

riverains (Platt *et al.*, 1983; Berkman *et al.*, 1986). Il semble donc plausible de croire que la diminution de la qualité de l'habitat provient de la cooccurrence des arbustives et herbaçales avec les cultures (figures 2-3) et non de l'inefficacité de ces composantes à préserver l'intégrité riveraine. On observe le même phénomène au niveau de la coupe forestière. Selon les résultats présentés au tableau 5, la coupe forestière augmente l'IQBR, ce qui est surprenant. Un tel résultat s'explique par la cooccurrence de la « forêt » avec la « coupe forestière ». Les secteurs soumis à la coupe forestière se trouvent en région boisée et non pas, par exemple, en région agricole.

### *Variation spatiale de l'IQBR*

L'indice de qualité de la bande riveraine se veut la synthèse des renseignements pour statuer sur la santé de l'écosystème riverain tout au long du parcours de la rivière. L'examen de la variation spatiale de cet indice démontre que la qualité de la bande riveraine de la rivière varie grandement d'amont en aval (figure 5). On observe cependant trois dépressions majeures indiquant une détérioration notable de la qualité de l'habitat. Les deux premières dépressions se trouvent respectivement en aval de Lac-Mégantic et en aval de Saint-Gédéon, tandis que la troisième couvre une étendue d'environ 60 km entre Saint-Georges et Sainte-Marie (figure 5). Ces trois secteurs représentent des régions agricoles où l'augmentation de la superficie cultivée sur les rives et la diminution des régions boisées induisent une baisse de la condition écologique du milieu riverain (figures 2, 5). Il faut également noter que 14 % de la superficie échantillonnée entre Saint-Georges et Sainte-Marie comporte des infrastructures d'origine anthropique qui contribuent aussi à la dégradation de ce secteur (figure 2). Une comparaison de l'indice de qualité moyen estimé pour chacune des trois écorégions du bassin permet une évaluation détaillée de l'état de santé des rives. L'analyse de variance souligne des différences significatives dans la valeur de l'indice de qualité entre écorégions ( $P < 0,001$ , figure 6). La qualité de l'habitat diminue significativement entre l'écorégion III et I, puis entre l'écorégion I et II (figure 6).

Tout comme les résultats présentés par Lamberti et Berg (1995), on assiste à une augmentation graduelle de l'indice de qualité entre le secteur agricole, le secteur urbain et le secteur naturel des régions boisées. La dégradation de l'habitat en milieu agricole s'explique par l'élimination presque totale de la strate arborescente (figure 2). Le milieu urbain dégrade l'aspect naturel et fonctionnel des rives mais la conservation de la strate arborescente sur plus de 40 % de la superficie échantillonnée stabilise la qualité de l'habitat à un niveau intermédiaire de perturbation. Finalement, les

régions boisées du tronçon supérieur de la rivière (écorégion III) offrent sans contredit une qualité d'habitat supérieure à celle des régions agricoles et urbaines.

### **Fiabilité de l'IQBR**

Une des difficultés associées à l'utilisation d'indices biotiques repose sur le caractère subjectif de leur développement (Lascombe, 1992). L'IQBR a donc été comparé avec les valeurs propres obtenues de l'analyse de correspondance. L'analyse de correspondance quantifie objectivement la variation inhérente à l'habitat riverain (Gauch, 1982; Smith *et al.*, 1988; Jackson, 1993). Conséquemment, l'instauration d'un lien entre les deux mesures démontre que l'IQBR (mesure subjective) conserve l'information reliée à la variation naturelle de l'habitat résumée par les analyses de correspondance (mesure objective) (figure 7a-b). L'IQBR est donc une mesure fiable pour résumer la qualité de l'habitat.

### **Relation entre l'IQBR et la qualité de l'eau**

Dans cette présente étude, les concentrations moyennes en azote et phosphore total ainsi que la demande biochimique en oxygène ( $DBO_5$ ) ne sont pas corrélées aux changements structuraux de la bande riveraine ( $p > 0,05$ ; tableau 6). Pourtant, plusieurs études indiquent le contraire (Karr et Schlosser, 1978; Lowrance *et al.*, 1984; 1985; De Ploey, 1990; Gregory *et al.*, 1991; Spooner *et al.*, 1991; Osborne et Kovacic, 1993; Richards *et al.*, 1993; Wicherek, 1994; Desjardins, 1995; Tate et Heiny, 1995). On remarque normalement une augmentation accrue des concentrations en azote et en phosphore total, de même que de la  $DBO_5$  aux endroits où le complexe naturel de la végétation riveraine a été supprimé avec l'accroissement des superficies cultivables. L'application de fertilisants, d'herbicides et de pesticides ainsi que l'érosion des sols en milieu agricole en sont les causes premières (De Ploey, 1990; Osborne et Kovacic, 1993; Giroux et Berryman, 1994; Wicherek, 1994; Desjardins, 1995).

Deux facteurs peuvent expliquer l'absence de corrélation entre la qualité de l'habitat et les concentrations de substances nutritives et la  $DBO_5$  de l'eau de la rivière Chaudière : le type de cultures pratiquées dans le bassin et la composition des rives. Les terres cultivées de la rivière Chaudière sont utilisées majoritairement pour les cultures fourragères (85,4 %) et les cultures à interligne étroit (10,5 %) (Simoneau *et al.*, 1998). Les cultures à interligne étroit offrent une couverture végétale semblable à celle des prairies naturelles en période de végétation (voir Simoneau, 1991). Le lessivage des particules nutritives dans les cours d'eau pourrait baisser

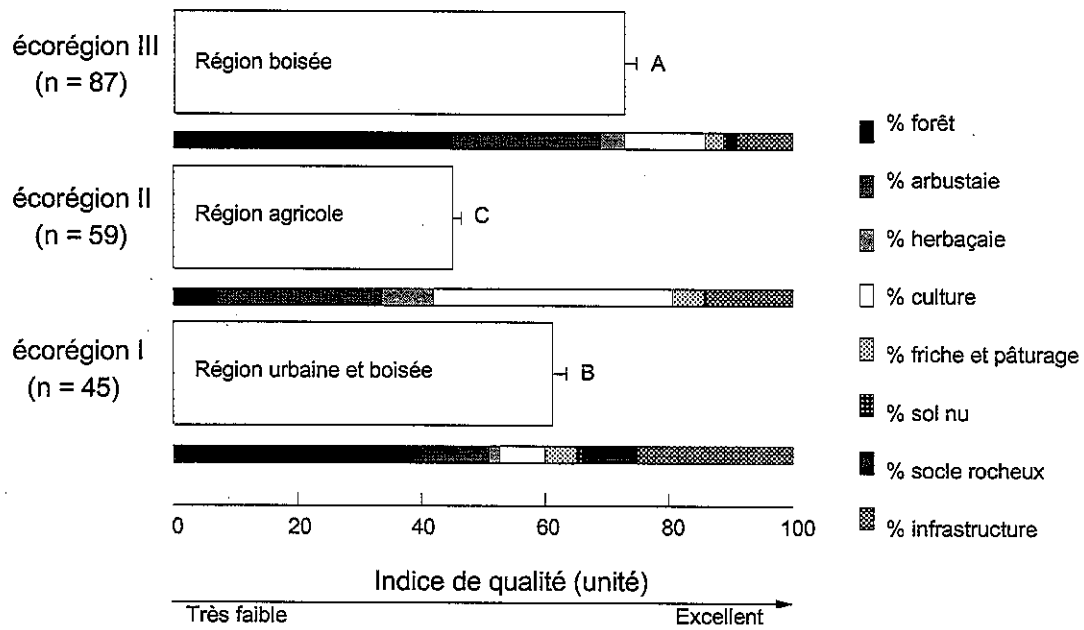


Figure 6 Comparaison de l'indice de qualité (IQBR) moyen estimé pour chaque écorégion de la rivière Chaudière (ANOVA :  $F = 59,6$   $p < 0,001$ ). Les barres d'erreurs représentent une erreur type. Les bâtonnets dénotés de la même lettre ne sont pas significativement différents (S.N.K.). La coupe forestière occupe 0,1% du couvert total et est trouvée en écorégion III.

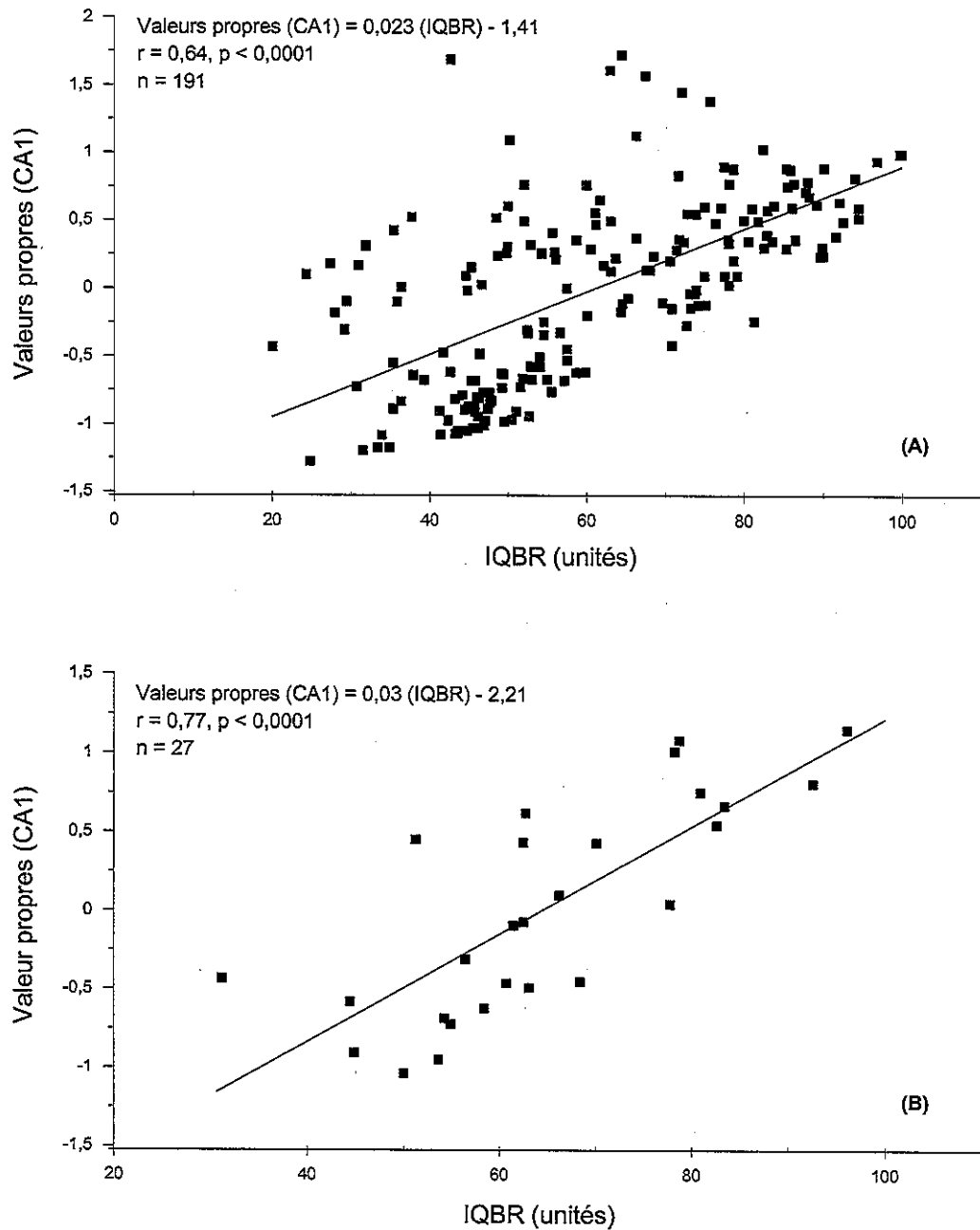


Figure 7 Relation entre l'indice de qualité de la bande riveraine de la rivière Chaudière (IQBR) et les valeurs propres (CA1) obtenues de l'analyse de correspondance. La figure (A) inclut 191 secteurs alors que la figure (B) inclut les 27 secteurs situés aux stations d'échantillonnage des poissons et du benthos.

Tableau 6 Coefficients de corrélation de Pearson obtenus entre l'indice de qualité de la bande riveraine de la rivière Chaudière et les variables de la qualité de l'eau. Les valeurs de probabilité sont entre parenthèses.

	Coliforme <sup>1</sup> fécaux IQBR <sup>2</sup> (Nb/100 ml)	Conductivité (uS/cm)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	Matière en suspension (mg/L)	Azote total (mg/L)	Phosphore total (mg/L)	Turbidité (UTN)
IQBR	-0,323 (0,082)	-0,590 (0,001)	-0,210 (0,266)	-0,154 (0,416)	-0,312 (0,093)	-0,257 (0,171)	-0,548 (0,002)
IQBR1 <sup>3</sup>	-0,331 (0,074)	-0,556 (0,001)	-0,206 (0,275)	-0,128 (0,500)	-0,263 (0,161)	-0,213 (0,259)	-0,500 (0,005)
IQBR2	-0,335 (0,071)	-0,548 (0,002)	-0,234 (0,214)	-0,151 (0,426)	-0,233 (0,215)	-0,201 (0,287)	-0,523 (0,003)
IQBR3	-0,343 (0,064)	-0,596 (0,001)	-0,219 (0,245)	-0,126 (0,509)	-0,229 (0,223)	-0,182 (0,335)	-0,531 (0,003)
IQBR4	-0,329 (0,076)	-0,628 ( <b>&lt; 0,001</b> )	-0,212 (0,260)	-0,088 (0,644)	-0,208 (0,270)	-0,154 (0,417)	-0,509 (0,004)
IQBR5	-0,372 (0,043)	-0,623 ( <b>&lt; 0,001</b> )	-0,211 (0,263)	-0,047 (0,807)	-0,244 (0,194)	-0,157 (0,408)	-0,499 (0,005)
IQBR6	-0,415 (0,025)	-0,602 (0,001)	-0,167 (0,387)	0,001 (0,997)	-0,241 (0,207)	-0,122 (0,528)	-0,463 (0,011)
IQBR7	-0,439 (0,017)	-0,611 ( <b>&lt; 0,001</b> )	-0,205 (0,287)	-0,024 (0,902)	-0,244 (0,201)	-0,142 (0,464)	-0,444 (0,016)
IQBR8	-0,415 (0,025)	-0,594 (0,001)	-0,180 (0,351)	-0,046 (0,815)	-0,218 (0,257)	-0,124 (0,521)	-0,384 (0,040)
IQBR9	-0,437 (0,018)	-0,602 (0,001)	-0,133 (0,492)	-0,046 (0,812)	-0,203 (0,291)	-0,106 (0,585)	-0,353 (0,061)
IQBR10	-0,517 (0,005)	-0,596 (0,001)	-0,048 (0,807)	0,056 (0,780)	-0,192 (0,328)	-0,067 (0,733)	-0,299 (0,122)

<sup>1</sup> Les valeurs moyennes ont subi une transformation logarithmique, à l'exception des « MES ».

<sup>2</sup> Les analyses ont été effectuées sur les 30 stations d'échantillonnage des organismes benthiques et des poissons.

<sup>3</sup> L'IQBR1 représente la moyenne mobile de l'IQBR entre deux secteurs contigus. L'IQBR2 représente la moyenne mobile de l'IQBR entre trois secteurs contigus, etc.

en raison de la diminution du ruissellement et de l'érosion occasionnée par ce type de couvert (Spooner *et al.*, 1991). Enfin, les cultures fourragères pourraient aussi contribuer à réduire l'érosion hydrique en diminuant le ruissellement de surface tel que suggéré par Simoneau (1991).

La conservation d'une proportion considérable de la strate arbustive dans les secteurs perturbés de la rivière Chaudière (figures 2, 3) peut aussi contribuer à l'assimilation du phosphore et de l'azote excédentaires soit par une absorption directe de la végétation et du

système racinaire, soit par le pouvoir de filtration et de rétention des particules au sol. Les résultats présentés à l'annexe 4 semblent confirmer cette hypothèse. La préservation des arbustes dans ces régions pourrait en partie, contribuer à limiter le lessivage de substances nutritives tels le phosphore et l'azote.

Bien que les arbustales et le type de culture puissent réduire les problèmes de qualité d'eau reliés au rejet de substances nutritives dans les cours d'eau, on remarque tout de même des lacunes au niveau de la qualité bactériologique de la rivière. La qualité bactériologique

diminue significativement dans les secteurs où la qualité de l'habitat diminue (tableau 6). L'effet de la destruction de l'habitat sur les concentrations de coliformes fécaux n'est pas direct mais plutôt cumulatif. On ne discerne aucune corrélation entre la qualité bactériologique de l'eau et la qualité de l'habitat lors des comparaisons basées sur moins de 10 km (5 secteurs) de bande riveraine. Les corrélations deviennent cependant fortement significatives lors des analyses incluant 12 km et plus de bande riveraine (IQBR5-10; tableau 6). La figure 8 présente clairement une augmentation de la concentration des coliformes fécaux avec l'augmentation de l'activité socio-économique du bassin. Cette relation devient encore plus évidente lors des analyses excluant les secteurs où un rejet direct court-circuite le rôle de la bande riveraine (annexe 5). Dudley et Karr (1979) ainsi que Simoneau (1991) démontrent aussi de tels changements dans la qualité de l'eau avec l'accroissement de l'urbanisation et des pratiques agricoles.

La conductivité et la turbidité de l'eau sont aussi significativement reliées à la qualité de l'habitat riverain (tableau 6). On trouve des eaux moins claires et plus conductibles aux endroits où l'IQBR diminue en raison de l'exploitation des rives. La fragilité des berges en milieu exploité peut entraîner une augmentation de la charge ionique dans le cours d'eau (voir Stumm et Morgan, 1981). Ceci expliquerait la relation entre la conductivité de l'eau et l'IQBR. L'augmentation de la conductivité de l'eau avec l'accroissement de l'activité socio-économique dans le bassin de la rivière Chaudière ont déjà été notées par Simoneau (1991).

La turbidité atteint ses valeurs maximales en écorégion II, milieu agricole (figure 9). Trois secteurs (1-3) situés en écorégion I présentent aussi des valeurs élevées de turbidité. Ces secteurs correspondent à la portion du tronçon où la bande riveraine n'a aucun effet sur la qualité du milieu aquatique en raison de la présence de rejets direct.

L'agriculture pratiquée directement en marge des rivières engendre habituellement une augmentation de la charge sédimentaire dans le cours d'eau, ce qui rend le milieu plus turbide (Schlosser et Karr, 1981; Barton *et al.*, 1985; Gammon et Gammon, 1993; Richards *et al.*, 1993; Delisle *et al.*, 1994). La problématique de la turbidité dans l'écorégion II de la rivière semble toutefois très complexe.

Plusieurs facteurs doivent être considérés afin d'obtenir une interprétation juste. Dans cette écorégion, la présence d'un couvert arbustif protecteur pourrait être insuffisante pour entièrement contrer le lessivage des

particules minérales vers le cours d'eau et, donc, pour diminuer la turbidité de l'eau.

Il faut cependant noter que l'écoulement plus lent des eaux de l'écorégion II en raison d'une topographie plus plane peut favoriser la sédimentation des particules fines en suspension et réduire la turbidité d'ordre minéral (Simoneau, 1991). Par contre, ce milieu plus stable offre des conditions favorables pour la prolifération de la productivité primaire. On pourrait donc assister à une diminution de la clarté de l'eau à cause d'une augmentation de la biomasse d'algues microscopiques dans la colonne d'eau. Des analyses antérieures démontrent qu'effectivement les concentrations de chlorophylle *a* totale sont considérablement plus élevées dans cette région de la rivière Chaudière (Simoneau, 1991). La contribution de la rivière Famine pourrait aussi être un des facteurs associés à l'augmentation de la turbidité des eaux dans cette portion du tronçon. La rivière Famine présente les médianes estivales les plus élevées de tout le bassin en ce qui a trait à la turbidité de l'eau (Simoneau, 1991). Finalement, la présence d'infrastructures routières, domiciliaires, commerciales et industrielles dans certains secteurs de cette région majoritairement agricole sont d'autres facteurs pouvant contribuer à la problématique de la turbidité à cet endroit.

### Relation entre l'IQBR et l'IBG

Les communautés benthiques représentent un élément important servant à la compréhension de l'état de santé global des écosystèmes aquatiques (Metcalf, 1989; Danks, 1992; Lascombe, 1992; Richards *et al.*, 1993; Lang et Reymond, 1995). Les organismes benthiques sont pour la plupart sédentaires, ce qui les rend sensibles aux conditions de leur environnement immédiat (Metcalf, 1989). Plusieurs espèces sont maintenant reconnues comme indicatrices de la qualité de l'habitat aquatique (Cairns et Dickson, 1971; Ramade *et al.*, 1984; Hruby, 1987; Metcalf, 1989; Clarke et Green, 1988; Cain *et al.*, 1992; Rossaro et Pietrangelo, 1993). Leur utilisation au sein d'indices biotiques, tel l'indice biologique global (IBG), permet de déterminer la relation entre la distribution et la diversité de différentes espèces pollusensibles avec l'utilisation du territoire (Lascombe, 1985; Metcalf, 1989; Lang et Reymond, 1993; 1995; Richards *et al.*, 1993).

L'impact de la détérioration de l'habitat riverain sur le milieu aquatique pourrait avoir un effet néfaste sur l'organisation des organismes benthiques (Karr et Schlosser, 1978; Elliott, 1986; Petersen, 1992; Davies et Nelson, 1994; Richards et Host, 1994; Lamberti et Berg, 1995). En raison d'une différence marquée dans la magnitude de la variation entre l'IQBR et l'IBG, on ne

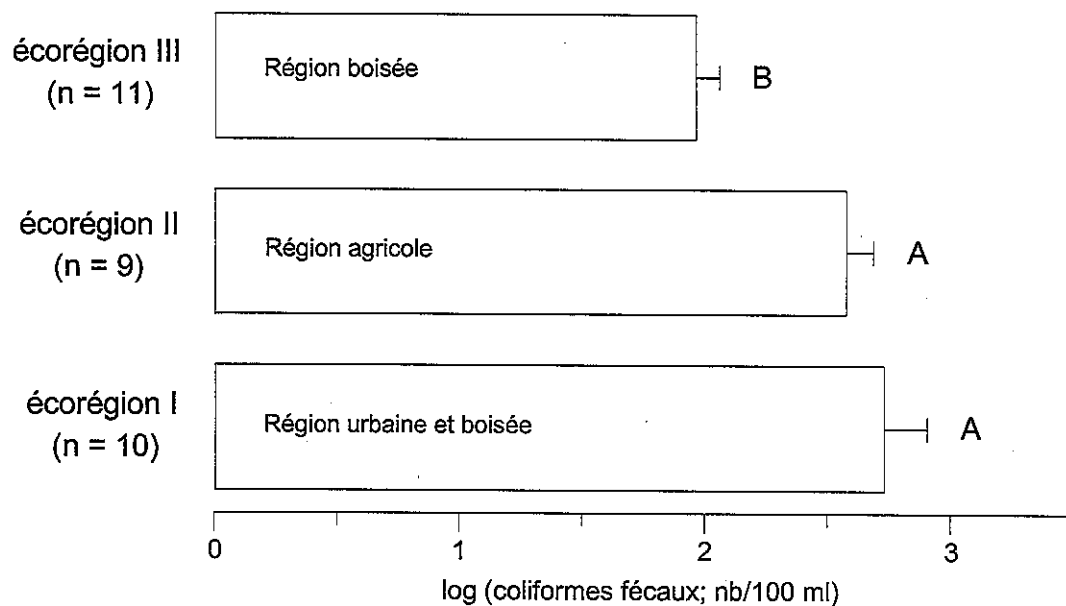


Figure 8 Comparaison des concentrations de coliformes fécaux moyennes estimées pour chaque écorégion de la rivière Chaudière (ANOVA :  $F = 10,1$   $p < 0,005$ ). Les barres d'erreurs représentent une erreur type. Les bâtonnets dénotés de la même lettre ne sont pas significativement différents.

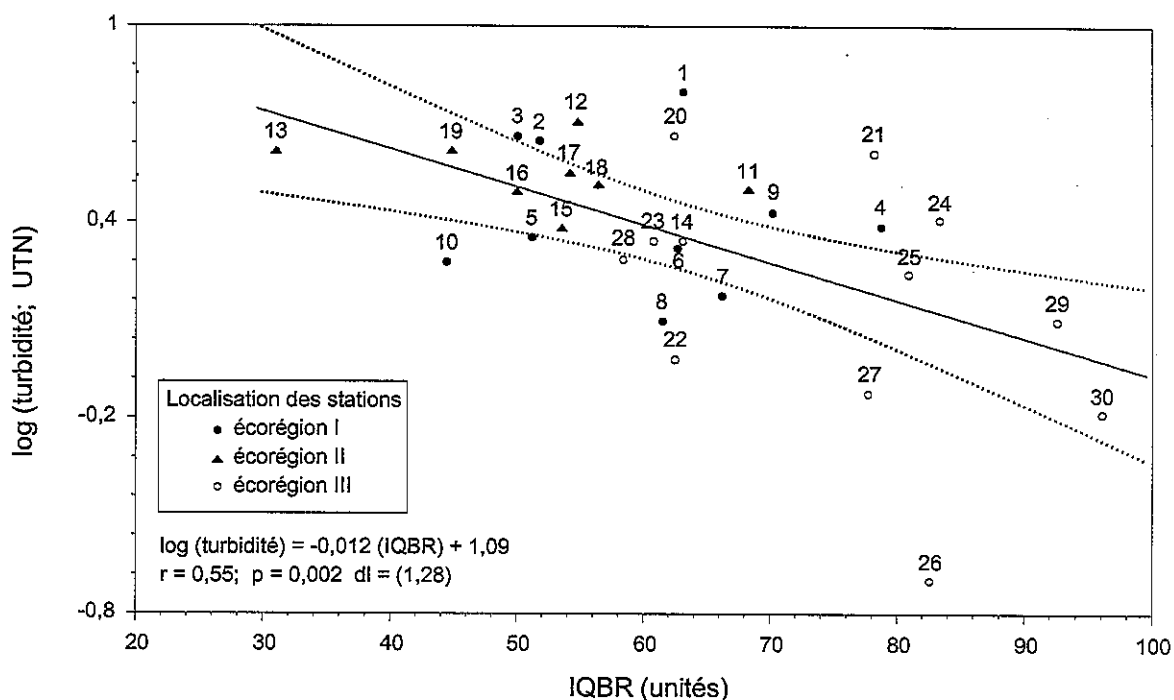


Figure 9 Relation entre l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) et la turbidité de l'eau de la rivière Chaudière. Les limites de l'intervalle de confiance (.....) établies à 95 % sont présentées.

Tableau 7 Comparaison de la valeur moyenne des indices (IQBR et IBG) obtenue pour chacune des écorégions de la rivière Chaudière

Écorégions	IQBR moyen (%)	IBG moyen (%)	Différence de la moyenne	Écart type	Test de comparaison des moyennes de 2 échantillons appariés	Degré de liberté
I	50,6	74,0	-23,4	21,8	P = 0,008 <sup>1</sup>	9
II	41,9	78,9	-37,0	13,5	P < 0,001	8
III	70,3	85,9	-15,6	16,7	P = 0,011	10

<sup>1</sup> Une valeur de probabilité (P) < 0,05 indique une différence significative entre les deux indices

peut pas détecter de relation étroite entre ces deux indices au sein d'une même écorégion en ce qui a trait à la rivière Chaudière (tableau 7, annexe 6). Une analyse du facteur de puissance statistique appuie ces résultats ( $\beta = 0,1$ ). On observe cependant une corrélation positive entre la qualité de l'habitat riverain et l'intégrité des invertébrés benthiques lors de l'analyse basée sur l'ensemble du continuum fluvial (figures 10a-b, annexe 7). Cette corrélation entre l'IQBR et l'IBG souligne que la structure de l'habitat riverain pourrait avoir une influence déterminante sur la composition et la diversité des communautés benthiques. Cette influence diminue toutefois lors de l'analyse incluant des stations situées à proximité de rejets direct (c'est-à-dire sites 1, 2 et 3; figure 10A). Comme mentionné précédemment, la bande riveraine perd une grande partie de ses fonctions face à la pollution ponctuelle.

La présence des arbres et infrastructures le long des rives de la rivière Chaudière semble être la source principale du lien observé entre la condition de la bande riveraine et celle des communautés benthiques. Quoique les corrélations établies entre ces composantes de la bande riveraine et l'IBG ne soient pas statistiquement significatives, on observe tout de même une amélioration de l'IBG avec l'accroissement du recouvrement des rives par la strate arborescente (tableau 8). Le développement urbain reflété par l'augmentation de la fréquence d'infrastructures d'origine anthropique engendre, pour sa part, une diminution de l'IBG.

Les branches, les troncs et les souches des arbres qui tombent à l'eau complexifient le milieu aquatique (Benke *et al.*, 1985; Sedell *et al.*, 1990; Fausch et Northcote, 1992; Piégay et Maridet, 1994; Lamberti et Berg, 1995). Ces structures offrent un substrat ferme pour la colonisation et la production des organismes

benthiques (Angermeier et Karr, 1984; Richards *et al.*, 1993; Richards et Host, 1994).

Tableau 8 Coefficients de corrélation de Spearman obtenus entre la proportion des composantes de la bande riveraine de la rivière Chaudière et l'indice biologique global (IBG). Le nombre d'observations est de 27 et les valeurs de probabilités sont entre parenthèses

Composantes de la bande riveraine	Indice biologique global
% forêt	0,354 (0,070)
% arbustaie	0,298 (0,131)
% herbaçaie	-0,188 (0,349)
% culture	-0,242 (0,223)
% friche et pâturage	-0,147 (0,464)
% socle rocheux	0,189 (0,346)
% infrastructure	-0,353 (0,070)

Le développement urbain engendre une diminution de la fréquence des débris ligneux dans le milieu aquatique et une diminution de l'hétérogénéité du substrat (Angermeier et Karr, 1984; Benke *et al.*, 1985). L'environnement devient plus homogène et moins

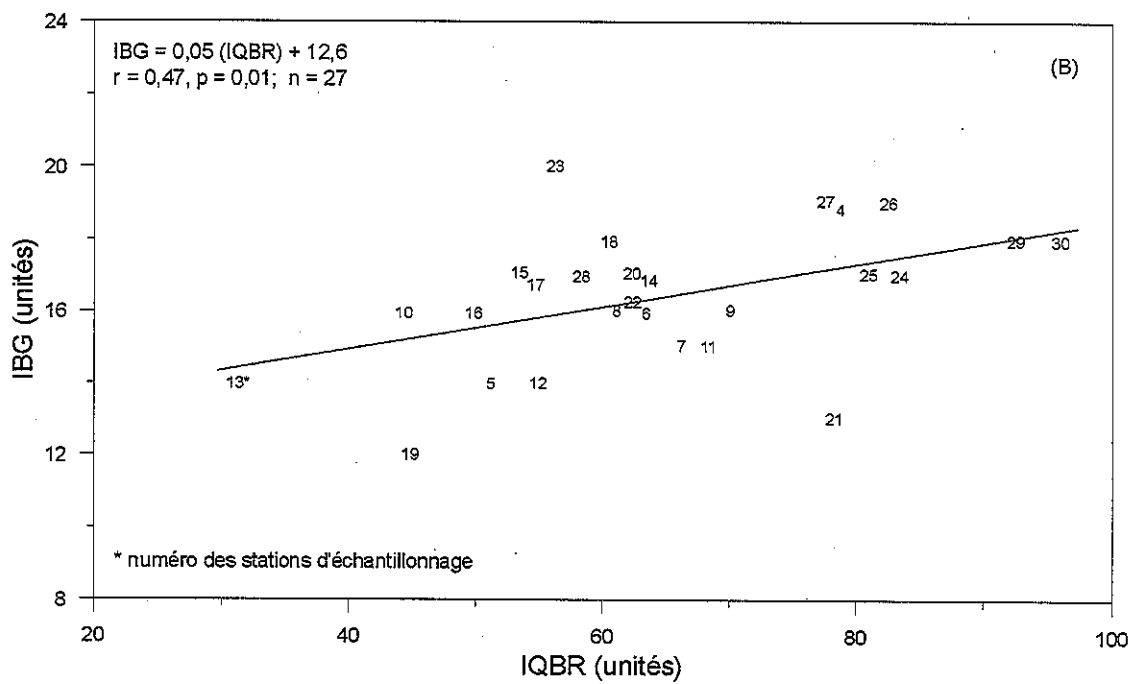
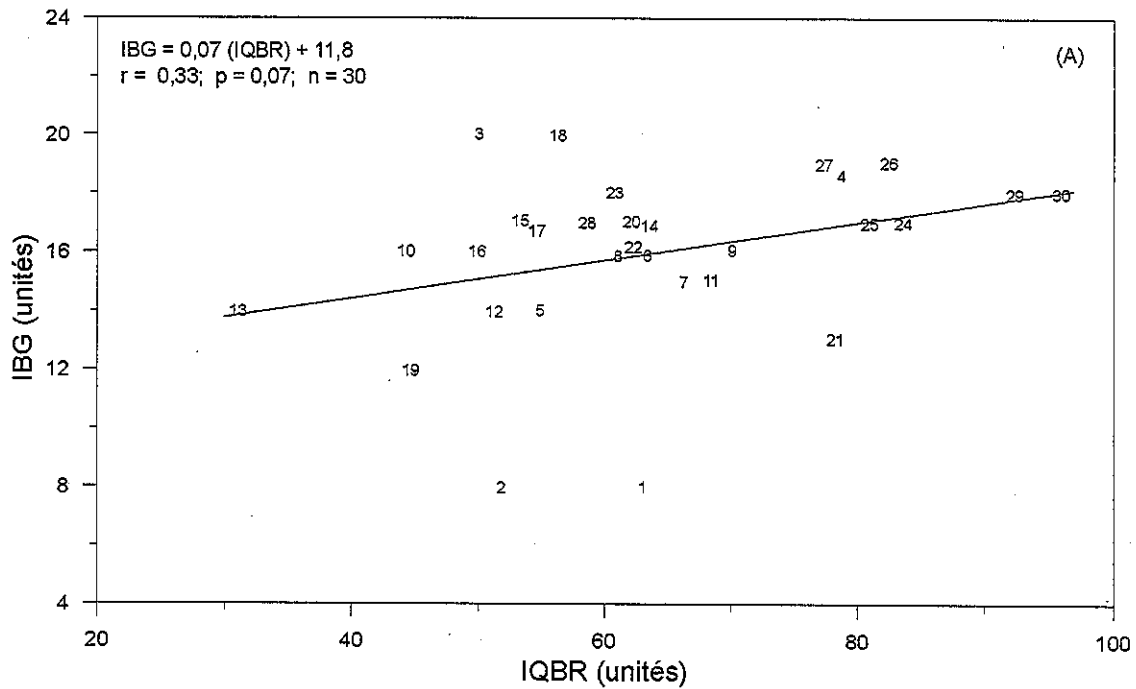


Figure 10 Relation entre l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) et l'indice biotique global (IBG) de la rivière Chaudière. La figure (A) inclut toutes les stations alors que la figure (B) exclut les stations 1, 2 et 3.



favorable pour le maintien de la diversité aquatique (Schlosser et Karr, 1981; Sedell *et al.*, 1990). Ceci pourrait expliquer, en partie, la baisse de la diversité taxonomique et la diminution du nombre d'espèces pollusensibles dans les secteurs urbains de la rivière Chaudière (voir Pelletier et St-Onge, 1998).

### Relation entre l'IQBR et l'IIB

L'indice d'intégrité biotique (IIB) résume l'état de santé de l'écosystème aquatique selon l'assemblage et la condition des communautés piscicoles trouvées dans le milieu. À prime abord cette étude ne détecte aucune corrélation entre l'indice d'intégrité biotique (IIB) et l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) (figure 11, annexe 8). Ce manque de corrélation s'explique par une forte variation dans la relation de ces indices entre les trois écorégions de la rivière. Un examen plus détaillé de la relation entre l'IIB et l'IQBR au sein de chacune des écorégions démontre cependant des patrons différents. En fait, on observe un lien étroit entre l'intégrité du milieu aquatique et la qualité de l'habitat riverain dans les écorégions I et III (tableau 9). Ces résultats se traduisent par une amélioration de l'intégrité biotique du milieu aquatique aux endroits où la condition de l'habitat riverain est meilleure. Une analyse du facteur de puissance statistique appuie cette conclusion ( $\beta = 0,1$ ).

Les patrons observés aux stations 24 et 30 semblent toutefois se démarquer de cette tendance (figure 11). L'intégrité du milieu aquatique à ces stations est cotée relativement faible ( $24 > IIB \leq 36$  unités) quoique la qualité des rives atteint une cote très élevée (IQBR > 80 unités). À Lac-Mégantic, le rejet des eaux de procédés industriels directement dans la rivière pourrait expliquer ce résultat (Richard et Martel, 1998; Simoneau,

1998). La diminution de l'IIB à la station 24 pourrait traduire une diminution dans l'état de santé des poissons due à la présence d'un site d'enfouissement de substances toxiques (Varsol, huiles usées, peinture, etc.). Des HAP, substances potentiellement cancérigènes émanant de la combustion de certains déchets domestiques ont aussi été détectées dans les eaux de surface de ce secteur et celles-ci agissent possiblement sur la contamination de la nappe phréatique (voir Martel et Richard, 1998).

L'absence générale de corrélation en écorégion II s'exprime par le maintien de l'IIB à un niveau moyen (unités moyenne = 42; Martel et Richard, 1998) en secteurs où la qualité de la bande riveraine atteint un niveau très bas en raison de l'augmentation des pratiques agricoles (figure 11). Il est probable que la nature des pratiques agricoles à cet endroit ainsi que la préservation d'une proportion élevée de la strate arbustive en marge des rives permettent aux communautés piscicoles de maintenir un certain degré d'intégrité malgré la perturbation du milieu. Gammon *et al.*, (1983) indiquent que seuls des niveaux d'agriculture intensifs causent des changements majeurs dans l'organisation fonctionnelle des poissons.

La structure de l'habitat riverain demeure néanmoins un facteur important dans la modélisation des communautés piscicoles en raison de son influence souvent prononcée sur la complexité de l'habitat en milieu fluvial (Meunier et Lefebvre, 1979; Platt *et al.*, 1983; Benke *et al.*, 1985; Sedell *et al.*, 1990; Faush et Northcote, 1992; Aadland, 1993; Piégay et Maridet, 1994). On remarque, par exemple, un lien précis entre l'occurrence des piscivores et des cyprinidés insectivores et la structure de la bande riveraine de la rivière Chaudière (tableau 10). Les piscivores sont

Tableau 9 Comparaison de la valeur moyenne des indices (IQBR et IIB) obtenue pour chacune des écorégions de la rivière Chaudière

Écorégions	IQBR moyen (%)	IIB moyen (%)	Différence de la moyenne	Écart type	Test de comparaison des moyennes de 2 échantillons appariés	Degré de liberté
I	50,6	56,0	-5,4	22,5	P = 0,467 <sup>1</sup>	9
II	41,9	69,4	-27,5	21,0	P = 0,004	8
III	70,3	62,3	8,1	21,1	P = 0,233	10

<sup>1</sup> Une valeur de probabilité (P) < 0,05 indique une différence significative entre les deux indices.

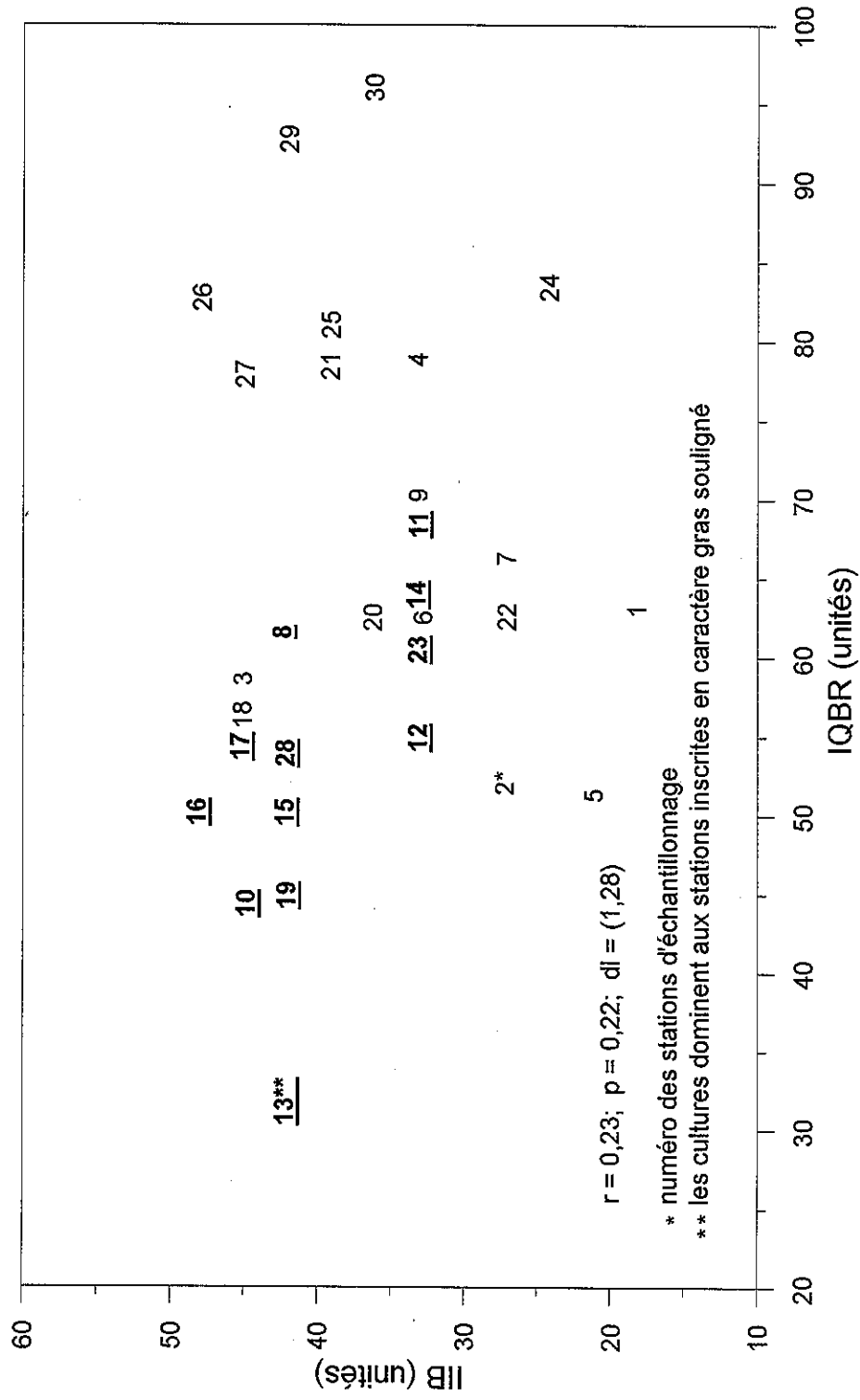


Figure 11 Relation entre l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) et l'indice d'intégrité biotique (IIB) de la rivière Chaudière

généralement plus abondants dans les régions où l'habitat riverain est de moindre qualité tandis que les cyprinidés insectivores atteignent des proportions plus élevées dans les régions où l'IQBR augmente (figures 12a-b). La diminution (écorégion I), voire même l'absence (écorégion II) de la strate arborescente aux sites de moindre qualité pourrait engendrer une réduction significative dans la biomasse de débris ligneux qui s'accumulent dans la rivière, favorisant l'occurrence des piscivores dans le milieu. Les piscivores sont des chasseurs à l'affût qui nécessitent un milieu moins complexe pour la maximisation du taux de capture de leurs proies (Bettoli *et al.*, 1992). Compte tenu que la qualité et la complexité de l'habitat riverain augmentent significativement avec l'accroissement du recouvrement des berges par la forêt et diminuent en fonction de l'augmentation du pourcentage des terres cultivées (tableau 5), on observe aussi une augmentation générale de la proportion des piscivores en milieu agricole (écorégion II) et une diminution de leur proportion en milieu boisé (écorégion III; figure 12A; tableau 11).

Contrairement aux piscivores, les cyprinidés insectivores préfèrent un milieu plus complexe, que ce soit en termes de vélocité des courants, de couvert ou de substrat (Schlosser et Ebel, 1989; Wood et Bain, 1995). La partie supérieure de la Chaudière délimitée par l'écorégion III pourrait offrir ces conditions. La formation potentielle de zone d'eau stagnante résultant de l'accumulation de débris ligneux en tête de rivière où le courant est significativement plus rapide (Martel et Richard, 1998), ainsi que l'occurrence d'un substrat généralement plus grossier en écorégion III (annexe 9) en sont une preuve probable. Tel que mentionné précédemment, cette complexité du milieu aquatique pourrait être étroitement reliée à la complexité — et donc la qualité — de l'habitat riverain, ce qui expliquerait l'instauration d'une corrélation positive entre la proportion des cyprinidés insectivores et l'indice de qualité de la bande riveraine.

En milieu naturel, la strate arborescente influence les apports en débris ligneux souvent nécessaires à la formation des habitats préférés des cyprinidés insectivores. L'absence de corrélation entre le pourcentage de recouvrement des rives par la forêt et la proportion des cyprinidés insectivores est donc, à première vue, très étonnante (tableau 11). La conservation d'un pourcentage élevé de la strate arborescente en secteur urbain (écorégion I) pourrait expliquer cette absence de corrélation. L'activité humaine associée au milieu urbain engendre souvent une diminution de la quantité de débris ligneux dans l'environnement aquatique (Benke *et al.*, 1985; Fausch et Northcote, 1992). Les branches, arbres morts et troncs

d'arbres tombés à l'eau sont repêchés soit pour des raisons de sécurité, soit pour améliorer l'esthétique du milieu ou simplement pour utiliser la biomasse comme bois de chauffage. Le résultat de telles pratiques se traduit par une perte d'habitats complexes pour le poisson (cyprinidés insectivores) et l'élimination d'un substrat ferme et hétérogène pour la colonisation de nombreux invertébrés benthiques (Benke *et al.*, 1985; Sedell *et al.*, 1990; Fausch et Northcote, 1992; Angermeier et Karr, 1984). Sedell *et al.* (1990) mentionnent que 60 % de la diète (c'est-à-dire invertébrés) de nombreuses espèces de poissons de la rivière Satilla (Georgie) provient des débris ligneux présents dans le milieu aquatique.

Les cyprinidés insectivores nécessitent un milieu complexe pour leur occurrence, mais dépendent aussi de la présence de ressources alimentaires convenables (invertébrés benthiques). Cette étude démontre effectivement une corrélation positive entre la proportion des cyprinidés insectivores et l'IIBG ( $r = 0,59$   $P < 0,001$ ). Ceci semble indiquer qu'une augmentation de la diversité et de l'abondance de certains invertébrés benthiques (plécoptère, tricoptère, éphéméroptère) sensibles aux conditions du milieu entraîne une augmentation de la proportion des cyprinidés insectivores. Malgré le pourcentage élevé de la strate arborescente en basse Chaudière, l'urbanisation à cet endroit pourrait donc engendrer la perte potentielle d'habitats et de ressources convenables pour les cyprinidés insectivores. Les faibles changements observés dans la qualité de l'eau à cet endroit (turbidité et coliformes fécaux; figures 8 et 9) ou encore la diminution probable de la base énergétique du système causée par le repêchement possible des débris ligneux (objet de rétention de la productivité allochtone) pourrait aussi affecter la distribution des cyprinidés insectivores (groupe sensible à des niveaux très bas de pollution; Ramade *et al.*, 1984) et de leurs proies.

## SYNTHÈSE ET CONCLUSION

En 1989, le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec a amorcé un réseau de suivi biologique ayant pour but de mesurer l'état de santé des écosystèmes aquatiques et d'évaluer l'effet de l'activité humaine sur le maintien et l'équilibre des écosystèmes naturels. Plusieurs études divulguent maintenant l'effet de la pollution découlant de l'activité humaine sur l'intégrité des communautés ichtyologiques et benthiques et sur la qualité physico-chimique des milieux aquatiques.

Tableau 10 Coefficients de corrélation de Pearson obtenus entre l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) de la rivière Chaudière et chaque variable<sup>1</sup> retenue pour l'élaboration de l'indice d'intégrité biotique (IIB). Les valeurs de probabilité sont entre parenthèses.

	Proportion des omnivores	Proportion des cyprinidés insectivores	Proportion des piscivores	Proportion des poissons avec des anomalies externes	Nombre d'espèces de catostomidés	IWB-IWBm
IQBR <sup>2</sup>	(%)	(%)	(%)	(%)		
IQBR	-0,019	0,409	-0,426	0,131	0,383	0,223
n = 30	(0,920)	(0,025)	(0,019)	(0,489)	(0,037)	(0,237)
IQBR1 <sup>3</sup>	-0,078	0,399	-0,516	0,198	0,348	0,309
n = 30	(0,682)	(0,029)	(0,004)	(0,295)	(0,059)	(0,097)
IQBR2	-0,121	0,330	-0,441	0,248	0,298	0,253
n = 30	(0,525)	(0,075)	(0,015)	(0,187)	(0,110)	(0,178)
IQBR3	-0,074	0,380	-0,490	0,212	0,319	0,218
n = 30	(0,699)	(0,038)	(0,006)	(0,260)	(0,086)	(0,248)
IQBR4	-0,070	0,428	-0,535	0,164	0,238	0,183
n = 30	(0,712)	(0,018)	(0,002)	(0,386)	(0,206)	(0,333)
IQBR5	-0,029	0,454	-0,569	0,096	0,208	0,191
n = 30	(0,877)	(0,012)	(0,001)	(0,614)	(0,269)	(0,311)
IQBR6	-0,045	0,468	-0,580	0,061	0,153	0,211
n = 29	(0,818)	(0,010)	(0,001)	(0,755)	(0,429)	(0,272)
IQBR7	-0,037	0,449	-0,537	0,090	0,158	0,206
n = 29	(0,850)	(0,015)	(0,003)	(0,641)	(0,414)	(0,284)
IQBR8	-0,011	0,422	-0,534	0,134	0,089	0,257
n = 29	(0,939)	(0,023)	(0,003)	(0,488)	(0,647)	(0,178)
IQBR9	-0,017	0,410	-0,578	0,134	0,083	0,290
n = 29	(0,930)	(0,027)	(0,001)	(0,490)	(0,670)	(0,127)
IQBR10	0,019	0,357	-0,651	0,025	0,158	0,310
n = 28	(0,925)	(0,062)	(< 0,001)	(0,901)	(0,421)	(0,109)

<sup>1</sup> La variable « nombre d'espèces intolérantes » n'est pas présentée vu l'absence d'espèces intolérantes aux stations recensées.

<sup>2</sup> Les analyses ont été effectuées sur les 30 stations d'échantillonnage des organismes benthiques et des poissons.

<sup>3</sup> L'IQBR1 représente la moyenne mobile de l'IQBR entre deux secteurs contigus. L'IQBR2 représente la moyenne mobile de l'IQBR entre trois secteurs contigus etc.

Tableau 11 Coefficients de corrélation de Pearson obtenus entre les composantes de la bande riveraine de la rivière Chaudière et les variables<sup>1</sup> retenues pour l'élaboration de l'indice d'intégrité biotique (IIB). Les corrélations entre les composantes de la bande riveraine et l'IIB sont aussi présentées. Les valeurs de probabilités sont entre parenthèses.

	Proportion des omnivores	Proportion des cyprinidés insectivores	Proportion des piscivores	Proportion des poissons avec des anomalies externes	Nombre d'espèces de catostomidés	IWB-IWBm	Indice d'intégrité biotique
n = 30 <sup>2</sup>	(%)	(%)	(%)	(%)			
% Forêt	0,050	0,197	-0,490	0,329	0,374	0,328	-0,247
	(0,794)	(0,296)	(0,006)	(0,076)	(0,042)	(0,077)	(0,188)
% Arbustaie	-0,143	0,397	0,050	-0,341	-0,123	-0,261	0,262
	(0,452)	(0,030)	(0,793)	(0,066)	(0,518)	(0,163)	(0,163)
% Herbacée	-0,037	-0,297	0,625	-0,144	-0,043	-0,142	0,159
	(0,846)	(0,111)	< (0,001)	(0,448)	(0,824)	(0,455)	(0,402)
% Culture	-0,139	-0,033	0,397	-0,340	-0,093	-0,388	0,403
	(0,463)	(0,861)	(0,030)	(0,065)	(0,624)	(0,034)	(0,027)
% Friche/Pâturage	0,022	0,038	-0,014	-0,245	-0,245	-0,216	0,219
	(0,907)	(0,841)	(0,942)	(0,192)	(0,193)	(0,252)	(0,245)
% Sols rocheux	0,171	-0,194	-0,321	0,247	-0,159	0,586	-0,464
	(0,365)	(0,305)	(0,084)	(0,189)	(0,403)	(0,001)	(0,010)
% Infrastructure	0,034	-0,356	0,134	0,270	-0,141	-0,067	-0,151
	(0,860)	(0,054)	(0,481)	(0,150)	(0,458)	(0,727)	(0,427)

<sup>1</sup> La variable « nombre d'espèces intolérantes » n'est pas présentée en raison de l'absence d'espèces intolérantes aux stations recensées.

<sup>2</sup> Les analyses ont été effectuées aux 30 stations d'échantillonnage des organismes benthiques et des poissons.

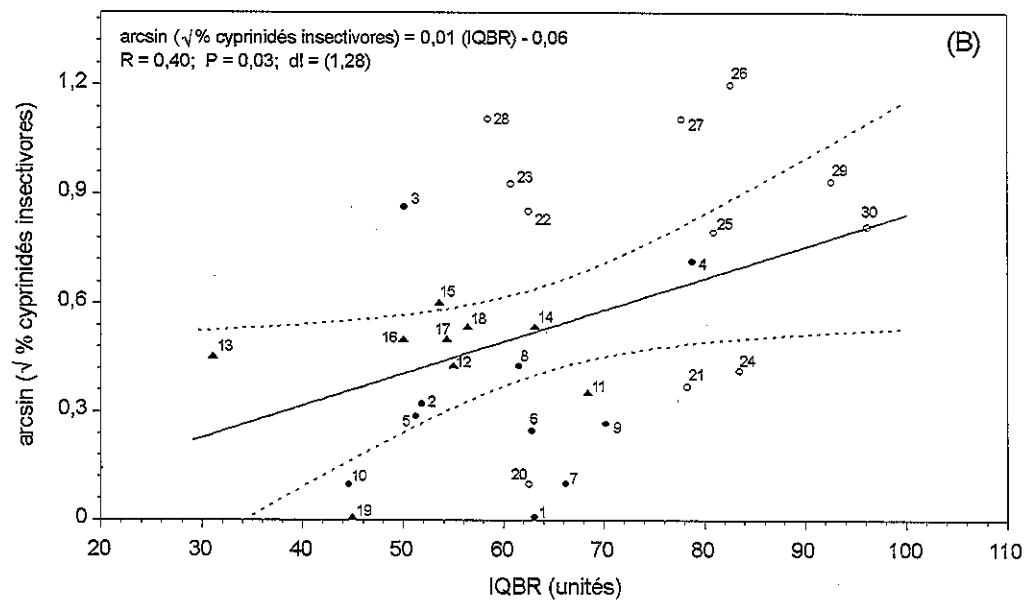
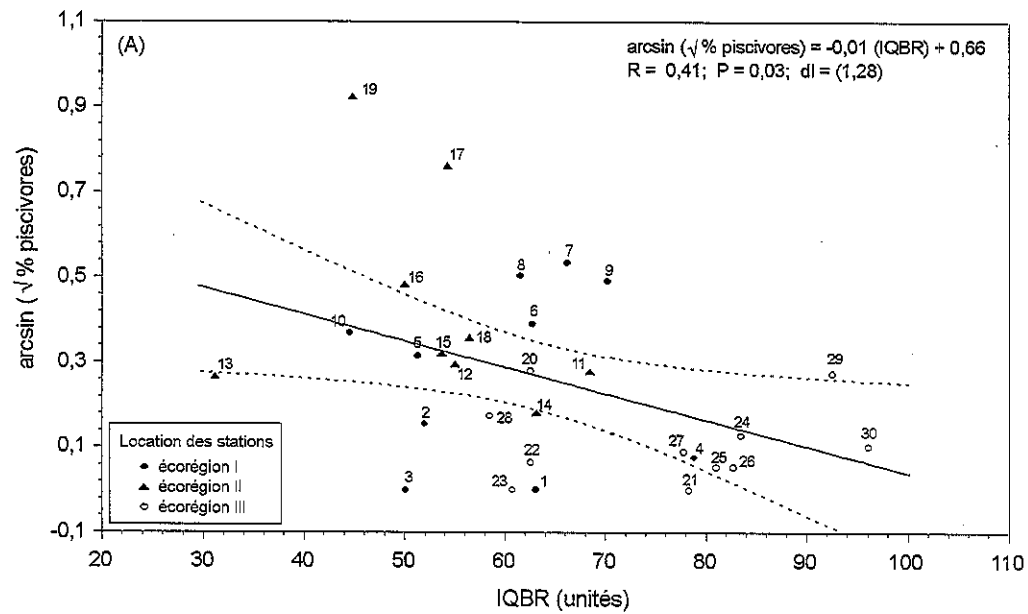


Figure 12 Relation entre l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) et la proportion des piscivores (A) et des cyprinidés insectivores (B) de la rivière Chaudière. Les limites de l'intervalle de confiance (-----) établies à 95 % sont présentées.

Le développement agricole, urbain, commercial et industriel résultant de l'activité humaine affecte toutefois le milieu aquatique de deux façons. D'une part, il le pollue et, d'autre part, il modifie et détruit l'habitat naturel de ses rives. L'habitat riverain représente un des éléments clés pour restreindre la pollution diffuse et pour le maintien de la biodiversité aquatique et terrestre. L'altération de sa structure en raison de l'expansion de l'activité humaine directement en bordure des rives pourrait donc avoir un effet tout aussi sérieux que celui du rejet direct des polluants sur la qualité du milieu aquatique et sur sa capacité à soutenir des communautés intègres et équilibrées.

Ce rapport fait état du développement d'un indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) permettant d'évaluer le degré auquel l'activité humaine affecte la structure et, donc, l'intégrité des rives. Les principales composantes qui forment l'indice sont : la forêt, les arbustives, les herbaçales, les coupes forestières, les cultures, les friches et pâturages, les infrastructures, le sol nu et le socle rocheux. L'influence de chacune de ces composantes sur la formulation de l'indice varie en fonction de deux principaux facteurs : la superficie relative qu'elles occupent sur les rives, et leur potentiel pour remplir les fonctions écologiques de la bande riveraine nécessaires au maintien et à la protection de la vie aquatique et terrestre.

Dans ce rapport, l'IQBR caractérise la qualité des rives de la rivière Chaudière. Les résultats présentés démontrent que la qualité des rives varie significativement à l'intérieur de ce système. La forêt, les cultures et les infrastructures sont les composantes qui ont le plus d'influence sur l'évaluation de la qualité des bandes riveraines. Leur proportion ainsi que leur distribution et cooccurrence sur les rives expliquent l'ensemble des différences observées dans la qualité de l'habitat riverain, que ce soit entre l'amont et l'aval de la rivière ou dans la qualité globale du système. De façon générale, une augmentation des ratios « infrastructure-forêt » et « culture-forêt » est un signe certain de la dégradation de l'habitat.

Les rives de la rivière Chaudière comportent un complexe de végétation naturelle estimé à 60,6 %. Le recouvrement moyen des rives par la strate arborescente est de 32,2 %. Celui des cultures et infrastructures est respectivement de 9,8 % et 14,8 %. L'IQBR atteint ses valeurs les plus élevées dans la haute Chaudière (écorégion III, IQBR = 72,6 unités), région la plus boisée du tronçon. La diminution, voire même l'élimination de la forêt causée par l'augmentation de la proportion des superficies cultivées (38,9 %) dans la partie centrale de la rivière Chaudière (écorégion II) amène toutefois l'IQBR moyen à un niveau inférieur,

estimé à 44,7 unités. L'urbanisation, pour sa part, affecte spécialement l'aspect naturel et fonctionnel des rives de la basse Chaudière (écorégion I). La conservation de la strate arborescente sur plus de 40 % de la superficie des rives échantillonnées dans cette écorégion stabilise toutefois la qualité de l'habitat à un niveau intermédiaire (IQBR = 61,3 unités) entre celui de la haute et de la moyenne Chaudière.

L'effet de la détérioration de la bande riveraine sur l'intégrité du milieu aquatique a été examiné. L'IQBR obtenu aux 30 stations d'échantillonnage des poissons et du benthos a été corrélé avec deux principaux indices caractérisant l'état de santé des communautés piscicoles (IIB) et benthiques (IBG). Des analyses de corrélation ont aussi été menées entre l'IQBR et chacune des variables utilisées pour estimer la qualité de l'eau entre l'amont et l'aval de la rivière.

Dans cette étude, la concentration en azote et phosphore total ainsi que la demande biochimique en oxygène ne sont pas corrélées à la qualité de l'habitat riverain. Deux facteurs peuvent expliquer de tels résultats : le type de cultures pratiquées sur les rives de la rivière Chaudière et la conservation d'une proportion élevée (26,2 %) de la strate arbustive en milieu agricole. Les terres cultivées de la rivière Chaudière sont utilisées principalement pour les cultures fourragères et les cultures à interligne étroit. Ces types de cultures offrent une couverture végétale semblable à celle des prairies naturelles et nécessitent généralement peu de fertilisants. Leur couvert diminue le ruissellement et l'érosion possible associés à la culture du sol, ce qui réduit le lessivage des particules nutritives dans la rivière. La préservation de la strate arbustive pourrait possiblement restreindre le lessivage du phosphore et des nitrates excédentaires soit par une absorption de la végétation et du système racinaire, soit par le pouvoir de filtration des particules au sol.

On observe toutefois des lacunes au niveau de la qualité bactériologique et au niveau de la turbidité et de la conductivité de l'eau dans les secteurs où la bande riveraine est de moindre qualité. La turbidité et la concentration des coliformes fécaux atteignent leurs niveaux les plus élevés là où la qualité des rives diminue en raison de l'augmentation des pratiques agricoles et de l'urbanisation du territoire. La prolifération de la productivité primaire causée par l'écoulement plus lent de l'eau, ainsi que la contribution des eaux turbides de la rivière Famine pourraient aussi contribuer à l'augmentation de la turbidité globale dans le secteur agricole de la rivière Chaudière. L'absence d'une bande riveraine intacte (forêt, arbustive, herbaçale) et donc de débris et d'obstacles diversifiés au sol pour retenir le transport des particules minérales en période de

ruissellement intense demeure néanmoins une défaillance considérable pour limiter le rejet des sédiments dans l'eau.

L'effet négatif de la détérioration du couvert naturel des rives sur la diversité et la distribution des espèces d'organismes benthiques pollusensibles a été remarqué dans la rivière Chaudière. La valeur de l'IBG augmente aux sites munis d'un IQBR élevé ( $r = 0,47$ ,  $P = 0,01$ ). La forêt et les infrastructures sont les composantes riveraines qui ont le plus d'influence sur la condition des communautés benthiques de la Chaudière. L'IBG augmente particulièrement là où la proportion de la forêt est élevée et diminue à proximité des rives où l'infrastructure domine. Les branches, les troncs et souches d'arbres qui tombent à l'eau, là où la forêt est abondante sur les rives, complexifient le milieu aquatique. Le développement urbain pourrait induire une diminution de la fréquence et de la biomasse des débris ligneux dans le milieu aquatique. L'environnement aurait donc tendance à être plus homogène et moins favorable pour la colonisation de nombreux organismes et pour le maintien de la diversité aquatique. Dans la rivière Chaudière, la détérioration de la bande riveraine semble donc affecter le benthos par son effet direct sur certaines variables de la qualité de l'eau, mais aussi par son effet sur la complexité de son habitat.

Cette étude démontre un lien étroit entre l'indice biotique des communautés piscicoles (IIB) et l'IQBR aux stations échantillonnées dans la Chaudière supérieure et inférieure. On observe dans ces deux secteurs une relation positive entre la qualité des rives et l'IIB. L'absence de corrélation dans la partie centrale du tronçon s'explique par le maintien de l'IIB à un niveau moyen (42 unités moyennes) en secteurs où la qualité de la bande riveraine diminue en raison de l'augmentation de la superficie des rives cultivées. L'élimination de la strate arborescente dans ce secteur cause une diminution de la complexité des rives et donc de leur qualité. La conservation des arbustives sur les rives de ce secteur ainsi que la dominance de la culture à interligne étroit et du fourrage pourraient toutefois permettre aux communautés piscicoles de maintenir un certain degré d'intégrité que l'on n'observe pas habituellement en rivière, là où la culture à grand interligne domine les rives et où la strate arbustive perd de son ampleur.

La perte de la complexité, et donc de la qualité des rives, demeure néanmoins un facteur important dans la modélisation des communautés piscicoles car elle engendre une diminution de la complexité en milieu aquatique. Dans la rivière Chaudière, la complexité semble particulièrement affecter la distribution des piscivores et cyprinidés insectivores. Les piscivores sont

des chasseurs à l'affût qui nécessitent un milieu moins complexe pour la maximisation du taux de capture de leur proie. On observe donc une corrélation négative entre leur proportion et l'indice de qualité de la bande riveraine. En contraste, les cyprinidés insectivores préfèrent un milieu complexe. Leur abondance est donc plus élevée en région où la qualité des rives agit sur la diversification du milieu aquatique. La qualité des rives pourrait aussi affecter les cyprinidés (et d'autres espèces) indirectement par son effet sur la distribution de leurs proies car la diversité et l'abondance des insectes augmentent dans les secteurs plus complexes où la qualité des rives est meilleure.

L'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) déterminé dans cette étude permet une évaluation rapide et compréhensible de la condition écologique des rives et de son impact sur l'intégrité du milieu aquatique. On remarque dans cette étude qu'environ 40 % de la superficie des rives a perdu son aspect naturel en raison de l'expansion de l'activité humaine directement en bordure des rivières. L'effet de cette détérioration affecte l'intégrité biotique du milieu aquatique particulièrement par son effet au niveau de la complexité de l'habitat mais aussi par son effet au niveau de certaines variables de la qualité de l'eau.

## RECOMMANDATIONS

L'indice mis au point dans cette étude est un outil simple et efficace pour évaluer la santé globale des écosystèmes riverains et pour détecter les secteurs où l'intégrité du milieu aquatique pourrait être particulièrement menacée par l'activité humaine. Cet indice nécessite toutefois certains ajustements afin de mieux refléter l'impact de la détérioration des rives sur l'équilibre et l'intégrité du milieu aquatique.

1. Son application future devrait par exemple, établir une distinction entre les sites dominés par la culture à grand interligne et ceux dominés par la culture à interligne étroit car leur effet sur l'intégrité du milieu aquatique diffère considérablement.
2. La proportion exacte de chacune des composantes devrait être estimée dans les secteurs où le couvert riverain est mixte. Par exemple, un secteur de 1 km peut comporter 500 m de forêt et 500 m d'un mélange de forêt et de culture. Dans cette étude, nous avons considéré que le mélange de forêt-culture représentait : 250 m de forêt et 250 m de culture car la proportion exacte du couvert mixte n'était pas disponible. Cette hypothèse réduit la précision de l'évaluation de l'IQBR et donc, affecte

la précision des relations établies entre l'IQBR, l'IIB, l'IBG et les variables de la qualité de l'eau.

3. L'IQBR devrait être estimé pour chacune des rives de la rivière. La combinaison des rives telle qu'effectuée dans cette étude pourrait particulièrement affecter la corrélation entre la qualité des rives et la condition des communautés benthiques. Les organismes benthiques sont sédentaires, ce qui les rend plus sensibles aux conditions de leur environnement immédiat que le poisson.

## REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier Dr Donald A. Jackson, (Université de Toronto) pour ses conseils au sujet des analyses statistiques, ainsi que MM. Richard Laroche (MAPAQ) et Georges Gangbazo (MEF) pour la révision de ce rapport.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AADLAND, L.P., 1993. Stream habitats types : their fish assemblages and relationship to flow, *North American Journal of Fisheries Management* 13 : 790-806.
- ANDERSON, N.H., J.R. SEDELL, L.M. ROBERTS, et F.J. TRISKA, 1978. The role of aquatic invertebrates in processing of wood debris in coniferous forest streams, *Am. Midl. Nat.* 100(1) : 64-82.
- ANGERMEIER, P.L. et J.R. KARR, 1984. Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream, *Transaction of the American Fisheries Society* 113 : 716-726.
- BARLING, R.D. et I.D. MOORE, 1994. Role of buffer strips in management of waterway pollution : a review, *Environmental Management* 18(4) : 543-558.
- BARTON, D.R., W.D. TAYLOR et R.M. BIETTE, 1985. Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in Southern Ontario Streams, *North American Journal of Fisheries Management* 5 : 364-378.
- BELT, G.H., J. O'LAUGHLIN et T. MERRILL, 1992. *Design of forest riparian buffer strips for the protection of water quality : analysis of scientific literature*, Idaho Forest, Wildlife and Range Policy Analysis Group Report, No. 8 : 1-35.
- BENKE, A.C., R.L. HENRY, III, D.M. GILLESPIE et R.J. HUNTER, 1985. Importance of snag habitat for animal production in Southeastern streams, *Fisheries* 10(5) : 8-13.
- BERKMAN, H.E., C.F. RABENI et T.P. BOYLE, 1986. Biomonitoring of stream quality in agricultural areas : fish versus invertebrates, *Environmental Management* 10(3) : 413-419.
- BESCHTA, R.L., R.E. BILBY, G.W. BROWN, L.B. HOLTBY et T.D. HOFSTRA, 1987. *Stream temperature and aquatic habitat : Fisheries and forestry interactions*, dans : SALKO E.O. et T.W. CUNDY (éds.) *Forestry and fisheries interactions*, University of Washington, Institute of forest resources, Seattle, chapitre 6.
- BETTOLI, P.W., M.J. MACEINA, R.L. NOBLE et R.K. BETSILL, 1992. Piscivory in largemouth bass as a function of aquatic vegetation abundance, *North American Journal of Fisheries Management* 12 : 509-516.
- BILBY, R.E. et P.A. BISSON, 1992. Allochthonous versus autochthonous organic matter contributions to the trophic support of fish populations in clear-cut and old-growth forested streams, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49 : 540-551.
- BILBY, R.E. et G.E. LIKENS, 1980. Importance of organic debris dams in the structure and function of stream ecosystems, *Ecology* 61(5) : 1107-1113.
- BOUSSU, M.F., 1954. Relationship between trout populations and cover on a small stream, *Journal of Wildlife Management* 18(2) : 229-239.
- CAIN, D.J., S.N. LUOMA, J.L. CARTER et S.V. FEND, 1992. Aquatic insects as bioindicators of trace element contamination in cobble-bottom rivers and streams, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49 : 2141-2154.
- CAIRNS, JR., J. et K.L. DICKSON, 1971. A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharge on aquatic bottom-dwelling organisms, *J. Wat. Pollut. Cont. Fed.* 43 : 755-772.
- CAMPBELL, I.C. et T.J. DOEG, 1989. Impact of timber harvesting and production on streams : a review, *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 40 : 519-539.



- CHAUVETTE, B., 1995. *Caractéristiques de la bande riveraine des rivières Yamaska et Chaudière et de leurs principaux tributaires*, Gestafor Consultants inc., contrat n° KA313-4-1083.
- CLARKE, K.R. et R.H. GREEN, 1988. Statistical design and analysis for a biological effects study, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 46 : 213-226.
- COOPER, C.M. 1993. Biological effects of agriculturally derived surface water pollutants on aquatic systems - A review, *Journal of Environmental Quality* 22 (juillet-septembre) : 402-408.
- DANKS, R.V. 1992. Arctic insects as indicators of environmental change, *Arctic* 45(2) : 159-166.
- DAVIES, P.E. et M. NELSON, 1994. Relationships between riparian buffer widths and the effects of logging on stream habitat, invertebrate community composition and fish abundance, *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 45 : 1289-1305.
- DE PLOEY, J., 1990. La conservation des sols, *Supplément La Recherche* 227 : 38-41.
- DELISLE, F., P. VALLÉE, G. DUBÉ et M.F. BLAIS, 1994. La problématique agroenvironnementale, *Vision Science* 1(3) : 1-7.
- DELONG, M.D. et M.A. BRUSVEN, 1991. Classification and spatial mapping of riparian habitat with applications toward management of streams impacted by nonpoint source pollution, *Environmental Management* 15(4) : 565-571.
- DELONG, M.D. et M.A. BRUSVEN, 1994. Allochthonous input of organic matter from different riparian habitats of an agriculturally impacted stream, *Environmental Management* 18(1) : 59-71.
- DESJARDINS, R., 1995. *Les bandes riveraines et la qualité de l'eau : une revue de la littérature*, Centre de conservation des sols et de l'eau, Grand Sault, N.-B., 8 pages.
- DESMEULES, J. et J.P. GÉLINAS, 1981. *Caractéristiques physiques et démographiques du bassin versant de la rivière Chaudière*, programme des connaissances intégrées, Direction générale des inventaires et de la recherche, ministère de l'Environnement du Québec, 78 pages.
- DUDLEY, D.R. et J.R. KARR, 1979. Concentration and sources of fecal and organic pollution in an agricultural watershed, *Water Resources Bulletin* 15(4) : 911-923.
- ELLIOTT, S.T., 1986. Reduction of a Dolly Varden population and macrobenthos after removal of logging debris, *Transaction of the American Fisheries Society* 115 : 392-400.
- FAUSCH, K.D. et T.G. NORTHCOTE, 1992. Large woody debris and salmonid habitat in a small coastal British Columbia Stream, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49 : 682-693.
- GAMMON, J.R. et C.W. GAMMON, 1993. Changes in the fish community of the Eel River resulting from agriculture, *Proceedings of the Indiana Academy of Science* 102 : 67-82.
- GAMMON, J.R., M.D. JOHNSON, C.E. MAYS, D.A. SCHIAPPA, W.L. FISHER et B.L. PEARMAN, 1983. *Effects of agriculture on stream fauna in Central Indiana*, EPA 600/S3-83-020 : 1-6.
- GAUCH, H.G., 1982. *Multivariate analysis in community ecology*, Cambridge University Press, pp. 109-173.
- GIROUX, I. et D. BERRYMAN, 1994. Contamination des eaux de surface et souterraines par les pesticides en milieu agricole, *Vision Science* 1(2) : 1-8.
- GOUPIL, J.Y., 1995. *Considérations d'ordre environnemental sur la bande riveraine de protection en milieu agricole*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des politiques du secteur municipal, 45 pages.
- GREGORY, S.V., F.J. SWANSON, W.A. MCKEE et K.W. CUMMINS, 1991. An ecosystem perspective of riparian zones, *BioScience* 41(8) : 540-551.
- HANSMANN, E.W. et H.K. PHINNEY, 1973. Effects of logging on periphyton in coastal streams of Oregon, *Ecology* 54 : 194-199.
- HOLTBY, L.B. et G.F. HARTMAN, 1982. *The population dynamics of coho salmon *Oncorhynchus kisutch* in a west coast rain forest stream subjected to logging*, dans : Hartman G.F. (éd.), *Proceeding of the Carnation Creek Workshop : a ten year view*, 24-26 février, Pacific Biological Station, Nanaimo, BC, pp. 308-347.

- HRUBY, T., 1987. Using similarity measures in benthic impact assessments, *Envir. Monit. Asses.* 8 : 163-180.
- IMHOLF, J.G., N.K. KAUSHIK, J.B. BOWLBY, A.M. GORDON et R. HALL, 1989. *Natural river ecosystems : the ultimate integrator*, dans : *Managing Ontario's Streams*, ed. Dr. J. FitzGibbon, Ontario, pp.114-127.
- JACKSON, D.A., 1993. Stopping rules in Principal Components Analysis : a comparison of heuristical and statistical approaches, *Ecology* 74(8) : 2204-2214.
- JACKSON, D.A., 1995. Protest : A PROcrustean Randomization TEST of community environment concordance, *Ecoscience* 2 : 297-303.
- JACKSON, D.A. et H.H. HARVEY, 1989. Biogeographic associations in fish assemblages : local vs. regional processes, *Ecology* 70(5) : 1472-1484.
- KARR, J.R., 1991. Biological integrity : a long-neglected aspect of water resource management, *Ecological Applications* 1(1) : 66-84.
- KARR, J.R. et D.R. DUDLEY, 1981. Ecological perspective on water quality goals, *Environmental Management* 5(1) : 55-68.
- KARR, J.R. et O.T. GORMAN, 1975. Dans : *Non-point Source Pollution Seminar (EPA 905/9-75-007)*, Environmental Protection Agency, Chicago, 1975.
- KARR, J.R. et I.J. SCHLOSSER, 1978. Water resources and the land-water interface, *Science* 201(21) : 229-234.
- KELLER, C.R. et K.P. BURNHAM, 1982. Riparian fencing, grazing, and trout habitat preference on Summit Creek, Idaho, *North American Journal of Fisheries Management* 2 : 53-59.
- LAMBERTI, G.A. et M.B. BERG, 1995. Invertebrates and other benthic features as indicators of environmental change in Juday Creek, Indiana, *Natural Areas Journal* 15 : 249-258.
- LANG, C. et O. REYMOND, 1993. Empirical relationships between diversity of invertebrate communities and altitude in rivers : application and biomonitoring, *Aquatic Sciences* 55(3) : 88-196.
- LANG, C. et O. REYMOND, 1995. An improved index of environmental quality for Swiss rivers based on benthic invertebrates, *Aquatic Sciences* 57(2) : 172-177.
- LASCOMBE, C., 1985. *Les indices biologiques d'évaluation de la qualité des eaux courantes basés sur les peuplements de macroinvertébrés benthiques : revue de méthodes utilisées en France*, agence de bassin Rhône-Méditerranée-Corse, rapport technique, pp. 1-7.
- LASCOMBE, C., 1992. Les méthodes d'évaluation de la qualité des milieux aquatiques superficiels, *Tribune de l'Eau* 555(1) : 18-29.
- LATHROP, R.C., 1988. Evaluation of whole-lake nitrogen fertilization for controlling blue-green blooms in a hypereutrophic lake, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45 : 2061-2075.
- LA VIOLETTE, N. et Y. RICHARD, 1996. *Le bassin versant de la rivière Châteauguay : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN960454, rapport n° EA-7, 64 pages + 9 annexes.
- LEGENDRE, L. et P. LEGENDRE, 1983. *Numerical ecology*, Elsevier, Amsterdam, Netherlands.
- LOWRANCE, R., R. LEONARD et J. SHERIDAN, 1985. Managing riparian ecosystems to control nonpoint pollution, *Journal of Soil and Water Conservation* Janvier-Février : 87-91.
- LOWRANCE, R., R. TODD, J. FAIL, JR., O. HENDRICKSON, JR., R. LEONARD et L. ASMUSSEN, 1984. Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds, *BioScience* 34(6) : 374-377.
- 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.
- MASON, J.C., 1976. Response of underyearling coho salmon to supplemental feeding in a natural stream, *Journal of Wildlife Management* 40(4) : 775-788.
- MERRITT, R.W. et D.L. LAWSON, 1992. The role of leaf litter macroinvertébrés in stream-flood-plain dynamics, *Hydrobiologia* 248 : 65-77.
- METCALFE, J.L., 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertébrés communities : history and present status in Europe, *Environmental Pollution* 60 : 101-139.

- MEUNIER, P. et G. LEFEBVRE, 1979. *Méthodologie d'évaluation des potentiels écologiques*, ministère des Richesses Naturelles, Service de la qualité des eaux, 45 pages.
- MINCHIN, P.R., 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination, *Vegetatio* 69 : 89-107.
- MURPHY, M.L. et J.D. HALL, 1981. Varied effects of clear-cut logging on predators and their habitat in small streams of the Cascade Mountains, Oregon, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38 : 137-145.
- MURPHY, M.L., J. HEIFETZ, S.W. JOHNSON, K.V. KOSKI et J.F. THEDINGA., 1986. Effects of clear-cut logging with and without buffer strips on juvenile Salmonids in Alaskan Streams, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43 : 1521-1533.
- NAIMAN, R.J., H. DÉCAMPS et M. POLLOCK, 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity, *Ecological Applications* 3(2) : 209-212.
- NILSSON, C., G. GRELSSON, M. JOHANSSON et U. SPERENS, 1988. Can rarity and diversity be predicted in vegetation along river banks?, *Biological Conservation* 44 : 201-212.
- NILSSON, C., G. GRELSSON, M. JOHANSSON et U. SPERENS, 1989. Patterns of plant species richness along riverbanks, *Ecology* 70(1) : 77-84.
- O'CONNOR, N.A., 1992. Quantification of submerged wood in a lowland Australian stream system, *Freshwater Biology* 27 : 387-395.
- OKSANEN, J., 1983. Ordination of boreal health-like vegetation with principal component analysis, correspondence analysis and multidimensional scaling, *Vegetatio* 74 : 9-32.
- OSBORNE, L.L. et D.A. KOVACIC, 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management, *Freshwater Biology* 29 : 243-258.
- 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.
- PETERJOHN, W.T. et D.L. CORRELL, 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed : observation of a riparian forest, *Ecology* 65 : 466-475.
- PETERMAN, R.M., 1990. Statistical power analysis can improve fisheries research and management, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47 : 2-15.
- PETERSEN Jr., R.C., 1992. The RCE : a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape, *Freshwater Biology* 27 : 295-306.
- PIÉGAY, H. et L. MARIDET, 1994. Formations végétales arborées riveraines des cours d'eau et potentialités piscicoles, *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 333 : 125-147.
- PLATT, W.S., W.F. MEGAHAN et G.W. MINSHALL, 1983. *Methods for evaluating stream, riparian, and biotic conditions*, Gen. Tech. Rep. INT-138. Ogden, UT : U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, 70 pages.
- PRIMEAU, S. et Y. GRIMARD, 1990. *Rivière Yamaska 1975-1988 (Volume 1 : Description du bassin versant et qualité du milieu aquatique)*, Direction de la qualité du milieu aquatique, Sainte-Foy, rapport QE-66-1, envirodoq n° EN900060, 136 p. + 10 annexes.
- RAMADE, F., R. COSSON, M. ÉCHAUBARDS, S. LE BRAS, J.C. MORETEAU et E. THYBAUD, 1984. Détection de la pollution des eaux en milieu agricole, *Bull. Ecol.* 15(1) : 21-37.
- REED, J.L., I.C. CAMPBELL et P.C.E. BAILEY, 1994. The relationship between invertebrate assemblages and available food at forest and pasture sites in three Southeastern Australian Streams, *Freshwater Biology* 32 : 641-650.
- RICHARD, Y. et G. MOREAU, 1982. Utilisation des feuilles de différentes espèces d'arbres (peuplier, aulne, myrique) par la faune benthique dans des eaux oligotrophes du Bouclier Canadien, *Hydrobiologia* 96 : 77-89.
- RICHARD, Y., N. LAFLAMME et G. MOREAU, 1982. Colonisation par les micro-organismes, évolution chimique des feuilles de différentes espèces d'arbres (peuplier, aulne, myrique) dans des eaux oligotrophes du Bouclier Canadien et incidence sur leur utilisation par les macro-invertébrés, *Hydrobiologia* 96 : 65-75.

- 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° QE-89, 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.
- RICHARDS, C. et G.E. HOST, 1994. Examining land use influences on stream habitats and macroinvertebrates : a GIS approach, *Water Resources Bulletin* 30(4) : 729-138.
- RICHARDS, C., G.E. HOST et J.W. ARTHUR, 1993. Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment, *Freshwater Biology* 29 : 285-294.
- ROHLF, F.J., 1994. *NTSYS-PC numerical taxonomy and multivariate analysis system*, Exeter software publisher, Setauket, N.Y.
- ROSSARO, B. et A. PIETRANGELO, 1993. Macroinvertebrate distribution in streams : a comparison of CA ordination with biotic indices, *Hydrobiologia* 263 : 109-118.
- SAINT-JACQUES, N. 1994. *The impact of eliminating rare taxa on the ordination stability of a benthic community*, University of Toronto, Ontario, rapport non publié.
- SAS INSTITUTE INC., 1985. *SAS user's guide : Statistics version 5*, Édition Cary, NC : SAS Institute Inc., 956 pages.
- SCHERRER, B., 1984. *Biostatistique*, Gaëtan Morin éditeur, Québec, 850 pages.
- SCHINDLER, D.W. et E.J. FEE., 1974. Experimental lakes area : whole lake experiments in eutrophication, *J. Fish. Res. Board Can.* 31 : 937-953.
- SCHINDLER, D.W., 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes : Implications for lake management, *Science* 184 : 887-899.
- SCHLOSSER, I.J., 1982. Trophic structure, reproductive success, and growth rate of fishes in a natural and modified headwater stream, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39 : 968-978.
- SCHLOSSER, I.J., et K.K. EBEL, 1989. Effects of flow regime and cyprinid predation on a headwater stream, *Ecological Monographs* 59(1) : 41-57.
- SCHLOSSER, I.J., et J.R. KARR, 1981. Water quality in agricultural watersheds : impact of riparian vegetation during base flow, *Water Resources Bulletin* 17(2) : 233-240.
- SCOTT W.B. et E.J. CROSSMAN, 1973. *Freshwater fishes of Canada*, J.C. Stevenson (éd.), Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 184, 966 pages.
- SEDELL, J.R., et J.L. FROGGATT, 1984. Importance of streamside forests to large rivers : the isolation of the Willamette River, Oregon, U.S.A., from its floodplain by snagging and streamside forest removal, *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22 : 1828-1834.
- SEDELL, J.R., G.H. REEVES, F.R. HAUER, J.A. STANFORD, et C.P. HAWKINS, 1990. Role of refugia in recovery from disturbances : modern fragmented and disconnected river systems, *Environmental Management* 14(5) : 711-724.
- SIMONEAU, M., 1991. *Qualité des eaux du bassin versant 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, p.
- 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*, Direction des écosystèmes aquatiques — 1996, Québec, envirodoq n° EN980022.

- SMITH, R.W., B.B. BERNSTEIN et R.L. CIMBERG, 1988. Community-environment relationship in the benthos : applications of multivariate analytical techniques, dans : I. Soule et G.S. Kleppel (éds), *Marine organisms as indicators*, N.Y. p. 247-326.
- SPACKMAN, S.C. et J.W. HUGHES, 1995. Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation : species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA, *Biological Conservation* 71 : 325-332.
- SPOONER, J., L. WYATT, S.W. COFFEY, S.L. BRICHFORD, J.A. ARNOLD, M.D. SMOLEN, G.D. JENNINGS et J.A. GALE, 1991. Fate and effects of pollutants : Nonpoint sources, *Research Journal WPCF* 63(4) : 527-536.
- ST-ONGE, J. et Y. RICHARD, 1994. *Les communautés benthiques 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 du Québec, envirodoq n° EN940241, rapport n° QE-88, 105 pages + 13 annexes.
- STEEDMAN, R.J., 1988. Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in Southern Ontario, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45 : 492-501.
- STOCKNER, J.G. et K.R.S. SHORTREED, 1976. Authotrophic production in Carnation Creek : a costal rainforest stream on Vancouver Island, British Columbia, *J. Fish. Res. Board Can.* 33 : 1553-1563.
- STUMM, W. et J.J. MORGAN, 1981. *Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*, Deuxième édition, J. Wiley & Sons, N.Y. 780 pages.
- TANG, S.M. et D.R. MONTGOMERY, 1995. Riparian buffers and potentially unstable ground, *Environmental Management* 19(5) : 741-749.
- TATE, C.M. et J.S. HEINY, 1995. The ordination of benthic invertebrate communities in the South Platte River Basin in relation to environmental factors, *Freshwater Biology* 33 : 439-454.
- TOEWS, D.A.A. et M.K. MOORE, 1982. *The effects of streamside logging on large organic debris in Carnation Creek*, Province of Bristish Columbia, Ministry of Forest, 30 pages.
- TRISKA, F.J., J.R. SEDELL et B. BUCKLEY, 1975. The processing of conifer and hardwood leaves in two coniferous hardwood streams : II Biochemical and nutrient changes, , *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19 : 1628-1639.
- TSCHAPLINSKI, P.J. et G.F. HARTMAN, 1983. Winter distribution of juvenile coho salmon *Oncorhynchus kisutch* before and after logging in Carnation Creek, British Columbia, and some implications for overwinter survival, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40 : 452-461.
- WALLACE, J.B. et A.C. BENKE, 1984. Quantification of wood habitat in subtropical coastal plain streams, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41 : 1643-1652.
- WETZEL, R.G., 1983. *Limnology*, deuxième édition, Saunders College Publishings, N.Y., 767 pages.
- WICHEREK, S., 1994. L'érosion des grandes plaines agricoles, *La Recherche* 25(268) : 880-888.
- WOOD, B.M. et M.B. BAIN, 1995. Morphology and microhabitat use in stream fish, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52 : 1487-1498.
- ZARR, J.H., 1984. *Biostatistical analysis*, deuxième édition, Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J., 717 pages.

Annexe 1 Sommaire des fonctions écologiques remplies par chacune des composantes de la bande riveraine et utilisées lors de l'évaluation de l'indice de qualité (IQBR)

Composante	Impact positif sur le système aquatique	Impact négatif sur le système aquatique
forêt	<ul style="list-style-type: none"> <li>réduction de l'évapotranspiration</li> <li>limitation de la productivité autochtone du cours d'eau</li> <li>rétenion des sédiments, nutriments et contaminants</li> <li>source d'apport allochtone au cours d'eau</li> <li>stabilisation des berges</li> <li>protection contre l'érosion du sol (vent, glaces, ruissellement)</li> <li>régularisation de l'hydrosystème et recharge de la nappe phréatique</li> <li>rétenion des particules détritiques dans le cours d'eau</li> <li>création d'habitats, d'abris de repos et de refuges pour les organismes terrestres et aquatiques</li> <li>maintien de la biodiversité terrestre et aquatique</li> <li>préservation de l'habitat naturel</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>libération partielle des nutriments assimilés à l'automne (chute des feuilles)</li> </ul>
arbustaises	<ul style="list-style-type: none"> <li>réduction de l'évapotranspiration</li> <li>rétenion des sédiments, nutriments et contaminants</li> <li>source d'apport allochtone au cours d'eau</li> <li>stabilisation possible des berges</li> <li>protection contre l'érosion du sol (vent, glaces, ruissellement)</li> <li>rétenion des particules détritiques dans le cours d'eau</li> <li>création d'habitats, d'abris de repos et de refuges pour les organismes terrestres et aquatiques</li> <li>maintien de la biodiversité terrestre et aquatique</li> <li>préservation de l'habitat naturel</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>peut favoriser la productivité autochtone (productivité primaire), celle-ci résultant parfois en l'eutrophisation du milieu aquatique</li> <li>augmentation de la température du cours d'eau en raison de l'absence d'un canopé bien développé</li> <li>hydrosystème instable</li> <li>diminution légère de la rétenion des particules détritiques dans le cours d'eau (embâcles moins fréquentes)</li> </ul>
herbaciaes naturelles	<ul style="list-style-type: none"> <li>réduction de l'évapotranspiration</li> <li>rétenion des sédiments, nutriments et contaminants</li> <li>source d'apport allochtone au cours d'eau</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>favorise la productivité autochtone (productivité primaire), celle-ci résultant parfois en l'eutrophisation du milieu aquatique</li> <li>augmentation de la température du cours d'eau en raison de l'absence d'un canopé bien développé</li> <li>potentiel pour l'érosion des berges due à un système racinaire moins développé</li> </ul>

Annexe 1 Sommaire des fonctions écologiques remplies par chacune des composantes de la bande riveraine et utilisées lors de l'évaluation de l'indice de qualité (IQBR) (suite)

Composante	Impact positif sur le système aquatique	Impact négatif sur le système aquatique
herbaciaies naturelles (suite)	<ul style="list-style-type: none"> <li>protection contre l'érosion du sol (vent et ruissellement)</li> <li>préservation de l'habitat naturel</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>hydrosystème instable</li> <li>diminution marquée de la rétention des particules détritiques dans le cours d'eau (absence d'embâcles)</li> <li>habitats, abris de repos et refuges moins abondants</li> </ul>
coupes forestières	<ul style="list-style-type: none"> <li>protection contre l'érosion du sol (vent et ruissellement)</li> <li>rétention des sédiments, nutriments et contaminants</li> <li>réduction de l'évapotranspiration</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>favorise la productivité autochtone (productivité primaire), celle-ci résultant parfois en l'eutrophisation du milieu aquatique</li> <li>augmentation de la température du cours d'eau en raison de l'absence d'un canopé bien développé</li> <li>potentiel pour l'érosion des berges</li> <li>hydrosystème instable</li> <li>diminution marquée de la rétention des particules détritiques dans le cours d'eau (absence d'embâcles)</li> <li>diminution des apports allochtones au cours d'eau</li> <li>habitats, abris de repos et refuges moins abondants</li> <li>altération de la dynamique trophique</li> <li>destruction de l'habitat naturel</li> </ul>
friches et pâturage	<ul style="list-style-type: none"> <li>protection contre l'érosion du sol possible (vent et ruissellement)</li> <li>rétention des sédiments, nutriments et contaminants</li> <li>réduction de l'évapotranspiration possible</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>favorise la productivité autochtone (productivité primaire), celle-ci résultant parfois en l'eutrophisation du milieu aquatique</li> <li>augmentation de la température du cours d'eau en raison de l'absence d'un canopé bien développé</li> <li>potentiel élevé pour l'érosion des berges causée par les glaces et le piétinement des rives par le bétail</li> <li>hydrosystème instable</li> <li>diminution marquée de la rétention des particules détritiques dans le cours d'eau (absence d'embâcles)</li> <li>diminution des apports allochtones au cours d'eau</li> <li>habitats, abris de repos et refuges moins abondants</li> <li>colmatage des frayères</li> <li>altération de la dynamique trophique et destruction de l'habitat en raison du colmatage des substrats</li> <li>destruction de l'habitat naturel</li> </ul>

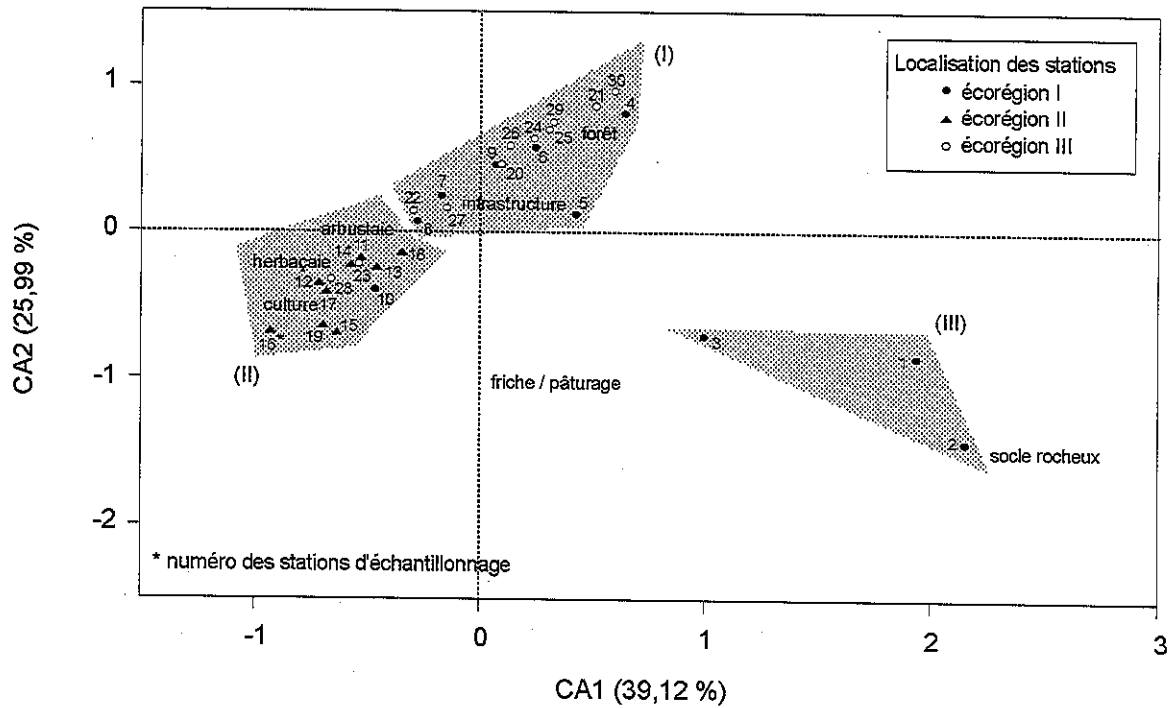
Annexe 1 Sommaire des fonctions écologiques remplies par chacune des composantes de la bande riveraine et utilisées lors de l'évaluation de l'indice de qualité (IQBR) (suite)

Composante	Impact positif sur le système aquatique	Impact négatif sur le système aquatique
cultures	<ul style="list-style-type: none"> <li>• rétention de nutriments tels le phosphore et l'azote avec la croissance des graminés et légumineuses</li> <li>• en saison estivale, certaines cultures peuvent ressembler au couvert des prairies naturelles</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• favorise la productivité autochtone (productivité primaire), celle-ci résultant parfois en l'eutrophisation du milieu aquatique</li> <li>• augmentation de la température du cours d'eau en raison de l'absence d'un canopé bien développé</li> <li>• potentiel élevé pour l'érosion des berges</li> <li>• augmentation de l'évapotranspiration au sol</li> <li>• hydrosystème instable</li> <li>• diminution marquée de la rétention des particules détritiques dans le cours d'eau (absence d'embâcles)</li> <li>• absence d'apport allochtone au cours d'eau</li> <li>• potentiel accru de l'érosion des sols (vents, glaces, ruissellement)</li> <li>• lessivage des sédiments, nutriments et contaminants au cours d'eau</li> <li>• colmatage des frayères</li> <li>• altération de la dynamique trophique et destruction de l'habitat en raison du colmatage des substrats</li> </ul>
sol nu	<ul style="list-style-type: none"> <li>• peut représenter un habitat naturel</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• favorise la productivité autochtone (productivité primaire), celle-ci résultant parfois en l'eutrophisation du milieu aquatique</li> <li>• augmentation de la température du cours d'eau en raison de l'absence d'un canopé bien développé</li> <li>• potentiel accru pour l'érosion des berges et du sol</li> <li>• augmentation de l'évapotranspiration au sol</li> <li>• hydrosystème instable</li> <li>• diminution marquée de la rétention des particules détritiques dans le cours d'eau (absence d'embâcles)</li> <li>• absence d'apport allochtone au cours d'eau</li> <li>• habitats, abris de repos et refuges moins abondants</li> <li>• colmatage des frayères</li> <li>• altération de la dynamique trophique et destruction de l'habitat en raison du colmatage des substrats</li> </ul>



Annexe 1 Sommaire des fonctions écologiques remplies par chacune des composantes de la bande riveraine et utilisées lors de l'évaluation de l'indice de qualité (IQBR) (suite)

Composante	Impact positif sur le système aquatique	Impact négatif sur le système aquatique
socle rocheux	<ul style="list-style-type: none"> <li>• stabilisation des berges</li> <li>• protection contre l'érosion du sol (vent, glaces, ruissellement)</li> <li>• préservation de l'habitat naturel</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• favorise la productivité autochtone (productivité primaire), celle-ci résultant parfois en l'eutrophisation du milieu aquatique</li> <li>• augmentation de la température du cours d'eau en raison de l'absence d'un canopé bien développé</li> <li>• hydrosystème instable</li> <li>• diminution marquée de la rétention des particules détritiques dans le cours d'eau (absence d'embâcles)</li> <li>• absence d'apport allochtone au cours d'eau</li> <li>• habitats, abris de repos et refuges moins abondants</li> </ul>
infrastructures	<ul style="list-style-type: none"> <li>• protection contre l'érosion causée par les eaux de ruissellement et par le vent, possible lors de la conservation d'un couvert végétal (pelouse)</li> <li>• création de certains types d'habitats dans le cours d'eau (pneus, blocs de béton)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• peut favoriser la productivité autochtone (productivité primaire), celle-ci résultant parfois en l'eutrophisation du milieu aquatique</li> <li>• diminution marquée de la rétention des particules détritiques dans le cours d'eau (absence d'embâcles)</li> <li>• augmentation de l'évapotranspiration possible</li> <li>• hydrosystème souvent très instable</li> <li>• variation de la température du cours d'eau possible</li> <li>• diminution des apports allochtones au cours d'eau</li> <li>• habitats, abris de repos et refuges naturels moins abondants</li> <li>• potentiel élevé d'érosion du sol (infrastructures ferroviaires et routières)</li> <li>• destruction des berges (remblai, mur de soutènement)</li> <li>• altération de la dynamique trophique et destruction de l'habitat en raison du colmatage des substrats</li> <li>• destruction de l'habitat naturel</li> </ul>

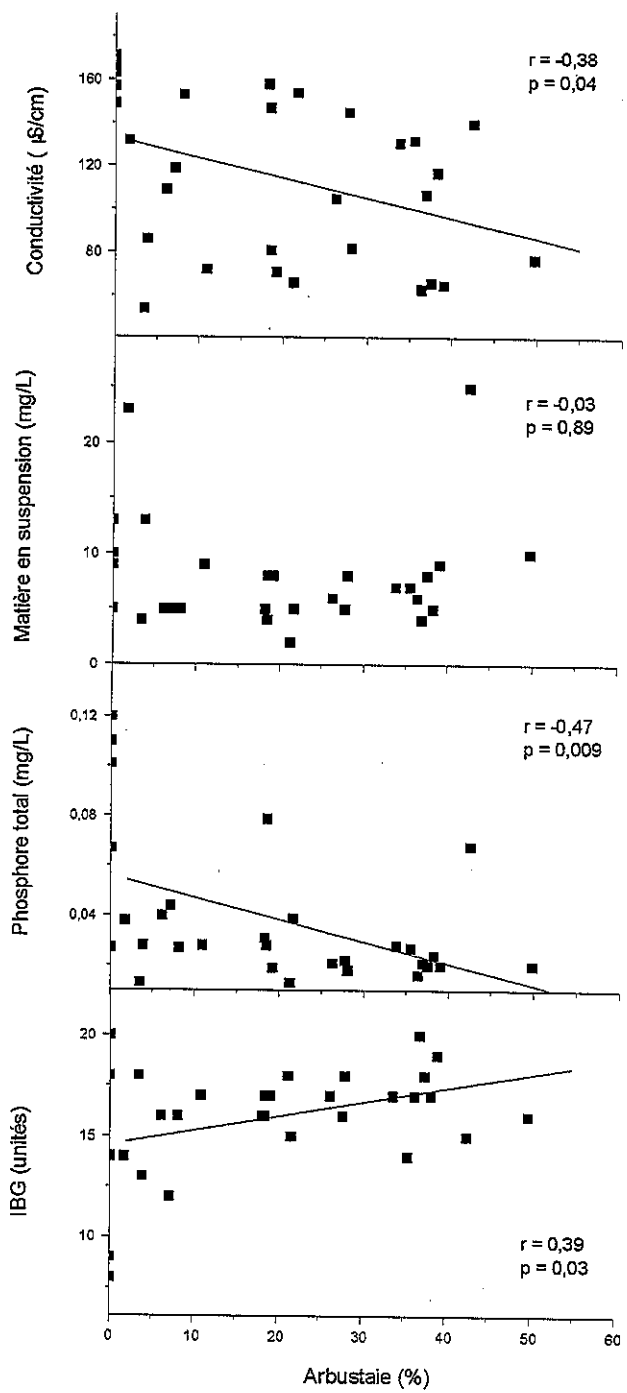
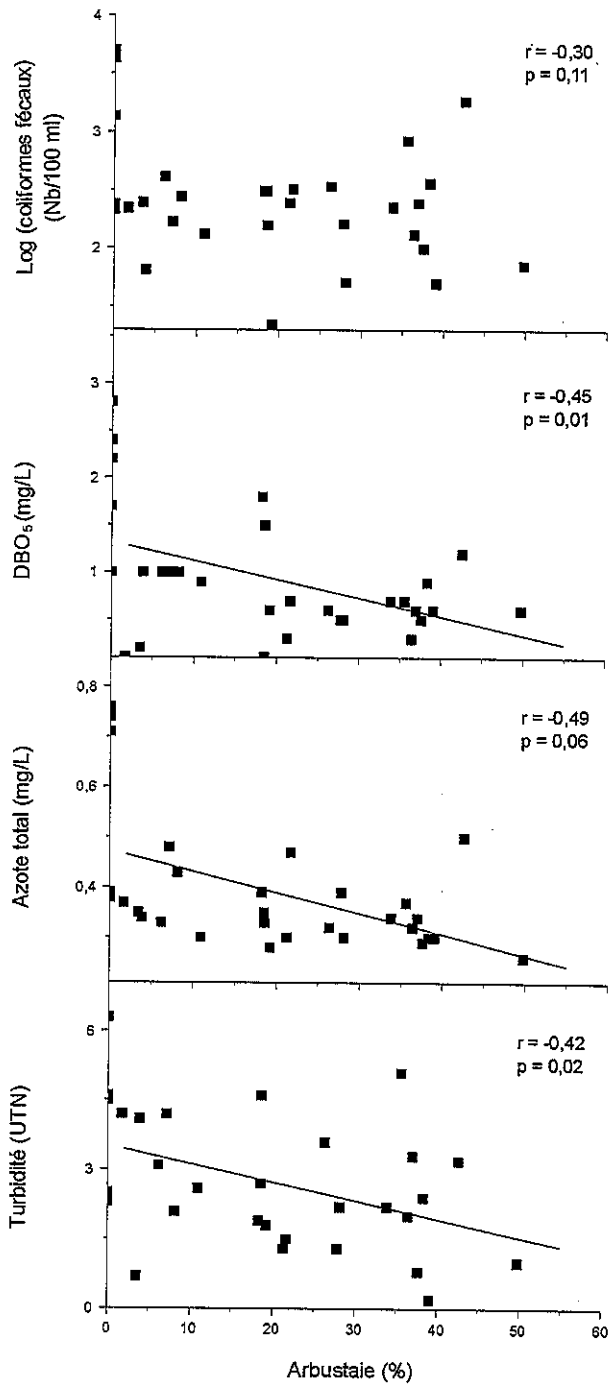


Annexe 2 Ordination des stations de la rivière Chaudière basée sur une analyse de correspondance. Les stations les plus rapprochées se caractérisent par une bande riveraine ayant des composantes similaires.

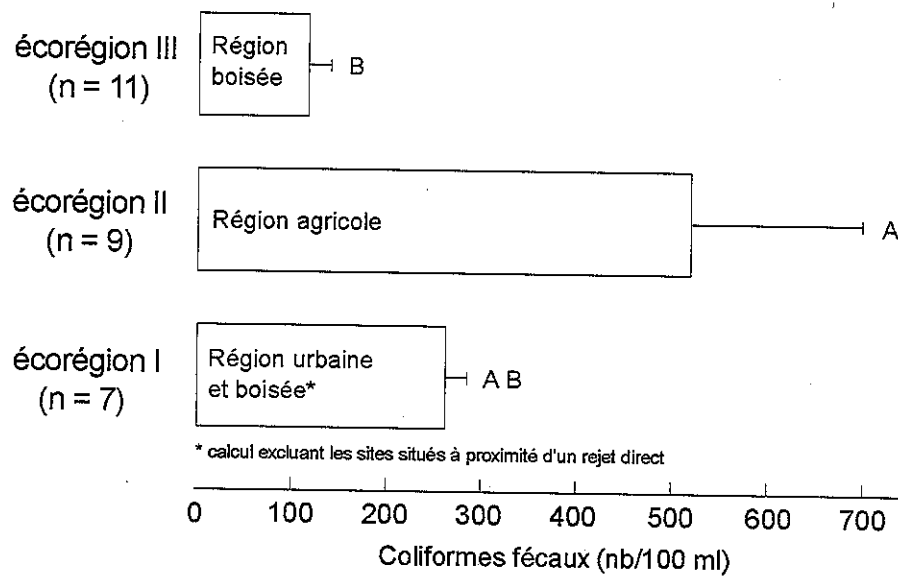
Annexe 3 Coefficients de corrélation obtenus entre l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) de la rivière Chaudière et les indices de qualités modifiés (IQBR1...IQBR10). Les valeurs de probabilité apparaissent entre parenthèses.

	IQBR1 <sup>1</sup> n = 190	IQBR2 n = 189	IQBR3 n = 188	IQBR4 n = 187	IQBR5 n = 186	IQBR6 n = 185	IQBR7 n = 184	IQBR8 n = 183	IQBR9 n = 182	IQBR10 n = 181
IQBR (unités)	0,930 (< 0,001)	0,867 (< 0,001)	0,825 (< 0,001)	0,794 (< 0,001)	0,772 (< 0,001)	0,774 (< 0,001)	0,726 (< 0,001)	0,708 (< 0,001)	0,684 (< 0,001)	0,662 (< 0,001)

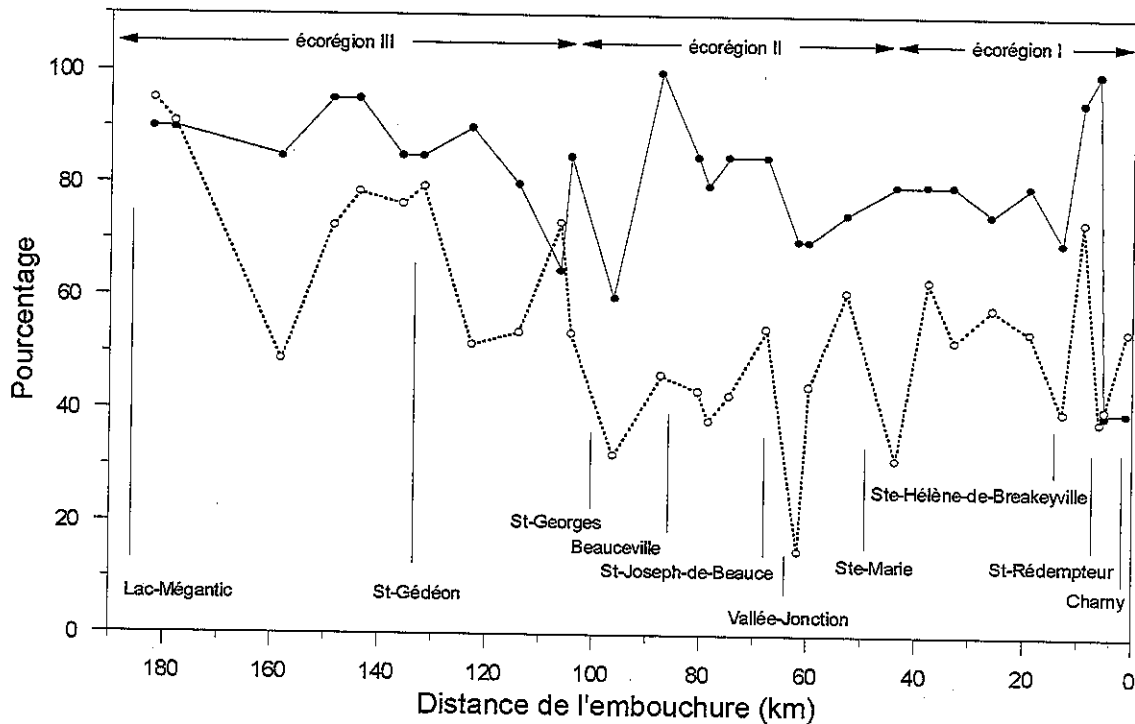
<sup>1</sup>L'IQBR1 représente la moyenne mobile de l'IQBR entre deux secteurs contigus. L'IQBR2 représente la moyenne mobile entre trois secteurs contigus, etc.



Annexe 4 Relation entre les variables de la qualité de l'eau de la rivière Chaudière et la proportion des arbustaises sur les rives



Annexe 5 Comparaison des concentrations moyennes estimées de coliformes fécaux pour chaque écorégion de la Chaudière (ANOVA :  $F = 4,06$   $p < 0,03$ ). Les barres d'erreurs représentent une erreur type. Les barres dénotées de la même lettre ne sont pas significativement différentes (S.N.K.).



Annexe 6 Variation spatiale de l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR ----) et de l'indice biologique globale (IBG —)

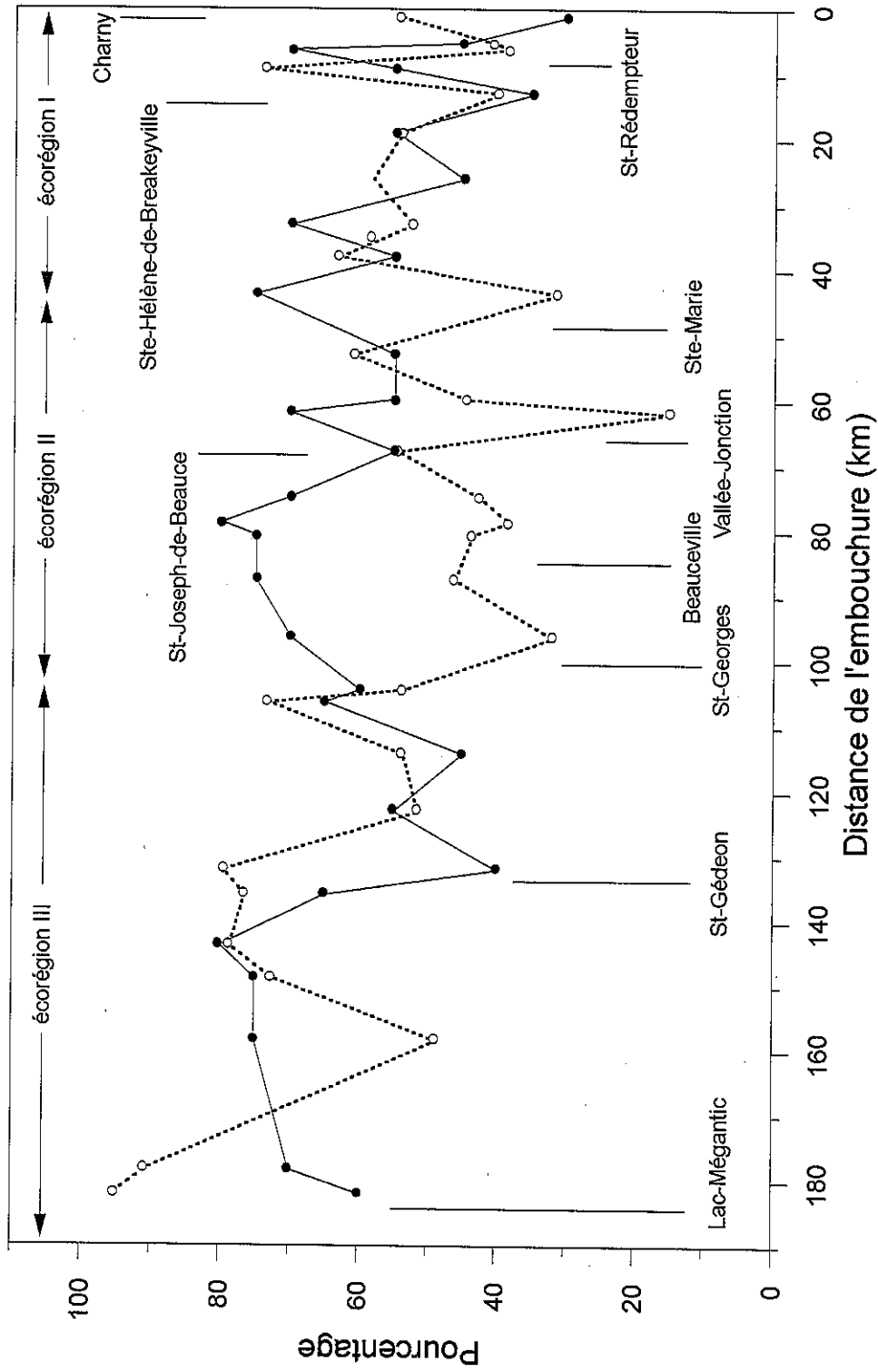
Annexe 7 Coefficients de corrélation de Spearman obtenus entre l'indice de qualité (IQBR) de la bande riveraine de la rivière Chaudière et l'indice biologique global (IBG). Les valeurs de probabilité sont entre parenthèses.

IQBR <sup>1</sup>	IBG	IBG <sup>2</sup>
IQBR	0,347 (0,060) n = 30	0,453 <b>(0,018)</b> n = 27
IQBR1	0,403 <b>(0,027)</b> n = 30	0,446 <b>(0,020)</b> n = 27
IQBR2	0,339 (0,067) n = 30	0,406 <b>(0,036)</b> n = 27
IQBR3	0,390 <b>(0,033)</b> n = 30	0,419 <b>(0,030)</b> n = 27
IQBR4	0,396 <b>(0,030)</b> n = 30	0,423 <b>(0,028)</b> n = 27
IQBR5	0,409 <b>(0,025)</b> n = 30	0,449 <b>(0,019)</b> n = 27
IQBR6	0,403 <b>(0,030)</b> n = 29	0,441 <b>(0,024)</b> n = 26
IQBR7	0,357 <b>(0,058)</b> n = 29	0,400 <b>(0,043)</b> n = 26
IQBR8	0,342 (0,069) n = 29	0,369 (0,064) n = 26
IQBR9	0,271 (0,154) n = 29	0,246 (0,084) n = 26
IQBR10	0,193 (0,325) n = 28	0,261 (0,207) n = 25

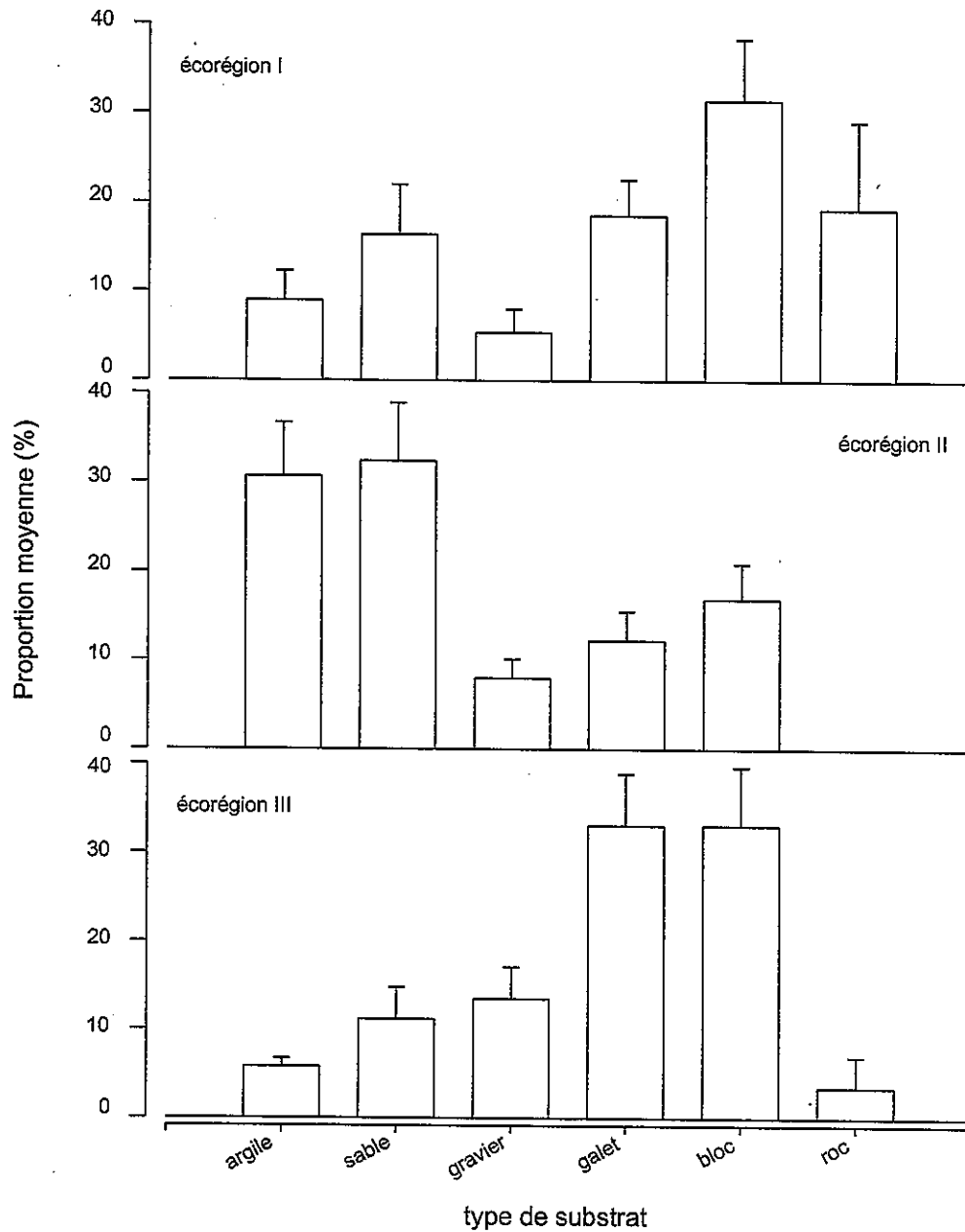
<sup>1</sup> L'IQBR1 représente la moyenne mobile de l'IQBR entre deux secteurs contigus.

L'IQBR2 représente la moyenne mobile de l'IQBR entre trois secteurs contigus, etc.

<sup>2</sup> Les stations 1, 2 et 3 ont été exclues à cause de la présence d'un rejet direct.



Annexe 8 Variation spatiale de l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR .....○.....) et de l'indice d'intégrité biotique (IIB —●—).



Annexe 9 Composition du substrat dans chacune des trois écorégions de la rivière Chaudière (adapté de Martel et Richard, 1998)

