ichthyologiques du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité biotique des écosystèmes fluviaux*, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, envirodoq n° EN940235, rapport n° QE94-1, 153 pages + 12 annexes.
- RICHARD, Y., 1996. *Le bassin versant de la rivière Saint-François : 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 pages + 10 annexes.
- SAS INSTITUTE Inc., 1990. *SAS/STAT User's Guide*, version 6, fourth edition, volumes 1 et 2, Cary, N.C., 1 686 p.
- SCHLOSSER, I.J., 1987. *A conceptual framework for fish communities in small warmwater streams*, dans *Community and Evolutionary Ecology of North American Stream Fishes*, Matthews, W.J. et D.C. Heins (eds), pp. 17-24, University of Oklahoma Press.
- SCHLOSSER, I.J., 1991. Stream fish ecology : a landscape perspective, *Bioscience* 41(10) : 704-712.
- SCOTT, W.B. et E.J. CROSSMAN, 1974. *Poissons d'eau douce du Canada*, Service des pêches et des sciences de la mer, ministère de l'Environnement du Canada, Bulletin 184, 1026 p.
- SHERWOOD, M.J. et A.J. MEARNES, 1977. Environmental significance of fin erosion in southern California demersal fishes, *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 298 : 177-189.
- SIMONEAU, M., 1991. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Chaudière 1976 à 1988*, Direction de la qualité des cours d'eau, ministère de l'Environnement du Québec, rapport QE-68-1, envirodoq n° 910053, 207 pages, 9 + annexes.
- SIMONEAU, M., L. PELLETIER et N. MARTEL, 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : profil géographique, sources de pollution et interventions d'assainissement, pages 1.1 à 1.34, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique — 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022.
- SIMONEAU, M., 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : qualité des eaux 1979-1996, pages 2.1 à 2.49, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique — 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022.

SIMONS, T. P. et J. LYONS, 1995. *Application of the Index of Biotic Integrity to Evaluate Water Resource Integrity in Freshwater Ecosystems*, dans : *Biological Assessment and Criteria : Tools for Water Resource Planning and Decision Making*, Davis W. S. et T. P. Simon eds, Lewis Publishers, pp. 245-262

SMITH, L.R., 1994. *Hepatic neoplasia in walleye and white suckers collected in 1989 and 1990 from southern Ontario remedial action plan sites*. Preliminary Report. Program Support Section, Program Development Branch, Ontario Ministry of the Environment and Energy, Toronto, Ontario, 12 p.

THOMPSON, B.A. et F.D. HUNT, 1930. The fishes of Champaign County : a study of distribution and abundance of fishes in small streams, *Nat. Hist. Surv. Bull.* 19 : 1-101

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

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

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.