

Figure 6 Variation spatiale (A) de l'indice biologique global et (B) du groupe faunistique indicateur et de la variété taxonomique de la rivière Chaudière, 1994

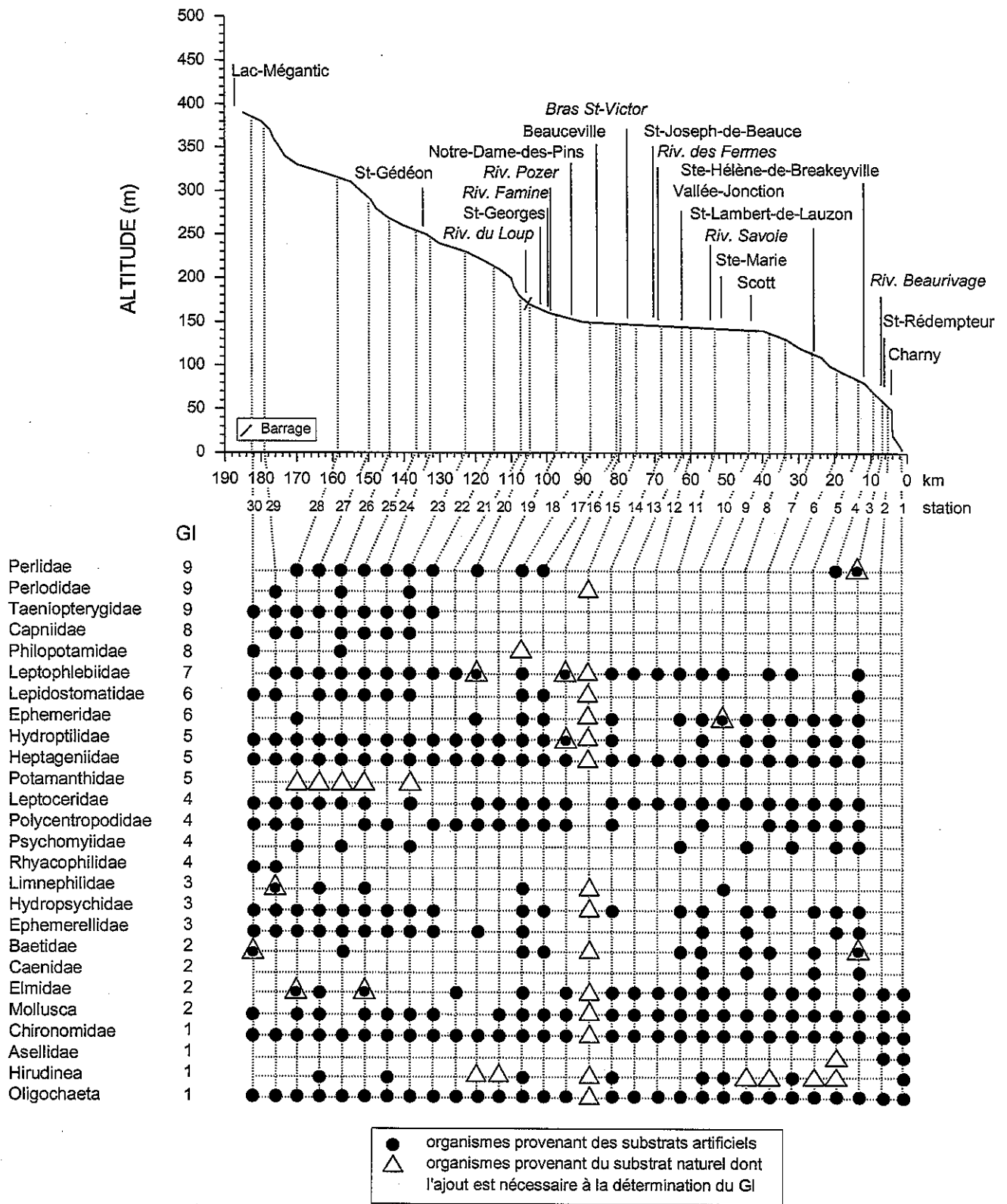


Figure 7 Distribution spatiale des taxons utilisés pour déterminer les groupes faunistiques indicateurs (GI) de la rivière Chaudière, 1994

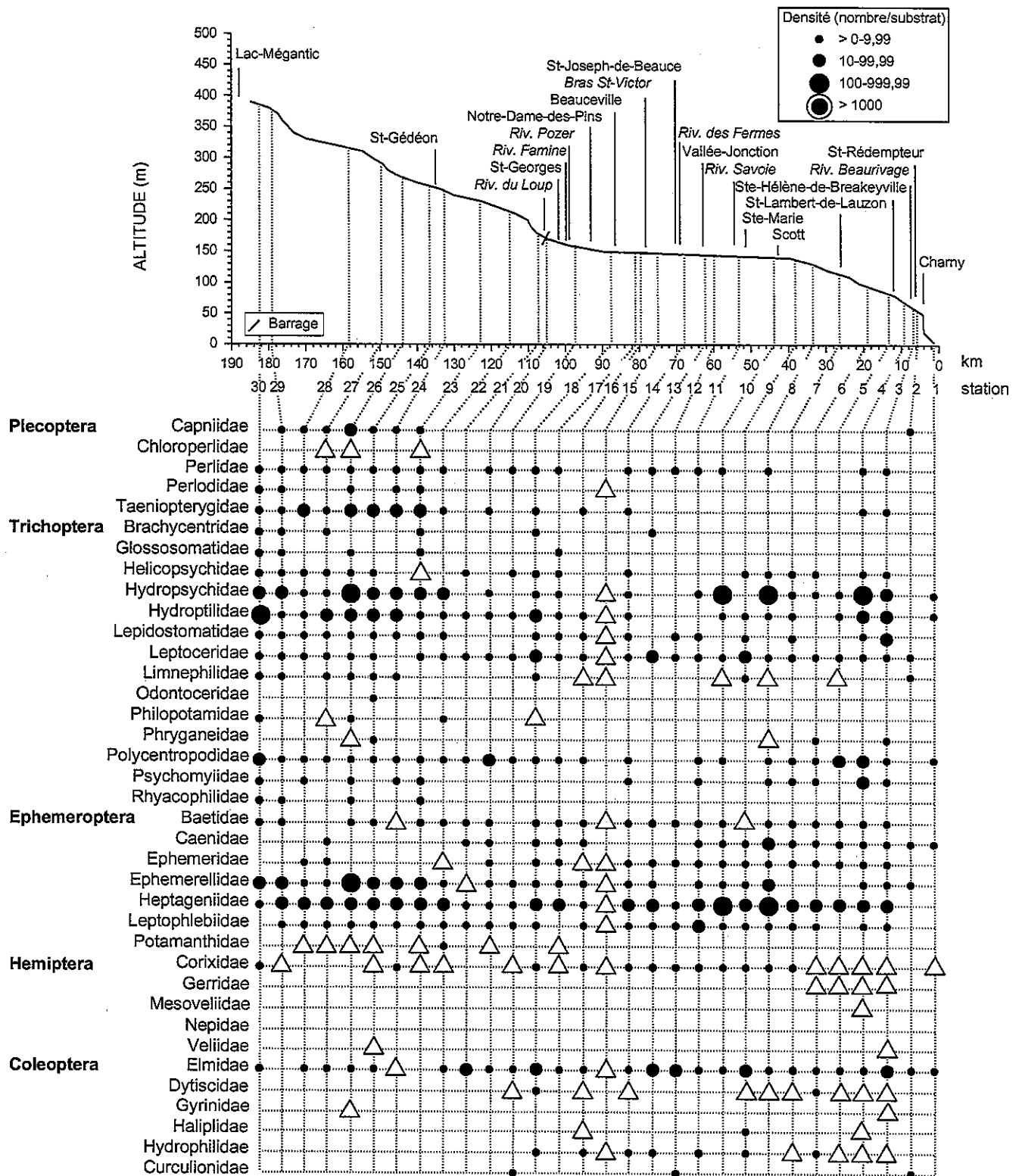


Figure 8 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBG de la rivière Chaudière, 1994

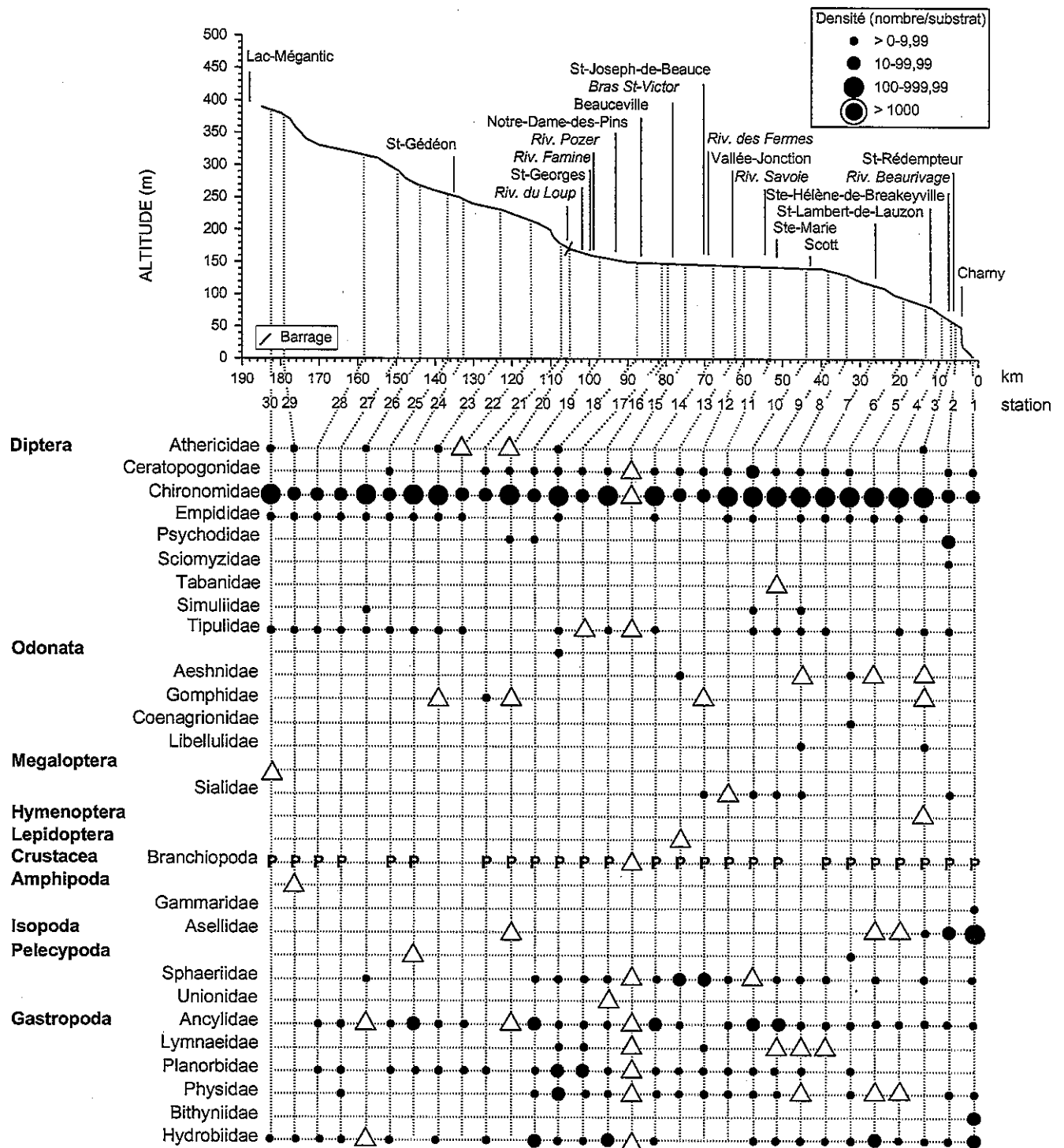


Figure 8 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBG de la rivière Chaudière, 1994 (suite)

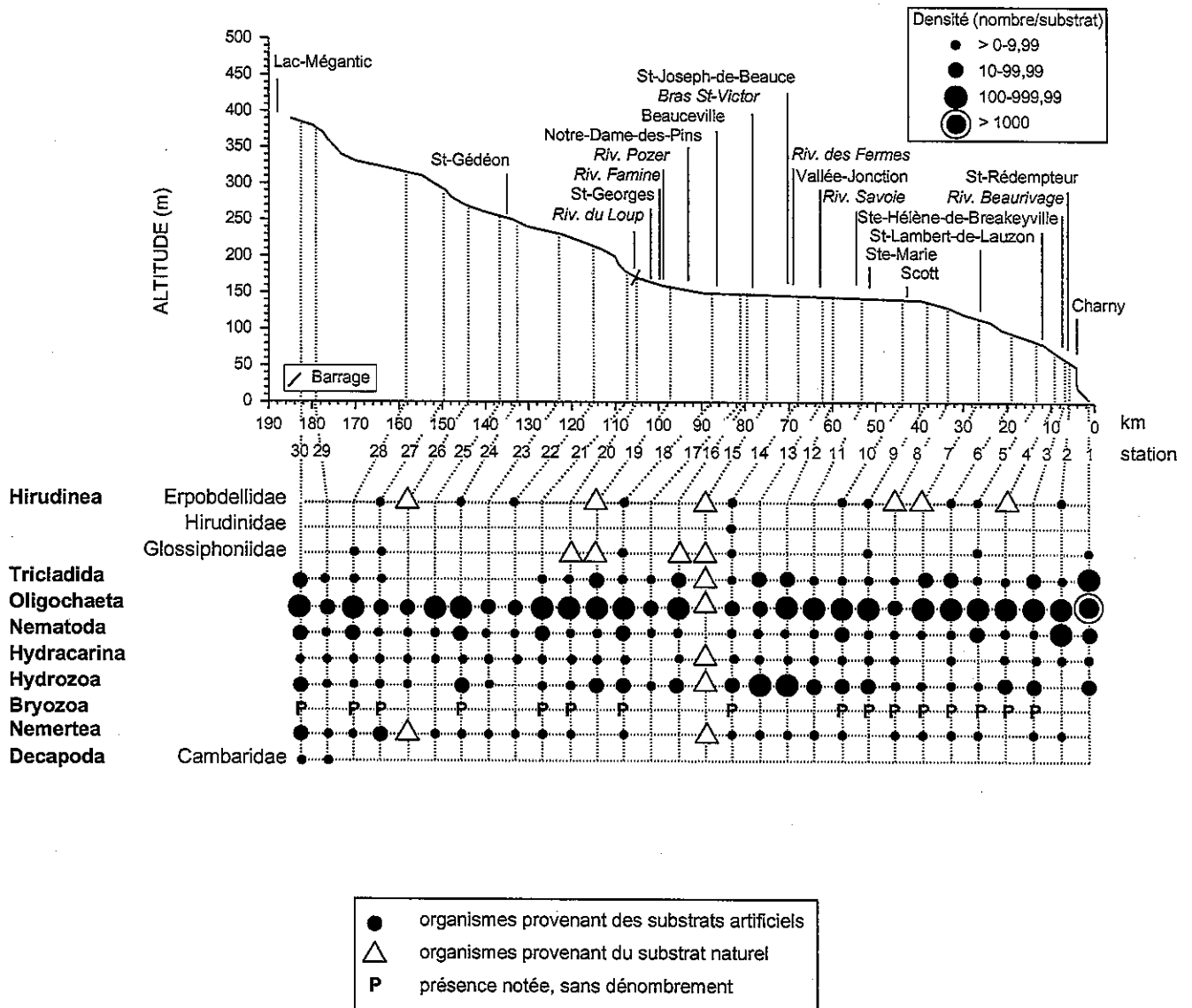


Figure 8 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBG de la rivière Chaudière, 1994 (suite)

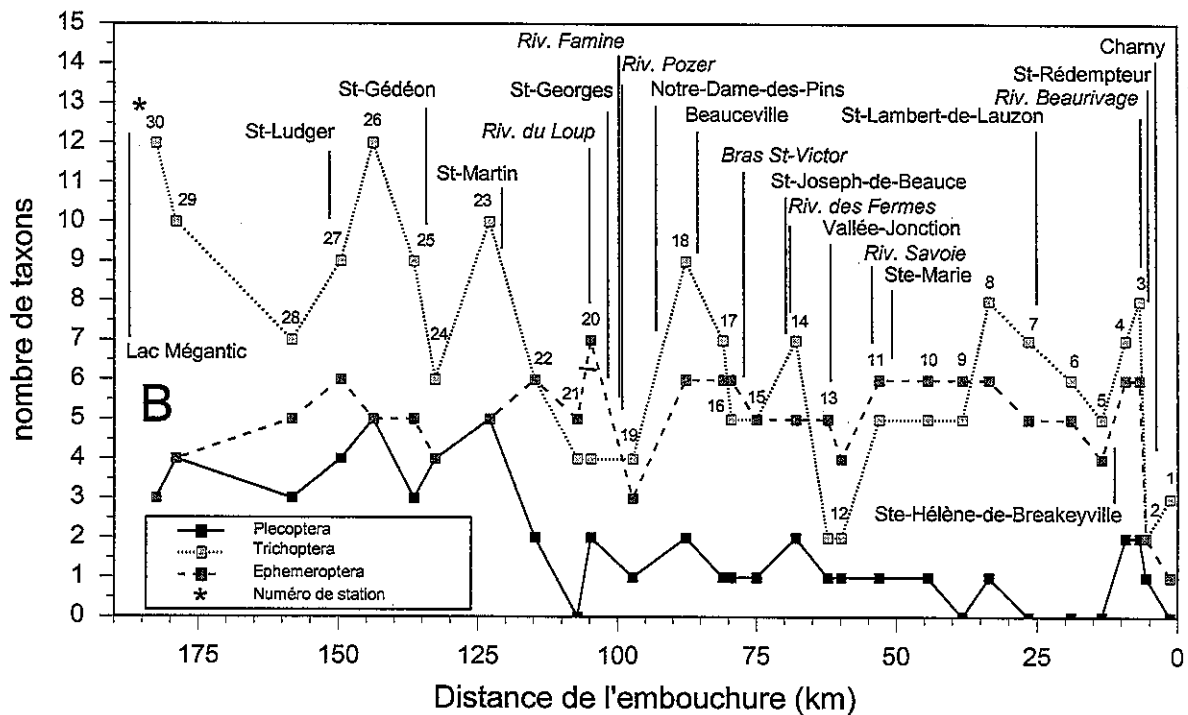
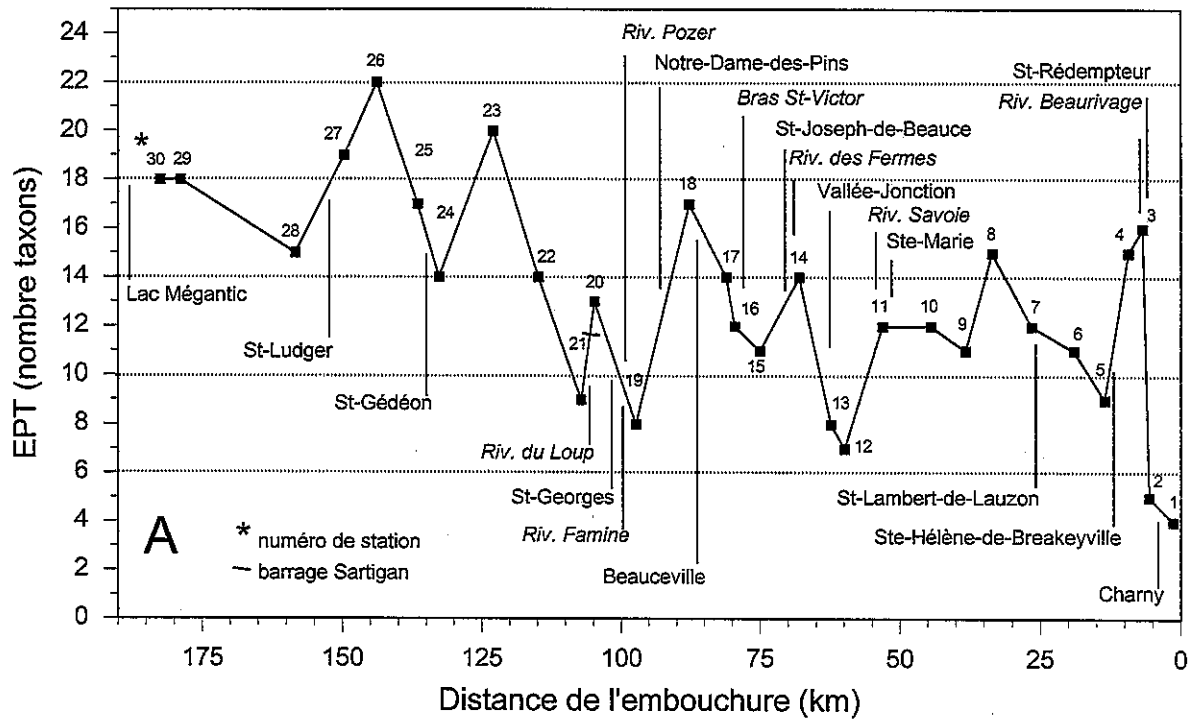


Figure 9 Variation spatiale (A) de l'indice EPT et (B) de l'ensemble des taxons appartenant aux Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera de la rivière Chaudière, 1994

bassin occupe ce secteur avec une densité humaine de 8,3 habitants par km². La bonne santé de l'écosystème corrobore bien avec les descripteurs de la qualité de l'eau mesurés en 1994 pour lesquels aucun dépassement de critère n'a été observé (Simoneau, 1998). La forêt occupe une forte proportion (80 %) alors que seulement 16 % du territoire est occupé par l'agriculture. Par conséquent, la proportion de la superficie drainée cultivée de même que la densité animale exprimée en fonction de la superficie drainée sont plus faibles dans les zones A et B (de Lac-Mégantic à Saint-Georges incluant la rivière Famine) (culture totale de 2 à 5 fois moins élevée; densité animale totale de 2 à 26 fois moins élevée) que dans les zones C, D, E et F (de Notre-Dame-des-Pins à Charny) (figure 1) (Simoneau *et al.*, 1998). L'activité industrielle est toutefois non négligeable avec la présence de 14 établissements industriels retenus pour étude par le MEF répartis dans cinq municipalités. De ce nombre, un établissement industriel situé en amont de la station 30 serait susceptible de rejeter des substances toxiques directement à la rivière (Simoneau *et al.*, 1998). L'étude de la contamination des eaux de la rivière Chaudière par des métaux et certaines substances organiques toxiques réalisée en 1994 montre la présence de plusieurs métaux, de HAP, de phtalates et de phénols dans la partie amont. C'est toutefois à Saint-Ludger (station 27) que le plus grand nombre de substances toxiques a été détecté (Berryman et Nadeau, 1998).

Loin d'être une portion de rivière vierge (stations 22 à 30), l'écosystème semble avoir un bon pouvoir d'autoépuration puisque l'intégrité biotique du milieu cote de bonne à excellente. Selon Yount et Niemi (1990), la capacité inhérente d'un écosystème lotique à récupérer est déterminée principalement par certaines caractéristiques physiques du milieu (tels le taux de renouvellement de l'eau et les refuges) et par les caractéristiques historiques de vie des organismes (cycle de vie et fécondité). Ainsi, les caractéristiques spécifiques de l'habitat de cette partie de la rivière (groupement d'habitat III, tableau 5), un courant modéré et un substrat dominant grossier et hétérogène pourraient favoriser une récupération rapide du système et aider à maintenir l'écosystème en santé. Selon Bontoux (1993), le processus normal d'autoépuration qui permet au milieu naturel d'absorber dans une certaine mesure la pollution est limité entre autres par la capacité de l'eau de s'oxygéner. Le processus d'aération naturelle qui ajoute de l'oxygène à l'eau est avant tout lié au degré de turbulence et du mélange naturel de l'eau (Eckenfelder, 1982). L'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) estimé dans le secteur haute Chaudière (Lac-Mégantic au barrage Sartigan) présente une cote significativement plus élevée ($p < 0,0001$) que celle des secteurs de la moyenne et basse Chaudière (de Saint-

Georges à Charny) (Saint-Jacques et Richard, 1998). Les régions boisées du tronçon supérieur offrirait donc une qualité d'habitat supérieure à celles des régions agricoles et urbaines de la moyenne et basse Chaudière. Les feuilles, les débris et les troncs d'arbres qui tombent à l'eau servent de substrat aux organismes benthiques et complexifient donc leur habitat (Saint-Jacques et Richard, 1998).

La chute de l'IBG à la station 21 s'explique par la présence du barrage Sartigan. Ainsi, l'IBG passe d'une cote d'intégrité bonne à une cote moyenne par la baisse simultanée de ses deux composantes, le groupe faunistique indicateur et la variété taxonomique. La perte de deux groupes faunistiques indicateurs, en particulier tous les plécoptères, pourrait s'expliquer par le milieu plus lentique et le type de substrat présent. Les plécoptères Perlidae sont généralement associés à un substrat grossier (gravier, galets et blocs) (Merritt et Cummins, 1984), alors qu'à la station 21 l'habitat est caractérisé par un substrat dominant fin et homogène. La variété taxonomique affiche la valeur la plus faible de la partie amont de la rivière avec seulement 23 taxons (figure 6b). Selon Fontoura et De Pauw (1991), qui ont étudié l'impact des barrages sur la structure des communautés de macroinvertébrés, le nombre de taxons, la densité, la diversité et l'indice biotique belge diminueraient en amont des barrages. Les conditions lentiques et l'homogénéité du substrat occasionnés par la sédimentation seraient les principales causes de l'appauvrissement des communautés de macroinvertébrés. Micha (1970) a également constaté une diminution de la densité, de la biomasse et de la diversité des organismes benthiques échantillonnés aux stations situées en amont de barrage. Également, Hynes (1970), Richard et Host (1994) et Coggerino *et al.* (1995) ont observé moins d'espèces et une plus faible densité sur des substrats d'argile, de limon et de sable. Bien qu'aucune source directe de pollution ne soit identifiée à cette station, le barrage, en créant une zone de sédimentation (possiblement contaminée), pourrait amplifier la baisse d'intégrité biotique. En 1994, dans les cellules à dialyse, seul un acide gras (acide linoléique) a été retrouvé à des concentrations significativement plus élevées à la station 21 par rapport aux autres stations (Berryman et Nadeau, 1998). Toutefois, c'est à la station 21 que les valeurs de cuivre, plomb, vanadium, butylbenzylphtalate et acide oléique étaient les plus élevées du bassin de la rivière Chaudière. De plus, des échantillons d'eau ont révélé la présence de phénol, de chloroforme et di-n-butylphtalate. Les concentrations des deux dernières substances étaient nettement au-dessus des limites de détection (Berryman et Nadeau, 1998).

L'IBG augmente en aval du barrage Sartigan (station 20) tout comme l'indice belge en aval des barrages sur la rivière Cavado (Portugal) (Fontoura et De Pauw, 1991). Toutefois, la réponse de l'indice biotique belge en aval des barrages est grandement influencée par les fluctuations du niveau d'eau et les débits, donc aux types de barrages (Fontoura et De Pauw, 1991). Le retour aux conditions lotiques (courant modéré) et la présence d'un substrat dominant grossier pourraient expliquer la présence des plécoptères Perlidae (GI 9) et l'augmentation de la variété taxonomique de 7. Les variables de l'habitat doivent être en partie considérées comme éléments d'interprétation des différences observées entre les stations 21 et 20 puisqu'elles appartiennent à des groupes d'habitats différents (tableau 5).

À la station 19, l'IBG subit une baisse de 5 unités, indiquant une intégrité biotique du milieu à la limite inférieure de la classe moyenne (12 unités). Même si les deux composantes de l'IBG montrent une baisse simultanée, c'est principalement la perte de quatre groupes faunistiques indicateurs qui explique la diminution de l'IBG. Ainsi, la diminution ou la perte de plusieurs taxons polluosensibles appartenant aux plécoptères, éphéméroptères et trichoptères (figure 7) révèle un problème de santé de l'écosystème en aval de la municipalité de Saint-Georges. Le groupe faunistique indicateur cinq est caractérisé par les trichoptères Hydroptilidae et des éphéméroptères Heptageniidae (figure 7). L'indice EPT affiche 8 taxons à la station 19 comparativement à 13 taxons à la station 20 et à 17 taxons à la station 18 (figure 9a). La pollution résiduelle des eaux usées municipales (Saint-Georges et Aubert-Gallion) et industrielles (sept établissements industriels potentiellement polluants; Simoneau *et al.*, 1998) traitées vient perturber l'intégrité biotique du milieu à la station 19. Les concentrations moyennes des variables de la qualité de l'eau tels l'azote total, le phosphore total et la DBO₅ aux stations 20 et 19 montrent certains problèmes ponctuels surtout lors d'événements de pluie (débordements des réseaux d'égouts) et possiblement de la pollution diffuse (Simoneau, 1998). Selon Simoneau (1991), en 1988 et 1989, la rivière Famine présentait une eau d'assez bonne qualité mis à part quelques problèmes de turbidité. L'impact positif de cette rivière sur l'intégrité biotique du milieu ne semble apparent qu'à la station 18, soit environ 12 kilomètres en aval de la confluence de cette rivière avec la rivière Chaudière. Comme il a déjà été mentionné, l'activité agricole dans la zone B (entre Saint-Martin et Aubert-Gallion incluant la rivière Famine, figure 1) ne semble pas problématique.

Entre les stations 19 et 18, l'écosystème montre une forte récupération, la variété taxonomique augmente de

28 à 43 taxons et le groupe faunistique indicateur passe de 5 à 9 (figure 6b) par la présence en nombre suffisant des plécoptères Perlidae (figure 7). L'IBG affiche une intégrité biotique excellente avec une cote de 20, cote maximale jamais obtenue jusqu'à maintenant dans les rivières étudiées par le ministère de l'Environnement et de la Faune, soit L'Assomption, de l'Achigan, Saint-Esprit, Ouareau (St-Onge et Richard, 1994), Saint-François (St-Onge et Richard, 1996) et Châteauguay (St-Onge, 1996). Sur les 9,6 km qui séparent les stations 19 et 18, en plus de l'arrivée des deux tributaires (rivières Famine et Pozer) dont la qualité d'eau est relativement bonne en amont de la station 19, l'indice de la qualité de la bande riveraine (IQBR) augmente graduellement pour atteindre des valeurs élevées à 2 et 0,5 kilomètres en amont de la station 18 (Saint-Jacques et Richard, 1998). Parmi les différentes composantes de la bande riveraine, la forêt montre un fort pourcentage de recouvrement (Saint-Jacques et Richard, 1998) et pourrait créer des habitats (feuilles, branches, troncs) favorables aux communautés benthiques (Angermeier et Karr, 1984; Richards *et al.*, 1996) en augmentant la diversité et l'hétérogénéité du milieu (O'Connor, 1991 dans Richards et Host, 1994). Rappelons que c'est la seule station du groupement d'habitat II dont la vitesse modérée de courant pourrait favoriser l'oxygénation de l'eau et possiblement la viabilité des organismes (Hynes, 1970) (tableau 5). La forte variété taxonomique (43 taxons) est expliquée par 17 taxons appartenant aux trois ordres généralement considérés comme les plus sensibles à la pollution (EPT; figure 9a), et aussi par l'ajout de plusieurs taxons considérés comme plus tolérants à la pollution (figure 8), suggérant une capacité de support importante.

Cette récupération ne persiste pas; l'IBG chute de 3 unités à la station 17 (figure 6a). Tout comme à la station 18, le groupe faunistique indicateur affiche 9, groupe le plus polluosensible représenté par les plécoptères Perlidae (figures 6b et 7). Toutefois, la perte de 13 taxons ramène la variété taxonomique à 30 (figure 6b). L'intégrité biotique de l'écosystème affiche des cotes variant de bonne à moyenne entre l'aval de Beauceville (station 17) et l'amont de Sainte-Hélène-de-Breakeyville (station 5). Ce n'est qu'à partir de la station 14 que la perte de deux groupes faunistiques indicateurs (GI 9 et GI 8) semble constante. Le groupe faunistique indicateur n'affiche généralement que 7, groupe représenté par les éphéméroptères Leptophlebiidae (figure 7). Les plécoptères Perlidae auraient permis une amélioration du groupe faunistique indicateur s'ils avaient été observés en plus grand nombre ($n = 3$). Plusieurs taxons du groupe des plécoptères sont particulièrement sensibles à de faibles concentrations d'oxygène (Pennak, 1989; Thorp et Covich, 1991). L'utilisation du territoire par l'agriculture (élevage et

culture) devient importante dès l'aval du bras Saint-Victor jusqu'à l'embouchure (zones D, E et F) (Simoneau *et al.*, 1998). De plus, entre Beauceville et Scott (stations 17 à 10), l'écoulement plus lent de l'eau en raison de la faible pente (tableau 5) favoriserait la sédimentation des particules fines en suspension et augmenterait possiblement le temps de résidence des polluants (Simoneau, 1991). Selon Lemly (1982), la synergie entre la sédimentation inorganique et l'addition d'éléments nutritifs éliminerait significativement un plus grand nombre de taxons que l'exposition à un seul de ces polluants. La variété taxonomique supérieure à 30 permet de maintenir l'IBG à des cotes supérieures ou égales à 14 (intégrité biotique moyenne). Le substrat dominant relativement grossier et hétérogène présent aux stations 18 à 5 (excepté 13, 12, 11 et 6) pourrait favoriser la colonisation par un plus grand nombre de taxons (Hynes, 1970; Lefevre et Soulard, 1981).

La faible variété taxonomique observée aux stations 11, 12 et 13, causant une baisse de l'IBG, serait en partie liée à l'habitat puisque ces stations appartiennent au groupe d'habitat V caractérisé par un substrat fin (argile/limon) et peu hétérogène (tableau 5). Par contre, même si les habitats de substrat fin sont moins diversifiés, la perte des deux groupes faunistiques indicateurs (GI 9 et GI 8) aux stations 13 à 11, formés entre autres par les plécoptères Perlodidae, Taeniopterygidae et Capniidae, serait plutôt reliée à une dégradation du milieu puisque ces taxons peuvent être associés à un substrat fin ou grossier (Merritt et Cummins, 1984). Dans la rivière Yamaska, les résultats obtenus sur la composition des communautés benthiques suggèrent que les pratiques agricoles et les eaux usées ont un plus grand impact sur les organismes qui colonisent les substrats fins que ceux qui colonisent les eaux vives avec un substrat grossier (Barton et Metcalfe-Smith, 1992). La station 6, dont l'habitat est également caractérisé par un substrat fin (argile, limon) et peu hétérogène, montre une variété taxonomique un peu plus élevée qu'aux stations 11 à 13, probablement à cause de la présence des macrophytes (60 %) (tableau 5) dont l'influence sur la richesse taxonomique est positive (Wright *et al.*, 1983; Gregg et Rose, 1985; Diehl, 1992).

Bien que la moyenne et la basse Chaudière (entre Saint-Georges et l'embouchure) présentent une forte utilisation du territoire tant au niveau agricole qu'urbain (Simoneau *et al.*, 1998), l'indice biologique global cote généralement bon. L'activité agricole est particulièrement importante dans la zone E (entre Tachereau-Fortier et Saint-Lambert-de-Lauzon, figure 1) où l'élevage porcin atteint 0,77 U.A. par hectare alors que la densité animale totale atteint 1,31 U.A. par hectare (Simoneau *et al.*, 1998). L'augmentation de l'élevage porcin signifie une

intensification de l'élevage sans sol et soulève le problème de l'entreposage et de l'épandage des lisiers produits (Simoneau, 1991). Les pratiques d'élevage intensif occasionnent généralement de la pollution organique, inorganique et bactérienne des eaux (Gangbazo et Buteau, 1985). Toutefois, en 1994, les deux variables de la qualité de l'eau liées à la productivité du milieu, l'azote et le phosphore, ne montrent pas d'augmentation importante entre les stations 10 et 6 (Simoneau, 1998). Il ne faut cependant pas oublier que ce sont des mesures très ponctuelles effectuées à deux reprises seulement. Selon Saint-Jacques et Richard (1998), la conservation d'une importante strate arbustive dans la bande riveraine de cette partie de la rivière pourrait suffire à restreindre le lessivage des substances nutritives tels le phosphore et l'azote. Même si la proportion de la superficie occupée par les cultures totales est plus élevée dans les zones C, D, E et F que dans les zones A et B (Simoneau *et al.*, 1998), la dominance des cultures fourragères pourrait contribuer à diminuer certains problèmes environnementaux, puisque ce type de culture réduit l'érosion hydrique en diminuant le ruissellement de surface (Simoneau, 1991). De plus, les cultures de maïs n'étant pas largement répandues dans le bassin de la rivière Chaudière (environ 3 % des cultures du bassin), les problèmes liés à l'utilisation des pesticides (herbicides, insecticides, fongicides, etc.) seraient donc limités. L'analyse des BPC et des pesticides organochlorés, réalisées en 1994 aux stations 4 et 5 à partir des mousses aquatiques, n'a révélé aucune concentration détectable (Berryman et Nadeau, 1998).

Entre Beauceville et Scott, 35 établissements industriels se sont ajoutés; le Bras Saint-Victor en compte une quinzaine (Simoneau *et al.*, 1998). En plus d'être très urbanisée et très peuplée, cette partie de la rivière renferme encore trois municipalités riveraines (Scott, Tachereau-Fortier et Saint-Lambert-de-Lauzon) qui ne possèdent pas de réseaux d'égouts (Simoneau *et al.*, 1998). En regardant l'indice EPT, la partie amont de la rivière montre des valeurs variant entre 22 et 14 taxons alors que dans la partie aval à quelques exceptions près (stations 18, 8, 4 et 3) l'indice EPT montre des valeurs variant entre 14 et 4 taxons (figure 9a). Ce sont surtout les trichoptères et les plécoptères qui montrent les plus grandes variations du nombre de taxons entre la partie amont et la partie aval de la rivière Chaudière (figure 9b) alors que les éphéméroptères montrent un nombre de taxons relativement comparable entre ces deux parties. Dans des rivières perturbées par la pollution agricole, Dance et Hynes (1980) et Barton et Metcalfe-Smith (1992) ont observé la présence de plusieurs taxons d'éphéméroptères alors que le nombre de taxons des plécoptères et des trichoptères diminuait. Le maintien d'une intégrité biotique de

moyenne à excellente malgré l'intensification des pressions agricoles, industrielles et urbaines entre Scott et l'embouchure de la rivière Beaurivage pourrait être relié aux caractéristiques hydrographiques de cette partie de la rivière. La forte pente de cette partie amène un écoulement rapide et plus turbulent caractérisé par la présence de rapides en aval de Scott et de chutes importantes à la hauteur de Charny lesquels permettent une oxygénation de l'eau, nécessaire à la dégradation des matières organiques (Bernier *et al.*, 1976; Simoneau, 1991). L'importante récupération de l'écosystème aux stations 4 et 3 pourrait être favorisée par l'augmentation de la vitesse du courant (groupe I d'habitat) puisque ce facteur favorise la viabilité des organismes (Hynes, 1970). D'ailleurs, Échaubard et Neveu (1974, dans Ramade *et al.* 1984) signalent que le brassage engendré par le courant permet la survie de quelques plécoptères, éphéméroptères et trichoptères à fourreaux malgré la présence de l'effluent d'une laiterie.

Bien que les caractéristiques d'habitats soient similaires entre les stations 4, 3, 2 et 1 (groupe I d'habitat, tableau 5), l'IBG chute fortement aux stations 2 et 1 révélant une intégrité biotique à la limite inférieure de la classe faible (figure 6a). Cette baisse de l'IBG reflète bien l'impact produit par les rejets non traités des municipalités de Charny, de Saint-Rédempteur et d'une partie de Saint-Romuald et de Saint-Nicolas sur les macroinvertébrés et indique à ces endroits une importante dégradation de l'écosystème. Ce résultat découle d'une baisse combinée des deux composantes de l'IBG. D'une part, la perte des organismes les plus polluosensibles (perte de 7 groupes indicateurs) ramène le groupe faunistique indicateur au niveau 2 (figure 6b) et, d'autre part, la perte de 19 taxons ramène la variété taxonomique à 24. Ainsi, tous les plécoptères, les éphéméroptères et les trichoptères présents en amont de la station 2 disparaissent ou sont trop faiblement représentés pour être comptabilisés comme groupe faunistique indicateur (figure 7). Entre les stations 3 et 2, l'indice EPT passe de 16 taxons à 5 taxons (figure 9a). De plus, les organismes les plus tolérants à la pollution montrent des densités généralement plus élevées. Toutefois à la station 2, mis à part les nématodes qui ont une densité moyenne de 109 organismes par substrat artificiel et les isopodes Asellidae de 46 organismes par substrat artificiel, tous les autres taxons, même les oligochètes et les diptères Chironomidae, présentent des densités relativement faibles. La proximité du rejet ponctuel de la municipalité de Saint-Rédempteur pourrait expliquer les faibles densités, les biomasses, les richesses taxonomiques ainsi que la faible variété taxonomique observés à la station 2. Kondratieff et Simmons (1982) et Cosser (1988) ont également constaté une diminution significative de la densité et de la richesse taxonomique

à proximité (moins de 0,5 km en aval du rejet) d'un effluent municipal. D'après Cosser (1988), l'effet de la réduction des concentrations en oxygène dissous et possiblement la toxicité de l'azote ammoniacal et des sulfites à proximité de l'effluent municipal pourraient expliquer ces diminutions. Cependant, lors de l'échantillonnage des variables de la qualité de l'eau en juillet et en septembre, l'azote ammoniacal et l'oxygène dissous ne présentaient pas des concentrations alarmantes. Selon Cairns et Dickson (1971) et Lenat *et al.* (1979, dans Garie et McIntosh, 1986), la baisse simultanée de la densité et la richesse taxonomique peut indiquer la présence de polluants toxiques dans le milieu.

De toutes les stations échantillonnées sur la rivière Chaudière, c'est à la station 1 que la densité moyenne des oligochètes (1 142 organismes par substrat artificiel), des triclades (557 organismes par substrat artificiel) et des isopodes Asellidae (454 organismes par substrat artificiel) est la plus élevée (annexe 2). L'indice EPT affiche aussi la plus faible valeur (4 taxons) de la rivière Chaudière attestant la dégradation du milieu (figure 9a). Les variables physico-chimiques de l'eau confirment la mauvaise qualité de l'eau aux stations 1 et 2, surtout pour les coliformes fécaux, l'azote total et le phosphore total (Simoneau, 1998). Dans les derniers kilomètres de la rivière Chaudière (entre la confluence de la rivière Beaurivage et l'embouchure), en plus de l'impact urbain, quinze établissements industriels rejettent leurs effluents dans les réseaux d'égouts des municipalités non desservies par une station d'épuration ou directement à la rivière (Simoneau *et al.*, 1998). C'est le secteur agroalimentaire qui est le plus représenté. Parmi ces établissements industriels, l'entreprise industrielle Alex Couture pourrait avoir un impact non négligeable sur l'écosystème fluvial de la station 1. Même si cette station est influencée par les eaux du fleuve Saint-Laurent, aucune amélioration de l'écosystème n'y est observée, d'où l'impact très important des eaux de la rivière Chaudière.

Sur les 182,5 kilomètres étudiés de la rivière Chaudière, l'IBG indique que l'intégrité biotique du milieu est excellente sur 52 kilomètres (28 %), bonne sur 104 kilomètres (57 %), moyenne sur 20 kilomètres (11 %) et faible sur 6,5 kilomètres (4 %).

La variation spatiale de l'IBG corrobore de façon générale les résultats obtenus aux mêmes stations avec un autre indice d'intégrité biotique évalué à partir des communautés ichtyologiques (Martel et Richard, 1998) (figure 10). L'analyse des coefficients de corrélation de Spearman présentés à l'annexe 6 indique une relation significative entre ces deux indices ($r_s = 0,43$; $P = 0,02$).

Toutefois, à certaines stations, les deux indices montrent des signaux différents. Ainsi, l'IIB montre une dégradation importante entre les stations 25 et 21, tout près de Saint-Gédéon, non perçue par l'IBG. Il est possible que cette image soit la conséquence de la pollution de plusieurs années passées et soit liée au problème de contamination du site de déchets dangereux situé à Saint-Gédéon (Simoneau *et al.*, 1998). L'image donnée par l'IBG est beaucoup plus courte dans le temps, puisque le cycle de vie des macroinvertébrés est généralement de moins de 5 ans (Merritt et Cummins, 1984). De plus, lorsque la pollution cesse et que les perturbations diminuent, les macroinvertébrés récupèrent plus rapidement que les poissons (Yount et Niemi, 1990).

Bras Saint-Victor

Deux stations ont été positionnées dans la rivière Bras Saint-Victor, un tributaire de la rivière Chaudière, en amont et aval de Saint-Victor. Les stations ont été mises en place afin d'évaluer l'impact sur les communautés benthiques des rejets de la municipalité de Saint-Victor et de l'effluent d'un établissement industriel de textiles, Lainages Victor ltée.

Habitat

Les deux stations du Bras Saint-Victor présentent certaines caractéristiques d'habitats différentes. La station V2, située en amont de la municipalité de Saint-Victor, se caractérise par un substrat dominant de blocs et de galets et une vitesse de courant modérée alors que la station V1, située en aval de Saint-Victor, possède un substrat dominant de sable et de gravier et une vitesse de courant lente (tableau 6).

Densité, biomasse et richesse taxonomique

Les caractéristiques des communautés benthiques, densité, biomasse et richesse taxonomique, sont

présentées aux figures 11a, 11b et 12. La densité moyenne des macroinvertébrés par substrat artificiel est significativement plus élevée en aval de la municipalité de Saint-Victor (test t, $P = 0,02$) alors que la biomasse y est significativement plus faible (test t, $P < 0,000 1$). Cette densité plus élevée en aval de Saint-Victor (V1) s'explique par la présence des oligochètes, soit une densité moyenne de 636,5 oligochètes par substrat artificiel (annexe 2). De plus, les oligochètes, qui sont de petits organismes, dominent à 92 % la densité à cette station, expliquant par le fait même la faible biomasse. À la station V2, les oligochètes ont une densité relative de 17 % alors que les diptères, les plécoptères, les trichoptères et les éphéméroptères ont une densité relative respectivement de 27 %, 24 %, 15 % et 14 %. La richesse taxonomique est significativement plus élevée en amont de Saint-Victor (test t, $P < 0,000 1$) (station V2) avec une moyenne de 21 taxons par substrat artificiel comparativement à 9 taxons par substrat artificiel à la station V1. Plusieurs auteurs ont observé une simplification de la richesse taxonomique sous l'influence d'activités urbaines (Kondratieff et Simmons, 1982; Garie et McIntosh, 1986; St-Onge et Richard, 1994). Parmi les variables de la qualité de l'eau analysées, seule la densité de coliformes fécaux diffère entre les deux stations. Ainsi, à la station V1 (aval de Saint-Victor), on observe 4 700 coliformes fécaux (UFC) par 100 ml alors qu'à la station V2 la densité n'est que de 257 coliformes fécaux (UFC) par 100 ml (Simoneau, 1998) confirmant l'impact du rejet d'eaux usées non traitées de Saint-Victor (Simoneau, 1998). Plusieurs auteurs ont démontré que les éléments nutritifs et la matière organique provenant des activités urbaines produisaient une augmentation de la densité des organismes benthiques (Micha, 1970; Cairns et Dickson, 1971; Kondratieff et Simmons, 1982; Barton et Metcalfe-Smith, 1992). Toutefois, les variables liées à la productivité du milieu, soit l'azote et le phosphore, ne montrent aucune augmentation en aval de ce rejet.

Tableau 6 Caractéristiques des habitats benthiques pour chacune de stations d'échantillonnages du Bras Saint-Victor, 1994

Station	Largeur (m)	Vitesse du courant	Turbidité (U.T.N.)	Substrat dominant	Hétérogénéité du substrat ¹	Altitude (m)	Pente (m/km)	Recouvrement des macrophytes (%)
V1	30	lente	2,8	sable/gravier	1,36	209	0,93	0
V2	20	modérée	2,8	blocs/galets	1,19	210	0,93	0

¹Indice de diversité de Shannon-Wiener

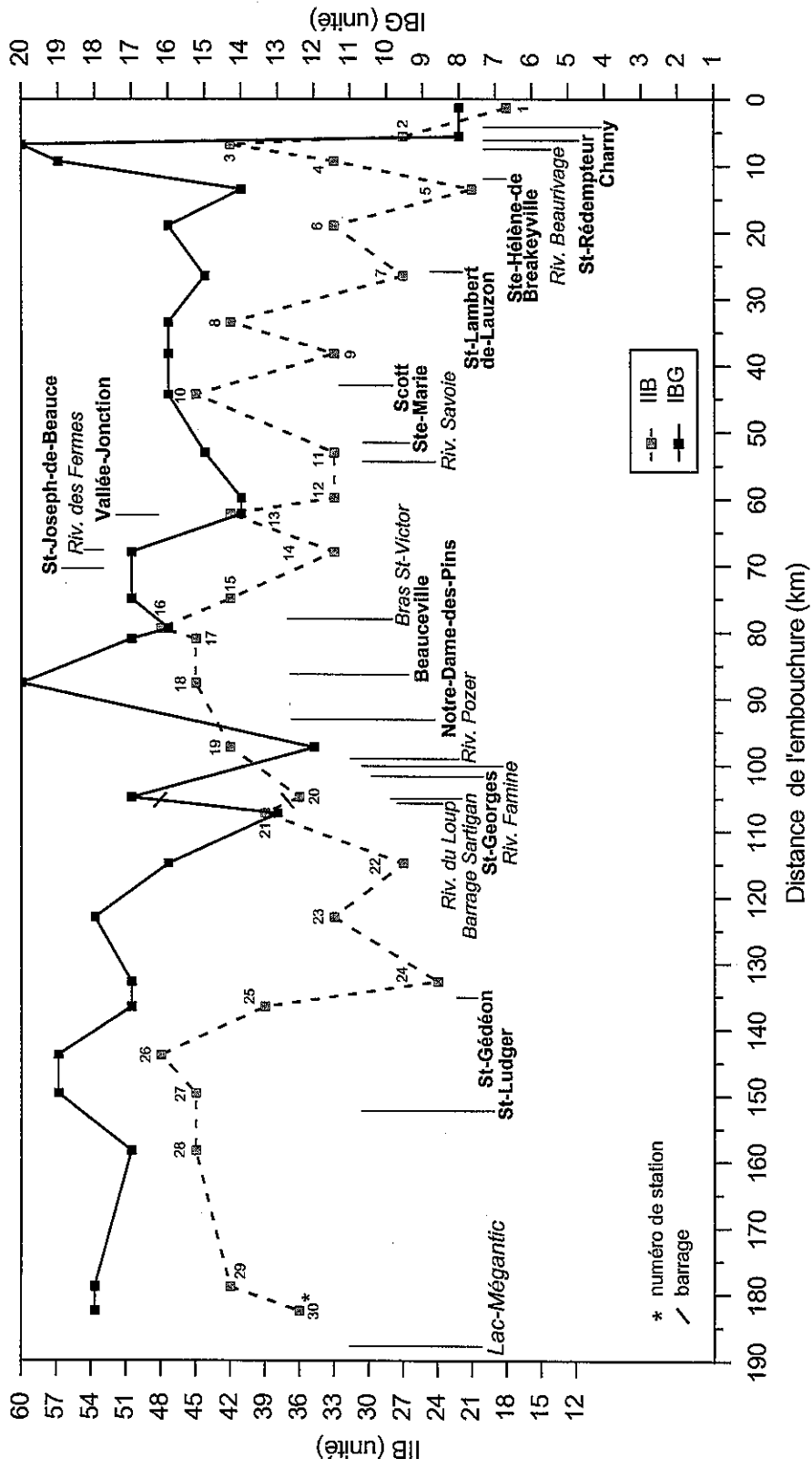


Figure 10 Comparaison de l'indice d'intégrité biotique (IIB) et de l'indice biologique global (IBG) de la rivière Chaudière, 1994

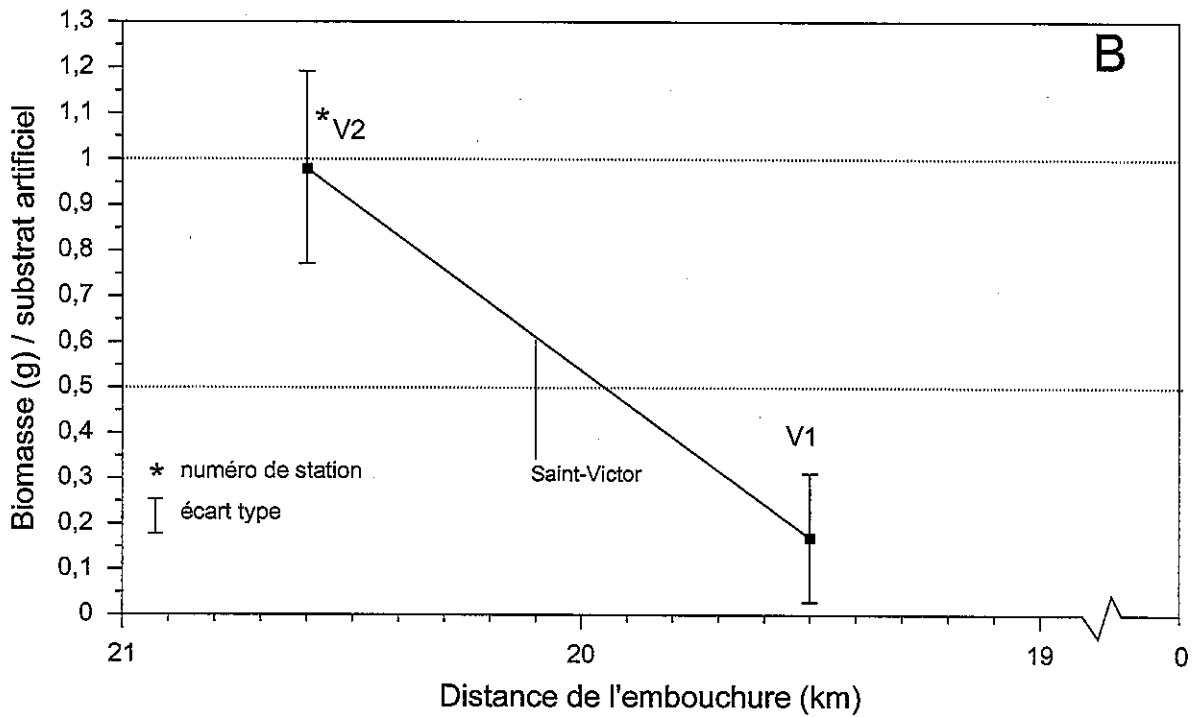
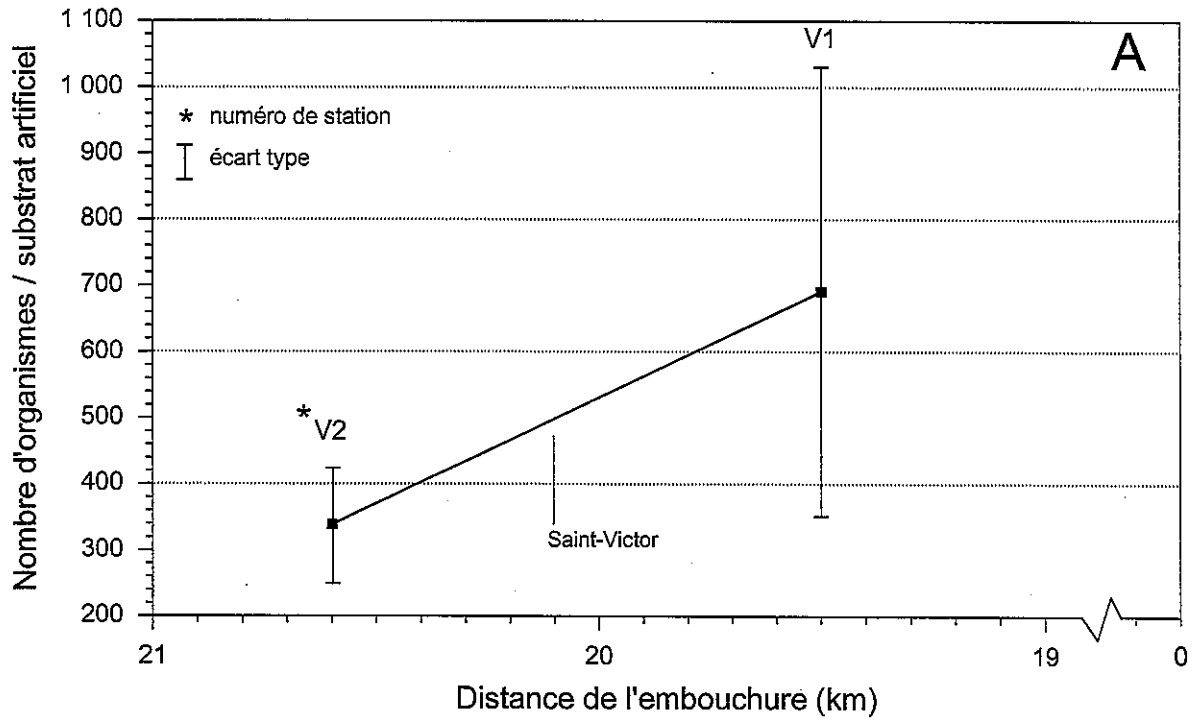


Figure 11 Variation spatiale (A) de la densité moyenne et (B) de la biomasse moyenne des organismes benthiques du Bras Saint-Victor, 1994

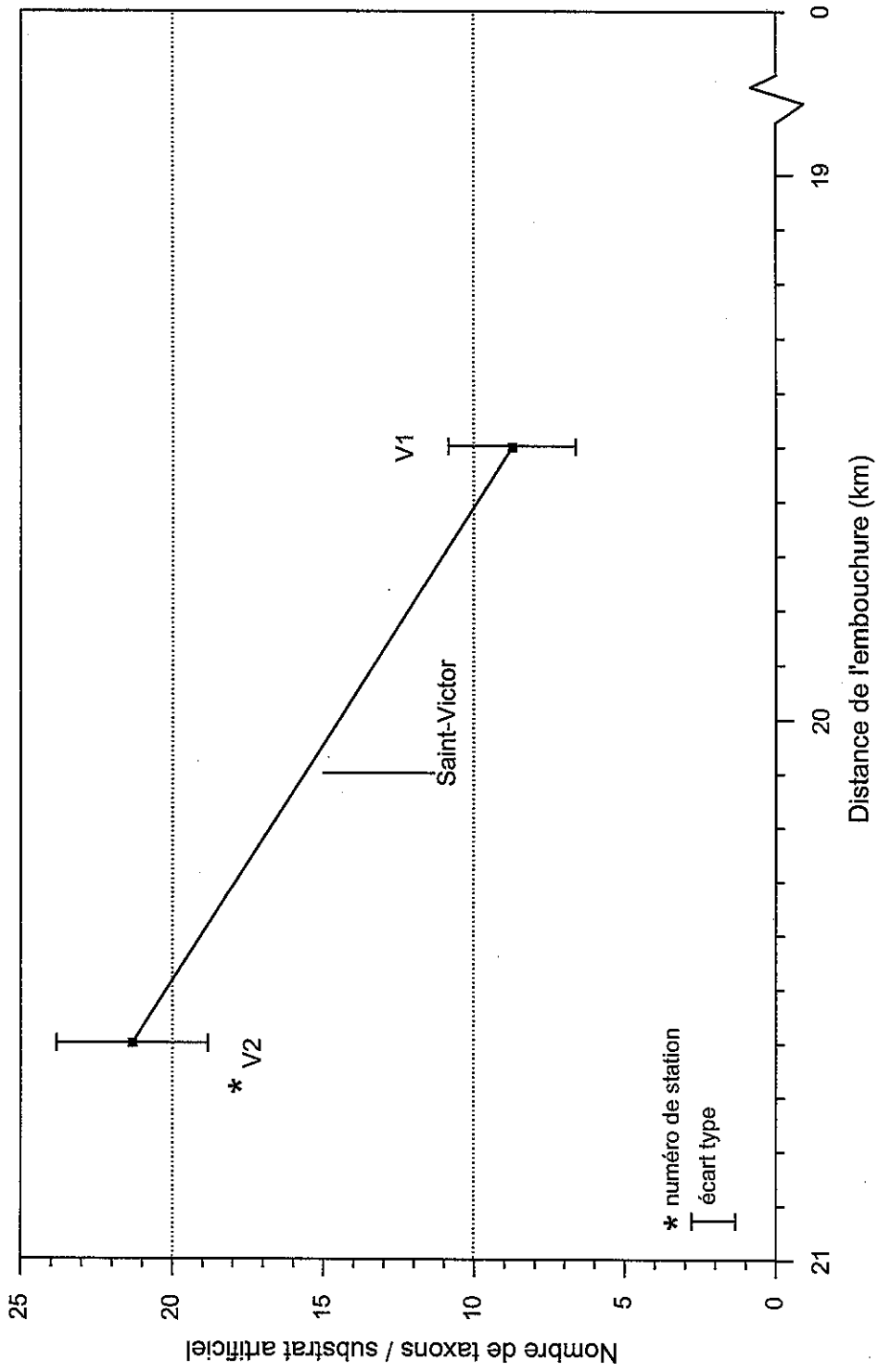


Figure 12 Variation spatiale de la richesse taxonomique moyenne des organismes benthiques du Bras Saint-Victor, 1994

En plus de l'effluent non traité de la municipalité de Saint-Victor, l'effluent de l'usine Lainages Victor Ltée est acheminé directement à la rivière en amont de la station V1. D'après des caractérisations de l'effluent de Lainages Victor Ltée réalisée en 1987 et 1989, des concentrations de chrome, de zinc, d'hydrocarbures pétroliers et de nonylphénol ont entre autres été mesurées à des niveaux pouvant nuire au milieu. De plus, cet effluent rejetait 150 kg par jour de M.E.S. (matières en suspension) et la DBO₅ était de 170 kg par jour. En 1987, cet effluent avait une toxicité aiguë élevée (Simoneau *et al.*, 1998). Occasionnellement, cette entreprise utilise un antimite très toxique pour la vie aquatique et excessivement persistant dans l'environnement. En 1994, l'étude de Berryman et Nadeau (1998) sur la contamination des eaux de la rivière Chaudière par des métaux et certaines substances organiques toxiques a révélé la présence de deux phtalates, le di-n-butylphtalate et le diéthylphtalate, et du phénol en quantité nettement supérieure dans les cellules à dialyse de la station aval de Saint-Victor (V1) par rapport à celles de la station amont (V3; cette station est à 1,7 kilomètres en amont de la station V2). De plus, les échantillons d'eau ont révélé la présence de composés benzéniques à la station V1 alors que dans les autres stations (rivière Chaudière et bras Saint-Victor) ces composés n'ont pas été détectés. Bien que la vitesse du courant et le substrat dominant diffèrent entre les deux stations (V1, V2) (tableau 6) et pourraient causer, comme discuté précédemment, quelques différences au niveau des communautés, les importantes différences observées en termes de densité, de biomasse et de richesse taxonomique entre les deux stations seraient surtout attribuables au rejet urbain non traité de Saint-Victor et à l'effluent de Lainages Victor Ltée.

Indice biologique global

L'indice biologique global confirme l'impact de l'effluent municipal de Saint-Victor et de l'effluent de Lainages Victor Ltée sur les communautés de macroinvertébrés à la station V1 (figure 13a). Ainsi, à la station V2, l'IBG affiche une valeur de 19, donnant une intégrité du milieu excellente, signe d'un écosystème aquatique en santé. Les deux composantes de l'indice montrent des valeurs très élevées, soit une variété taxonomique (nombre total de taxons) de 38 et un groupe faunistique indicateur de 9 (figure 13b), groupe le plus polluosensible représenté par les plécoptères Perlidae, Perlodidae et Taeniopterygidae (figure 14). De plus, le nombre de taxons appartenant aux trois groupes considérés comme les plus sensibles à la pollution (éphéméroptères, plécoptères et trichoptères (EPT)) est également très élevé avec 21 taxons. Une seule station dans la rivière Chaudière affiche une valeur plus élevée avec 22 taxons (station 26) (figure 9a). La chute

considérable de 10 unités de l'IBG à la station V1 révèle une importante dégradation de l'écosystème aquatique avec une intégrité biotique faible. Ce résultat provient d'une baisse combinée des deux composantes de l'IBG (figure 13b). Premièrement, la perte de taxons indicateurs les plus sensibles à la pollution entraîne une chute de cinq groupes faunistiques indicateurs. Ainsi, le groupe faunistique indicateur le plus polluosensible à cette station est quatre, représenté par les trichoptères Leptoceridae (figure 14). Deuxièmement, la variété taxonomique en aval de Saint-Victor est deux fois moindre que celle trouvée à la station V2 (figure 13b), ainsi la disparition de 20 taxons ramène la variété taxonomique à 18 à la station V1. De plus, seulement 4 taxons du groupe des éphéméroptères, plécoptères et trichoptères (EPT) sont présents à la station V1 comparativement à 21 taxons à la station amont (V2).

Des 18 taxons présents à la station V1, les oligochètes, les chironomides et les nématodes, considérés parmi les plus tolérants à la pollution, ont les densités relatives les plus élevées, soit respectivement 92 %, 3 % et 2 % (figures 14 et 15). Sous l'influence des activités urbaines, plusieurs études signalent une diminution de la richesse taxonomique, la présence de communautés dominées par deux ou trois taxons tels les oligochètes et une diminution des groupes éphéméroptères, plécoptères et trichoptères (Kondratieff et Simmons, 1982; Garie et McIntosh, 1986; Lenat et Crawford, 1994; St-Onge et Richard, 1994). Par contre, selon Yoder et Rankin (1995), des baisses aussi marquées d'indice biologique, d'indice EPT et d'autres variables, sont souvent associées à une pollution de type toxique complexe (municipale et industrielle). Il est indéniable à la lumière des résultats obtenus, que l'effluent non traité de la municipalité de Saint-Victor et l'effluent de l'établissement industriel Lainages Victor Ltée ont un impact sur les communautés de macroinvertébrés. L'intégrité biotique du milieu excellente à la station amont (V2) n'est plus que faible à la station aval des deux effluents.

SYNTHÈSE ET CONCLUSION

Les communautés benthiques ont été échantillonnées à 30 stations réparties sur un tronçon de 183 kilomètres depuis l'embouchure de la rivière Chaudière jusqu'à Lac-Mégantic. Deux autres stations ont été échantillonnées sur la rivière Bras Saint-Victor, important tributaire de la rivière Chaudière se déversant en amont de la municipalité de Saint-Joseph-de-Beauce.

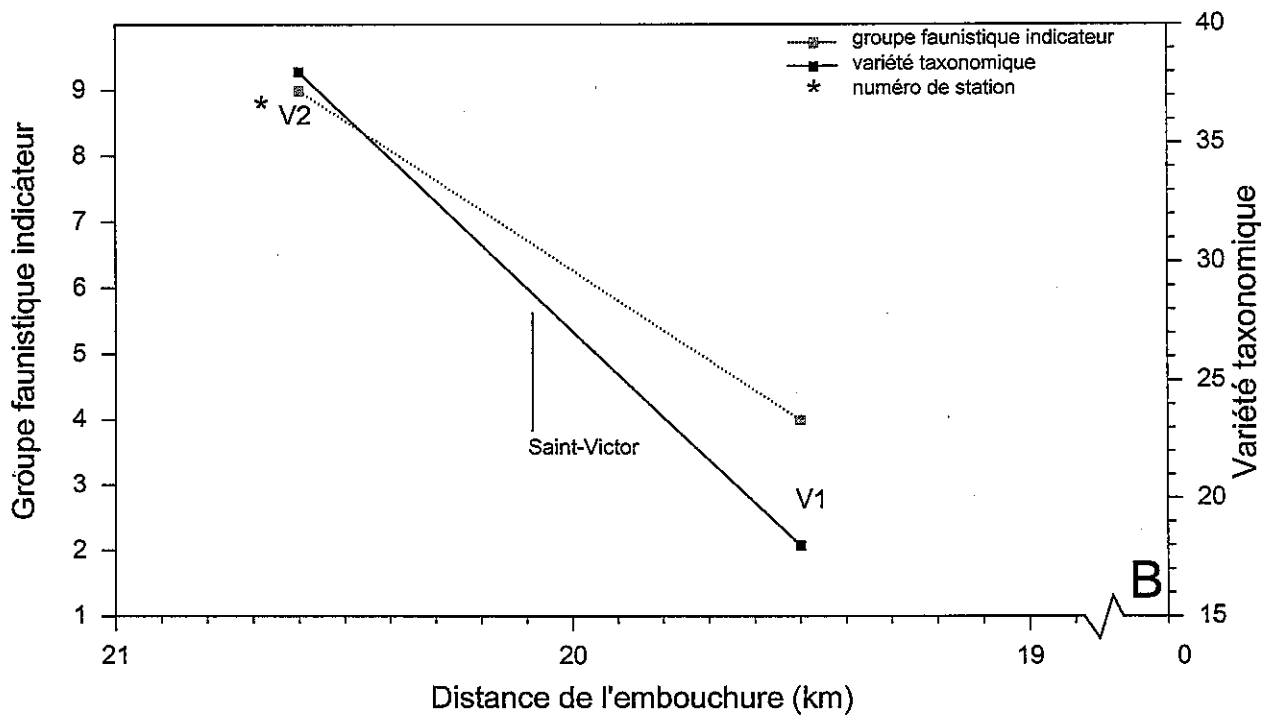
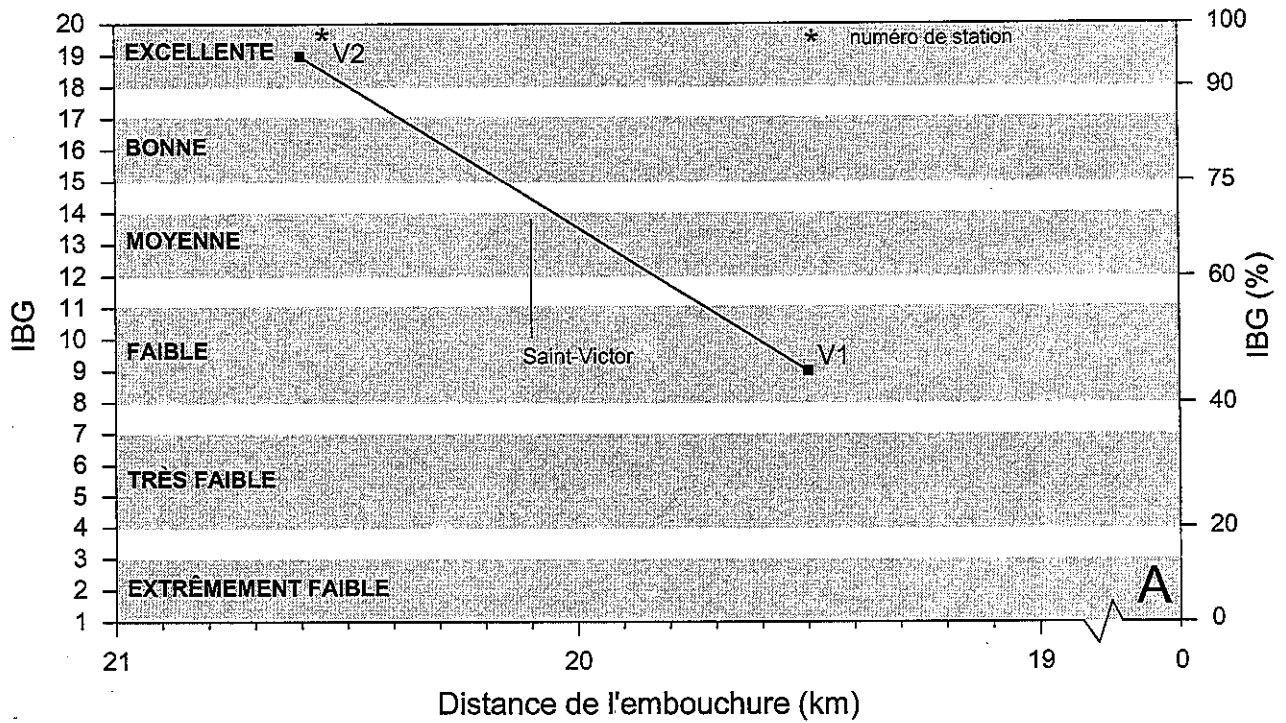


Figure 13 Variation spatiale (A) de l'indice biologique global et (B) du groupe faunistique indicateur et de la variété taxonomique du Bras Saint-Victor, 1994

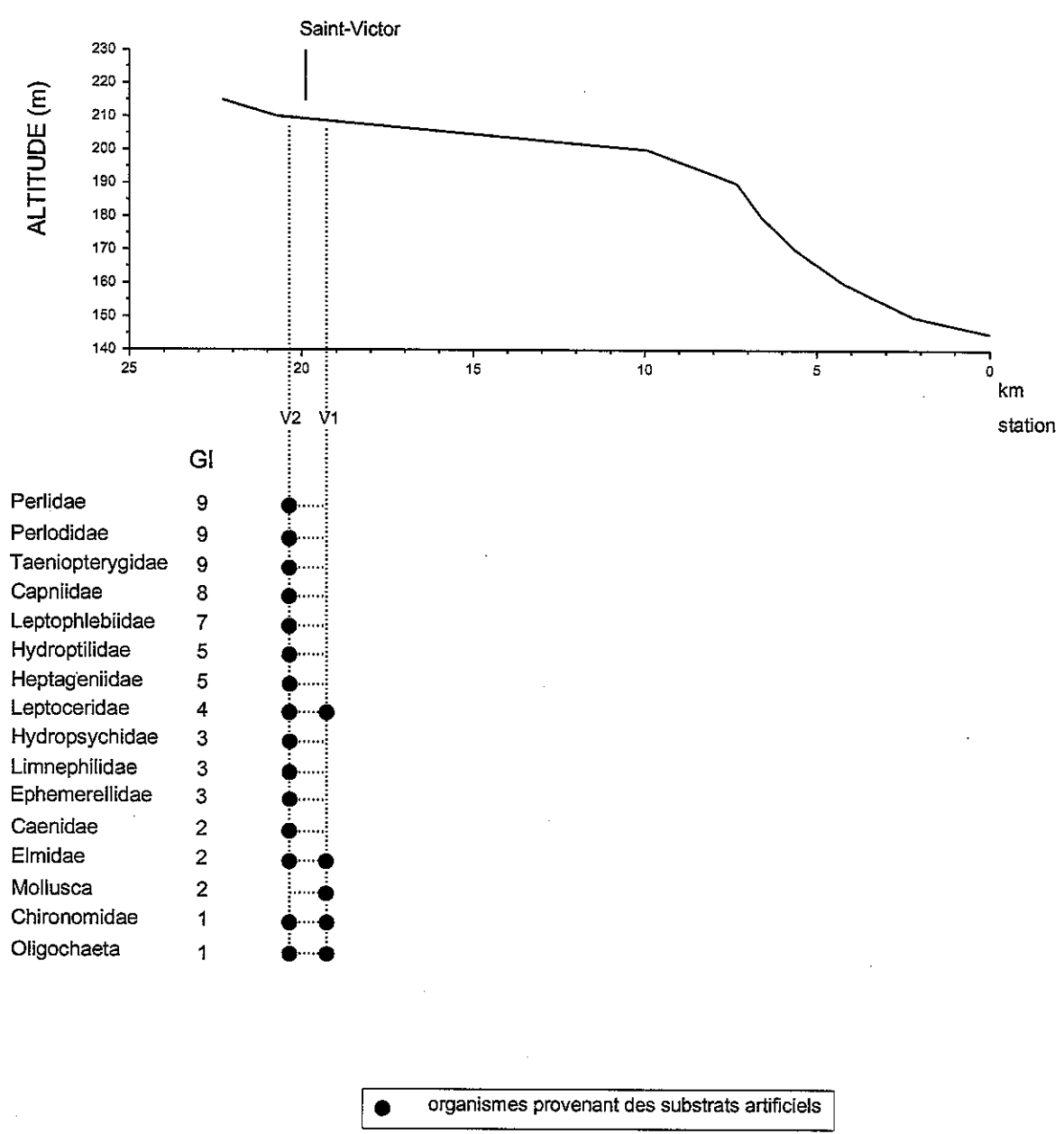


Figure 14 Distribution spatiale des taxons utilisés pour déterminer les groupes faunistiques indicateurs (GI) du Bras Saint-Victor, 1994

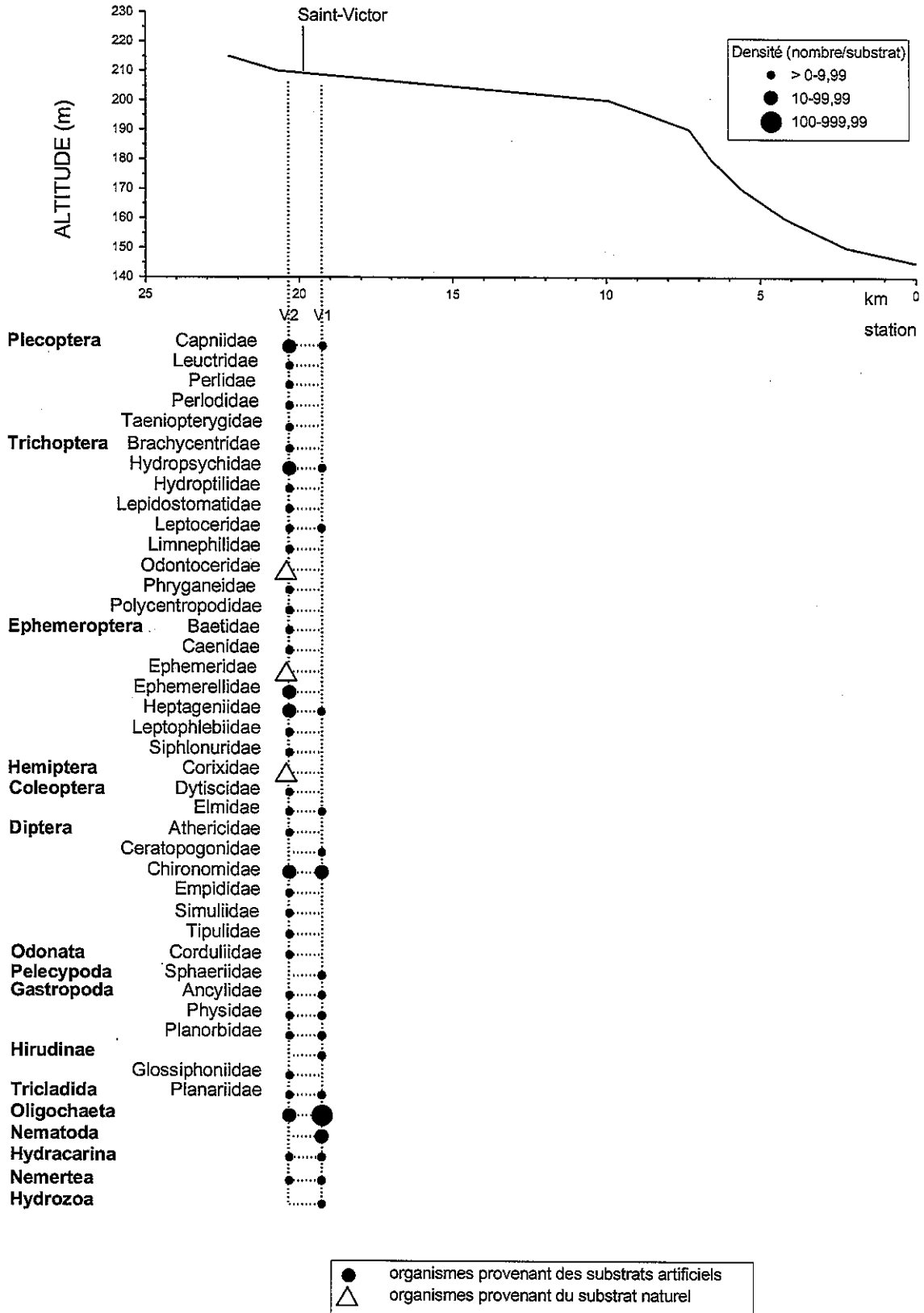


Figure 15 Distribution spatiale de la densité des taxons utilisés pour évaluer la variété taxonomique servant au calcul de l'IBG du Bras St-Victor, 1994

La variation spatiale de la **densité** et la **biomasse** des macroinvertébrés évoluent de façon similaire dans la rivière Chaudière. Ainsi, la densité des organismes benthiques, bien qu'extrêmement irrégulière, montre une augmentation de l'amont vers l'aval. Ces résultats seraient principalement le reflet de l'enrichissement progressif en azote et en phosphore par les activités agricoles, urbaines et industrielles. La densité moyenne varie généralement entre 350 et 1 000 organismes par substrat artificiel alors que la biomasse moyenne varie généralement entre 0,5 g et 2 g par substrat artificiel. De fortes densités et biomasses de macroinvertébrés ont été observées à la station 1 et seraient grandement liées à l'enrichissement du milieu par les effluents municipaux non traités des municipalités de Charny, d'une partie de Saint-Nicolas, d'une partie de Saint-Romuald, d'une partie de Saint-Rédempteur (ruisseau Terrebonne) et des charges de dix établissements industriels. De plus, trois taxons parmi les plus tolérants à la pollution dominent (plus de 90 %) cette densité témoignant de l'impact négatif de la pollution urbaine, industrielle et agricole. Bien qu'à la station 2 les effluents municipaux non traités de Saint-Rédempteur, possiblement les eaux de la rivière Beaurivage, important tributaire à vocation agricole, et les charges de cinq établissements industriels (surtout agroalimentaire, hors réseau) enrichissent le milieu, la densité et la biomasse à cette station affichent de faibles valeurs (350 organismes par substrat artificiel, 0,35 g par substrat artificiel). Ces résultats seraient principalement dus à la proximité du rejet municipal de Saint-Rédempteur et aux composantes toxiques générées par les activités urbaines, industrielles et agricoles de la partie aval de la rivière Chaudière. Ici encore, la dominance des taxons les plus résistants à la pollution confirme l'impact de la pollution urbaine, industrielle et agricole.

La variation de la **richesse taxonomique** exprimée en nombre de taxons par substrat artificiel est relativement stable dans la partie amont de la rivière Chaudière, alors que dans la partie aval elle dessine un profil en dents de scie. La faible valeur observée dans la partie amont de la rivière (station 21) serait grandement attribuable aux conditions lenticques générées par le barrage Sartigan. Toutefois, dans la partie aval, les stations 2 et 1 montrent une faible richesse taxonomique (respectivement 9 et 15 taxons par substrat artificiel), probablement à cause de l'enrichissement organique et des composantes toxiques des effluents urbains et industriels et possiblement à cause des activités agricoles. À ces deux stations, l'environnement semble grandement dégradé. L'augmentation de la richesse taxonomique observée à la station 1 par rapport à la station 2 peut être expliquée par l'influence des eaux du fleuve Saint-Laurent. La présence d'une barrière

naturelle (chute) entre ces deux stations est particulièrement évidente pour certains taxons.

De façon générale, l'**indice biologique global (IBG)** basé sur la variété taxonomique et le groupe faunistique indicateur montre que l'écosystème aquatique se dégrade progressivement de l'amont vers l'aval de la rivière Chaudière. Cet indice met ainsi en évidence l'impact des activités urbaines, industrielles et agricoles présentes tout au long de la rivière. La partie amont de la rivière Chaudière, comprise entre les stations 30 et 22, affiche une intégrité biotique du milieu jugée de bonne à excellente, signe d'un écosystème en santé. Toutes ces stations affichent un groupe faunistique indicateur de 9, groupe le plus polluosensible représenté par les plécoptères Perlidae, Perlodidae et Taeniopterygidae. La première baisse de l'IBG est observée en amont du barrage Sartigan (station 21), surtout à cause des conditions particulières de l'habitat (milieu lenticque), mais possiblement aussi à cause d'une pollution toxique. Ainsi, à cette station, certains métaux et substances toxiques ont été trouvés à des concentrations plus élevées qu'aux autres stations de la rivière Chaudière. La deuxième baisse de l'IBG révèle une dégradation du milieu en aval de Saint-Georges (station 19) où l'intégrité biotique passe de bonne à moyenne. À cette station, les deux composantes de l'IBG montrent une baisse simultanée; toutefois, c'est la perte de quatre groupes faunistiques indicateurs qui explique la diminution de l'IBG. Cette baisse serait grandement attribuable à la pollution résiduelle des eaux usées municipales et industrielles traitées. Mise à part la récupération de l'écosystème aquatique observée aux stations 18, 4 et 3, l'intégrité biotique varie de bonne à moyenne de l'aval de Beauceville (station 17) à l'amont de Sainte-Hélène-de-Breakeyville (station 5). L'écosystème se dégrade ainsi peu à peu, et ce, par la perte de deux groupes faunistiques indicateurs sensibles à la pollution (GI 9 et 8). Bien que la partie aval de la rivière Chaudière (entre Saint-Georges et l'embouchure) présente une forte utilisation du territoire tant au niveau agricole et industriel qu'urbain, l'indice biologique global est généralement bon. La domination des cultures fourragères pourrait contribuer à diminuer certains problèmes environnementaux. Ce type de culture réduit l'érosion hydrique en diminuant le ruissellement de surface. De plus, les cultures de maïs sont peu répandues dans le bassin de la rivière Chaudière, donc les problèmes liés à l'utilisation des pesticides seraient limités. Une importante strate arbustive dans la bande riveraine pourrait restreindre le lessivage des substances nutritives. Entre Scott et l'embouchure de la rivière Beaurivage, les caractéristiques hydrographiques (rapides) pourraient également améliorer la santé de l'écosystème aquatique.

L'IBG chute fortement aux stations 2 et 1 et montre une intégrité faible. Cette baisse de l'IBG reflète bien l'impact produit par les rejets non traités des municipalités de Charny, de Saint-Rédempteur, d'une partie de Saint-Romuald et de Saint-Nicolas et des charges de quinze établissements industriels (dont cinq dans le sous-bassin de la rivière Beaurivage) sur les macroinvertébrés et indique à ces endroits une importante dégradation de l'écosystème. Ce résultat provient d'une baisse combinée des deux composantes de l'IBG. D'une part, la perte de taxons indicateurs amène le groupe faunistique indicateur au niveau 2 (perte de 7 groupes) et, d'autre part, la perte de 19 taxons ramène la variété taxonomique à 24. En plus de la perte de nombreux taxons, les organismes les plus tolérants à la pollution tels les oligochètes, les triclades et les isopodes Asellidae montrent des densités relatives généralement plus élevées. Aux stations 2 et 1, l'indice EPT affiche les plus faibles valeurs de la rivière Chaudière, signe d'une dégradation du milieu. Les variables physico-chimiques confirment la mauvaise qualité de l'eau à ces deux stations, surtout pour les coliformes fécaux, l'azote total et le phosphore total.

Comme bilan global, l'intégrité biotique des 182,5 kilomètres étudiés de la rivière Chaudière est excellente sur 52 kilomètres (28 %), bonne sur 104 kilomètres (57 %), moyenne sur 20 kilomètres (11 %) et faible sur 6,5 kilomètres (4 %).

Dans la rivière Bras Saint-Victor, important tributaire de la rivière Chaudière, les caractéristiques des communautés benthiques ont été utilisées afin d'évaluer l'impact de la municipalité de Saint-Victor et d'un établissement industriel de textile, Lainages Victor ltée. L'indice biologique global confirme l'impact négatif des effluents municipaux (Saint-Victor) et industriel (Lainages Victor ltée) sur les communautés de macroinvertébrés à la station V1.

À la station V2 (amont), l'IBG affiche une valeur de 19, donnant une intégrité du milieu excellente, signe d'un écosystème aquatique en santé. De plus, l'indice EPT est également très élevé avec 21 taxons. La chute considérable de 10 unités de l'IBG à la station V1 révèle une importante dégradation de l'écosystème aquatique avec une intégrité biotique faible. La perte des taxons indicateurs les plus sensibles à la pollution entraîne une chute de cinq groupes faunistiques indicateurs. De plus, la variété taxonomique en aval de Saint-Victor est deux fois moindre que celle trouvée à la station V2. Seulement quatre taxons du groupe des éphéméroptères, des plécoptères et des trichoptères (EPT) sont présents à la station V1 comparativement à 21 taxons à la station amont (V2). Cette valeur de l'indice EPT à la station V1 est comparable à celles trouvées dans la rivière

Chaudière aux stations 2 et 1, où le milieu est fortement dégradé. Les oligochètes, les chironomides et les nématodes, considérés comme les plus tolérants à la pollution, ont les densités relatives les plus élevées et représentent respectivement 92 %, 3 % et 2 % de la densité. La densité d'organismes benthiques par substrat artificiel plus élevée à la station V1 qu'à la station V2, en grande partie expliquée par le nombre d'oligochètes, témoigne de l'impact d'une pollution urbaine qui est confirmée par la densité de coliformes fécaux (UFC) à cette station. Ainsi, à la lumière des résultats obtenus au niveau de la densité, la biomasse, la richesse taxonomique et surtout l'IBG, l'effluent non traité de la municipalité de Saint-Victor et l'effluent de l'industrie Lainages Victor ltée ont un impact négatif sur la communauté de macroinvertébrés.

Les résultats de cette étude montrent clairement que la dégradation du milieu augmente lorsque l'utilisation du territoire se fait plus intensive. Toutefois, la mise en exploitation des stations d'épuration de :

- Scott et de Charny (conjoint avec Saint-Nicolas et Saint-Rédempteur) depuis la fin de 1997 sur la rivière Chaudière,
- de celle prévue pour Saint-Lambert-de-Lauzon à la fin de 1998 sur la rivière Chaudière,
- et de celle prévue pour Saint-Victor et Lainages Victor ltée dans le Bras Saint-Victor à la fin de 1998,

devraient améliorer l'intégrité biotique des communautés benthiques des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor. De plus, depuis 1995, la municipalité de Saint-Romuald possède une station d'épuration qui rejette ses eaux traitées dans le fleuve Saint-Laurent et ne compte qu'un seul émissaire de débordement dans la rivière Chaudière. La régénération biologique de la rivière Chaudière dépend également d'une surveillance adéquate de l'entreposage et de l'épandage de fumiers produits et de l'utilisation des engrais et pesticides surtout aux abords de la rivière Beaurivage où les activités agricoles sont importantes.

Ce rapport s'inscrit également dans le suivi du plan d'action québécois sur la diversité biologique du MEF (MEF, 1997b). Les données sur les communautés benthiques, réparties sur près de 183 km de rivière serviront de base pour évaluer ultérieurement le degré de régénération biologique de ce cours d'eau, à la suite des interventions de dépollution tant au niveau urbain et industriel qu'agricole.

REMERCIEMENTS

Nous remercions très sincèrement Yvon Richard et Nathalie La Violette pour leur grande disponibilité et leur conseils judicieux tout au long de la rédaction de ce rapport. Nous aimerions souligner la collaboration étroite de Marc Simoneau, Sylvie Cloutier, Martine Gélinau, Dave Berryman, Michel Groleau et Suzanne Minville, dont l'expertise scientifique a été nécessaire lors de l'interprétation. Nous tenons à souligner la collaboration de Jean-Pierre Bourassa en tant que correcteur externe pour ce rapport.

Un grand merci à l'équipe technique qui a réalisé l'échantillonnage des organismes benthiques soit Julie Moisan, Roger Audet, Jacques Dion, Jacques St-Onge, Isabelle Piché et Ingrid Khouzam. Merci également à l'équipe de réalisation graphique, Julie Moisan, Yves Laporte et Francine Matte-Savard, dont la qualité du travail est digne de mention.

Nous remercions également Nathalie Milhomme et Francine Dufour pour la mise en forme de ce rapport.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AFNOR, 1985. *Détermination de l'indice biologique global (IBG)*, Essais des eaux, normalisation française, T90-350 : 513-519.

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

BARGOS, T., J.M. MESANZA, A. BASAGUREN et E. ORIVE, 1990. Assessing river water quality by means of multifactorial methods using macroinvertebrates. A comparative study of main water course of Biscay, dans *Wat. Resour. Res.* 24(1) : 1-10.

BARTON, D.R. et J.L. METCALFE-SMITH, 1992. A comparison of sampling techniques and summary indices for assessment of water quality in the Yamaska river, Québec, based on benthic macroinvertebrates, dans *Environ. Monit. and Assess.* 21 : 225-244.

BERKMAN, H.E., C.F. RABENI et T.P. BOYLE, 1986. Biomonitoring of stream quality in agricultural areas : fish versus invertebrates, dans *Environ. Manage.* 10(3) : 413-419.

BERNIER, G., J.L. MICHAUD et G. LONGPRÉ, 1976. *Étude de la qualité des eaux de la rivière Chaudière*,

Service de la protection de l'environnement, Connaissance de la qualité du milieu, 234 p.

BERRYMAN, D. ET I. GIROUX, 1994. *La contamination des cours d'eau par les pesticides dans les régions de culture intensive de maïs au Québec; Campagnes d'échantillonnage de 1992 à 1993*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN940594, rapport n° PES-4, 134 p. + 5 annexes.

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.

BIOREX INC., 1995. *Identification des organismes benthiques de la rivière Chaudière*, rapport réalisé pour le ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques et Environnement Canada, Centre Saint-Laurent dans le cadre de SLV-2000, volet aide à la prise de décision, 10 p. + 6 ann.

BODE, R.W., M.A. NOVAK et L.E. ABELE, 1991. *Quality assurance work plan for biological stream monitoring in New York State*, NYS Department of Environmental Conservation, Division of Water, Albany, NY, 80 p.

BONTOUX, J., 1993. *Introduction à l'étude des eaux douces. Eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson*, CEBEDOC, Liège, 169 p.

BUIKEMA Jr, A.L. et J.R. VOSHELL Jr., 1993. Toxicity studies using freshwater benthic macroinvertebrates, pages 344 à 398, dans D.M. Rosenberg et V.H. Resh (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, 488 p.

CAIRNS, Jr., J. et K.L. DICKSON, 1971. A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms, dans *Journal WPCF* 43(5) : 755-772.

COGERINO, L., B. CELLOT et M. BOURNAUD, 1995. Microhabitat diversity and associated macroinvertebrates in aquatic banks of a large european river, dans *Hydrobiol.* 304 : 103-115.

- CORKUM, L.D., 1990. Intra-biome distributional patterns of lotic macroinvertebrate assemblages, dans *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47 : 2147-2157.
- COSSER, P.R., 1988. Macroinvertebrate community structure and chemistry of an organically polluted Creek in South-East Queensland, dans *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 39 : 671-683.
- COVER, E.C. et R.C. HARREL, 1978. Sequences of colonization, diversity, biomass, and productivity of macroinvertebrates on artificial substrates in a freshwater canal, dans *Hydrobiol.* 59(1) : 81-95.
- CUMMINS, K.W., 1975. *River zonation and classification*, dans *River ecology, studies in ecology*, volume 2, ed. B.A. Whitton, England, pp. 170-198.
- DANCE, K.W. and H.B.N. HYNES, 1980. Some effects of agricultural land use on stream insect communities, dans *Environ. Pollut. Ser. A.* 22 : 19-28.
- DETHIER, M., 1988. Les macroinvertébrés benthiques du Rhône genevois 1. Aspects méthodologiques et indices de qualité biologique globale, dans *Bulletin mensuel de la Société Linnéenne de Lyon* 57(8) : 261-280.
- DEWEY, S.L., 1986. Effect of the herbicide atrazine on aquatic insect community structure and emergence, dans *Ecology* 67(1) : 148-162.
- DE PAUW, N. et G. VANHOOREN, 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium, dans *Hydrobiol.* 100 : 153-168.
- DIEHL, S., 1992. Fish predation and benthic community structure : The role of omnivory and habitat complexity, dans *Ecology* 73(5) : 1646-1661.
- ÉCHAUBARD, M. et A. NEVEU, 1974, *Perturbation qualitative et quantitative de la faune benthique d'un ruisseau à truites, la Couze Pavin (P. de D.) dues aux pollutions agricoles et urbaines*, Annales de la station biologique de Besse en Chandesse, 9, 1974, 1975, 24 p.
- ECKENFELDER, W.W., 1982. *Gestion des eaux usées urbaines et industrielles : caractérisation - techniques d'épuration - aspects économiques*, Lavoisier, Paris, 503 p.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1973. *Biological field and Laboratory methods for measuring the quality of surface waters and effluents*, Environmental Protection Agency, Cincinnati Ohio, EPA-67014-73-001, 38 p.
- FONTOURA, A.P. et N. DE PAUW, 1991. Macroinvertebrate community structure and impact assessment of dams and impounding reservoirs in the Cavado River Basin, dans *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24 : 1353-1359.
- GANGBAZO, G. et J. BUTEAU, 1985. *Analyse de la gestion des fumiers dans le bassin versant de la rivière Chaudière état de la situation et élément de solution*, ministère de l'Environnement du Québec, Direction de l'assainissement agricole, envirodoq n° 850514, 92 p. + 10 annexes.
- GARIE, H.L. et A. McINTOSH, 1986. Distribution of benthic macroinvertebrates in a stream exposed to urban runoff, dans *Water Resour. Bull.* 22(3) : 447-455.
- GORMAN, O.T. et J.R. KARR, 1978. Habitat structure and stream fish communities, dans *Ecology* 59(3) : 507-515.
- GREGG, W.W. et F.L. ROSE, 1985. Influence of aquatic macrophytes on invertebrate community structure, guild structure, and microdistribution in streams, dans *Hydrobiol.* 128 : 145-56.
- GRUPE DE TRAVAIL INTER-AGENCES SRAE, 1991. *Détermination de l'indice biologique global (IBG)*, Essais des eaux, normalisation française, 10 p.
- HAWKES, H.A., 1975. *River zonation and classification*, dans *River ecology, studies in ecology*, volume 2, ed. B.A. Whitton, England, pp. 312-374.
- HELLAWELL, J.M., 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*, Elsevier Science Publishing Co. Inc. New York, NY 10017, USA, 546 p.
- HILL, A.R., 1978. Factors affecting the export of nitrate-nitrogen from drainage basins in Southern Ontario, dans *Wat. Res.* 12 : 1045-1057.
- HILSENHOFF, W.L., 1988. Rapid field assessment of organic pollution with family-level biotic index, dans *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7(1) : 65-68.
- HYNES, H.B.N., 1970. *The ecology of running water*, University of Toronto, Toronto, 555 p.
- KHALAF, G. et H. TACHET, 1978. Un problème d'actualité : revue de travaux en matière d'utilisation des substrats artificiels pour l'échantillonnage des macroinvertébrés des eaux courantes, dans *Bull. Ecol.* 9(1) : 29-38.

- KLEMM, D.J., P.A. LEWIS, F. FULK et J.M. LAZORCHAK, 1990. *Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters*, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental monitoring systems laboratory, Cincinnati, Ohio, EPA/600/4-90/030, 256 p.
- KONDRATIEFF, P.F. et G.M. SIMMONS Jr., 1982. Nutrient retention and macroinvertebrate community structure in a small stream receiving sewage effluent, dans *Arch. Hydrobiol.* 94(1) : 83-98.
- LASCOMBE, C., 1992. Les méthodes d'évaluations de la qualité des milieux aquatiques superficiels, dans *Tribune de l'Eau* 555(1) : 18-29.
- LEFEUVRE, J.-C. et B. SOULARD, 1981. De la connaissance écologique à l'entretien des rivières, dans *Courrier de la nature*, 72 : 9-14.
- LEGENDRE, L. et P. LEGENDRE, 1984. *Écologie numérique. Tome 2 : La structure des données écologiques*, Les Presses de l'Université du Québec, collection d'écologie 12, 2^e édition, 197 p.
- LEMLY, A.D., 1982. Modification of benthic insect communities in polluted streams : combined effects of sedimentation and nutrient enrichment, dans *Hydrobiol.* 87 : 229-245.
- LENAT, D.R., et al., 1979. *Biological evaluation of non-point sources pollutants in North Carolina streams and rivers*, Biological series No 102, Department of Natural Resources and Community Development, Raleigh, North Carolina, 167 p.
- LENAT, D.R., 1984. Agriculture and stream water quality : a biological evaluation of erosion control practices, dans *Environ. Manage.* 8(4) : 333-344.
- LENAT, D.R., 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates, dans *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7(3) : 222-233.
- LENAT, D.R. et J.K. CRAWFORD, 1994. Effects of lands use on water quality and aquatic biota of three North Carolina piedmont streams, dans *Hydrobiol.* 294(185-199).
- MAM (MINISTÈRE DES AFFAIRES MUNICIPALES), 1995a. *Répertoire des municipalités du Québec*, Les Publications du Québec, Québec, 900 p.
- MAM (MINISTÈRE DES AFFAIRES MUNICIPALES), 1995b. *Banque de données informatisées sur le programme d'assainissement des eaux municipales* (PADEM).
- MARSHALL, J.W. et M.J. WINTERBOURN, 1979. An ecological study of a small New Zealand stream with particular reference to the oligochaeta, dans *Hydrobiol.* 65(3) : 199-208.
- MARTEL, N. et Y. RICHARD, 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : les communautés ichthyologiques 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, envirodoc n° EN980022.
- MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE), 1997a. *Le ministère de l'Environnement et de la Faune : une organisation au service de la clientèle*, Québec, 37 p.
- MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE), 1997b. *Suivi du plan d'action québécois sur la diversité biologique, 1996-1997 rapport annuel*, Centre de coordination et de suivi de la biodiversité, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, Québec, envirodoq n° EN970291, 47 p.
- MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE), 1996. *Banque de données informatisées du suivi des industries*, Service de l'assainissement des Eaux (SEA).
- MERRITT, R.W. et K.W. CUMMINS, 1984. *An introduction to the aquatic insects of North America*, 2nd Edition. Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa, 722 p.
- METCALFE, J. L., 1989. Biological water quality assessment of running water based on macroinvertebrate communities : history and present status in Europe, dans *Environ. Pollut.* 60 : 101-139.
- MICHA, J.-C., 1970. Étude quantitative du benthos d'une rivière de Belgique : L'ourthe Liégeoise, dans *Annls. de Limnol.* 6(3) : 255-280.
- O'CONNOR, N.A., 1991. The effects of habitat complexity on macroinvertebrates colonizing wood substrates in a lowland stream, dans *Oecologia* 85 : 504-512.

- OHIO EPA, 1987. *Biological criteria for the protection of aquatic life-Volume III : Standardized biological field sampling and laboratory methods for assessing fish and macroinvertebrate communities*, Ohio Environmental Protection Agency, Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section, Columbus, Ohio.
- PALLER, M.H., 1994. Relationships between fish assemblage structure and stream order in South Carolina coastal plain streams, dans *Trans. Am. Fish. Soc.* 49 : 671-681.
- 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, Washington, D.C., EPA-444-4-89-001.
- PENNAK, R.W., 1989. *Fresh-water invertebrates of the United States : Protozoa to Mollusca*, 3rd Edition. John Wiley & Sons Inc., New York, 628 p.
- RAMADE, F., R. COSSON, M. ÉCHAUBARD, S. LE BRAS, J.C. MORETEAU et E. THYBAUD, 1984. Détection de la pollution des eaux en milieu agricole, dans *Bull. Écol.* 15(1) : 21-87.
- RESH, V.H., R.H. NORRIS et M.T. BARBOUR, 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates, dans *Aust. J. Ecol.* 20 : 108-121.
- RICHARDS, C., G.E. HOST et J. W. ARTHUR, 1993. Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment, dans *Freshwater Biol.* 29 : 285-294.
- RICHARDS, C. et G.E. HOST, 1994. Examining land use influences on stream habitats and macroinvertebrates : a GIS approach, dans *Water Resour. Bull.* 30(4) : 729-738.
- RICHARDS, C., L.B. JOHNSON et G.E. HOST, 1996. Landscape-scale influences on stream habitats and biota, dans *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53 (Suppl. 1) : 295-311.
- ROSENBERG, D.M. et V.H. RESH, 1982. The use of artificial substrates in the study of freshwater benthic macroinvertebrates, pages 175 à 235, dans J. Cairns Jr., *Artificial substrates*, Ann Arbor Science publishers inc., Michigan.
- SAINT-JACQUES N. et Y. RICHARD, 1998. Développement d'un indice de qualité de la bande riveraine : son application sur la rivière Chaudière et sa mise en relation à l'intégrité biotique du milieu aquatique, pages 6.1 à 6.41, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (ed.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique — 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoc n° EN980022.
- SAS INSTITUTE Inc., 1985. *SAS User's Guide : Statistics*, version 5 édition. Cary, NC : SAS Institute Inc., 956 p.
- SALLENAVE, R.M. et K.E. DAY, 1991. Secondary production of benthic stream invertebrates in agricultural watersheds with different land management practices, dans *Chemosphere*, 23(1) : 57-76.
- SIMONEAU, M., 1991. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Chaudière, 1976 à 1988*, ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, envirodoc n° EN910053, rapport n°QE-68-1, 207 p. + 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, envirodoc n° EN980022.
- SIMONEAU, 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, envirodoc n° EN980022.
- ST-ONGE, J. et Y. RICHARD, 1994. *Les communautés benthiques du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité des écosystèmes fluviaux*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoc n° EN940241, rapport n° QE-88, 105 p. + 13 ann.
- ST-ONGE, J. et Y. RICHARD, 1996. *La rivière Saint-François : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoc n° EN960255, rapport n° EA-4, 36 p. + 4 annexes.

ST-ONGE, J., 1996. *Le bassin de la rivière Châteauguay : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoc n° EN960456, rapport n° EA-8, 46 p. + 7 annexes.

THORP, J.H. et A.P., COVICH, 1991. *Ecology and classification of North American invertebrates*, Academic Press Inc., San Diego, California. 911 p.

UNESCO (UNITED NATIONS EDUCATIONAL SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION) et WHO (WORD HEALTH ORGANISATION), 1978. *Water quality surveys : a guide for the collection and interpretation of Water Quality data*, Dorset, Sydenhams printers, Studies and reports in hydrology 23, 350 p.

VANNOTE, R.L., G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL et C.E. CUSHING, 1980. The river continuum concept, dans *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37(1) : 130-137.

VERNEAUX, J., 1984a. *Évaluation de la qualité des eaux courantes. L'indice biologique de la qualité générale (IBG)*, travaux laboratoire hydrobiologie hydroécologie. Université de Besançon, 13 p.

VERNEAUX, J., 1984b. Méthodes biologiques et problèmes de la détermination des qualités des eaux courantes, dans *Bull. Écol.* 15(1) : 47-55.

VINCENT, B., 1981. Profondeur, vase et courant, facteurs de micro-répartition transversale du benthos dans l'estuaire d'eau douce du Saint-Laurent (Québec), dans *Can. J. Zool.* 59 : 2297-2305.

WELCH, H.E., P.E.K. SYMONS et D.W. NARVER, 1977. *Some effect of potato farming and forest clearcutting on small New-Brunswick streams*, Fisheries and Marine Service, Technical Report 745, 13 p.

WIGGINS, G.B., 1977. *Larvae of the North American caddisflies genera (Trichoptera)*, University of Toronto Press, Totonto, 401 p.

WRIGHT, J.F., P.D. HILEY, A.C. CAMERON, M.E. WIGHAM et A.D. BERRIE, 1983. A quantitative study of the macroinvertebrate fauna of five biotopes in the river Lambourn, Berkshire, England, dans *Arch. Hydrobiol.* 96(3) : 271-292.

YODER, C.O. et RANKIN, 1995. Biological response signatures and the area of degradation value : new tools for interpreting multimetric data, pages 263 à 286 (chapitre 17), dans W.S. DAVIS et T. SIMON (eds), *Biological assessment and criteria : Tools for water resource planning and decision making*, Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

YOUNT, J.D. et G.J. NIEMI, 1990. Recovery of lotic communities and ecosystems from disturbance : A narrative review of case studies, dans *Environ. Manage.* 14(5) : 547-569.

Annexe 1 Localisation des stations et dates d'échantillonnage, rivière Chaudière 1994

Station	Coordonnées		N° de carte	Distance de l'embouchure km	Date de pose des substrats	Échantillonnage organismes benthiques		Rive
	UTM est	UTM nord				Date de relevé des substrats	Immersion (semaines)	
<u>Rivière Chaudière</u>								
1	325600	5178100	21 L/11	1,3	1994-07-19	1994-09-15	8	Droite
2	325600	5174350	21 L/11	5,6	1994-07-18	1994-09-15	8	Gauche
3	325800	5173400	21 L/11	6,8	1994-07-19	1994-09-15	8	Gauche
4	328100	5173400	21 L/11	9,3	1994-07-19	1994-09-16	8	Droite
5	328200	5170050	21 L/11	13,5	1994-07-19	1994-09-16	8	Gauche
6	328600	5165700	21 L/11	19	1994-07-17	1994-09-16	8	Gauche
7	330250	5160250	21 L/11	26,5	1994-07-19	1994-09-19	8	Gauche
8	335050	5155800	21 L/11	33,5	1994-07-20	1994-09-19	8	Droite
9	338400	5153400	21 L/11	38,2	1994-07-20	1994-09-19	8	Droite
10	341200	5149900	21 L/6	44,4	1994-07-20	1994-09-20	8	Droite
11	345400	5142850	21 L/6	53,1	1994-07-20	1994-09-20	8	Gauche
12	350200	5138350	21 L/7	59,9	1994-07-20	1994-09-20	8	Gauche
13	352100	5136800	21 L/7	62,3	1994-07-21	1994-09-20	8	Droite
14	353100	5131650	21 L/7	68	1994-07-21	1994-09-21	8	Gauche
15	357500	5127250	21 L/7	75	1994-07-21	1994-09-21	Vandalisé	Gauche
16	359100	5123550	21 L/7	79,5	1994-07-21	1994-09-21	8	Gauche
17	360300	5122600	21 L/2	81	1994-07-21	1994-09-21	8	Gauche
18	363600	5117400	21 L/2	87,7	1994-07-22	1994-09-22	8	Gauche
19	367700	5111250	21 L/2	97,3	1994-07-22	1994-09-22	8	Gauche
20	372150	5106000	21 L/2	104,8	1994-07-22	1994-09-22	8	Droite
21	372200	5103800	21 L/2	107,2	1994-07-26	1994-09-22	8	Droite
22	371500	5096700	21 L/2	114,8	1994-08-26	1994-10-18	8	Droite
23	371700	5089000	21 E/15	122,9	1994-08-26	1994-10-18	8	Gauche
24	372800	5080800	21 E/15	132,7	1994-08-25	1994-10-18	8	Droite
25	372600	5077700	21 E/15	136,5	1994-07-26	1994-10-18	12	Droite
26	371800	5073150	21 E/15	143,8	1994-07-27	1994-10-19	12	Droite
27	369650	5068600	21 E/15	149,6	1994-07-27	1994-10-19	12	Gauche
28	364800	5063700	21 E/10	158,3	1994-07-27	1994-10-19	12	Gauche
29	355400	5053850	21 E/10	178,9	1994-08-26	1994-10-19	8	Gauche
30	354900	5051100	21 E/10	182,5	1994-07-27	1994-10-20	12	Gauche
30B	354900	5051100	21 E/10	182,5	1994-09-14	1994-11-11	8	Gauche
<u>Bras Saint-Victor</u>								
VI	351800	5113300	21 L/2	19,5	1994-07-21	1994-10-17	12	Droite
V2	351450	5112700	21 L/2	20,6	1994-08-26	1994-11-11	11	Gauche

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses)
des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor

TAXONS / SUBSTRAT	1	2	3	4	5	6	7
EPHEMEROPTERA	-	-	-	-	-	0,13	-
Baetiscidae	-	-	-	0,38	-	-	-
Baetidae	-	-	1,00 (5)	0,50	5,60 (8)	0,88	6,60 (7)
Caenidae	0,20	0,13	4,00	0,88	9,80 (2)	0,25	0,60
Ephemeridae	-	-	1,00	0,38	3,20	0,50	1,40
Ephemerellidae	-	0,13	3,40	8,50	-	-	-
Heptageniidae	-	-	36,40 (13)	56,13 (19)	90,40 (6)	57,25	50,60 (1)
Leptophlebiidae	-	-	3,20	0,13	-	1,50 (1)	2,00
Siphonuridae	-	-	-	-	-	-	-
Tricorythidae	-	-	4,20 (1)	-	-	0,13	1,00
Potamanthidae	-	-	-	-	-	-	-
TRICHOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Brachycentridae	-	-	-	-	-	-	-
Glossosomatidae	-	-	-	-	-	-	-
Helicopsychidae	-	-	0,20	0,63	-	0,13	0,40
Hydropsychidae	0,20	-	48,60 (4)	234,25 (1)	8,20 (2)	0,13	6,60
Hydroptilidae	0,20	-	15,20	40,25	1,80	-	1,00
Lepidostomatidae	-	-	11,40 (1)	0,25	-	-	0,20
Leptoceridae	-	0,13	3,20	2,50	2,80	1,38	1,60
Limnephilidae	-	0,13	-	-	-	(2)	-
Odontoceridae	-	-	-	-	-	-	-
Philopotamidae	-	-	-	-	-	-	-
Phryganeidae	-	-	0,20 (1)	-	-	0,38 (1)	-
Polycentropodidae	0,40	-	2,80	10,88 (1)	19,20 (3)	0,63	2,80
Psychomyiidae	-	-	1,80 (1)	72,88	-	0,38	0,20
Rhyacophilidae	-	-	-	-	-	-	-
PLECOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Capniidae	-	0,13	-	-	-	-	-
Chloroperlidae	-	-	-	-	-	-	-
Leuctridae	-	-	-	-	-	-	-
Perlidae	-	-	0,40 (1)	1,25	-	-	-
Perlodidae	-	-	-	-	-	-	-
Pteronarcyidae	-	-	-	-	-	-	-
Taeniopterygidae	-	-	0,20	0,13	-	-	-
DIPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Athericidae	-	-	0,20	-	-	-	-
Ceratopogonidae	0,80	0,50	-	-	-	0,13	2,00
Chironomidae	47,60 (21)	29,63	580,80 (9)	442,25 (2)	315,60 (31)	105,13 (27)	242,00 (22)
Empididae	-	-	2,20	0,50	0,80	0,13	0,20
Psychodidae	-	30,50	-	-	-	-	-
Sciomyzidae	-	0,13	-	-	-	-	-
Simuliidae	-	-	-	-	-	-	-
Tabanidae	-	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	-	0,50	1,80	4,13 (1)	-	-	1,60
Muscidae	-	-	-	-	-	-	-
COLEOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Elmidae	3,80 (1)	2,13	15,80 (11)	0,25 (4)	2,00	2,50	3,60 (1)
Dytiscidae	-	-	(2)	(1)	(1)	0,13 (6)	(2)
Gyrinidae	-	-	(5)	-	-	-	-
Haliplidae	-	-	-	(1)	-	-	-
Hydrophilidae	-	-	(3)	(1)	(1)	0,25	(1)
Psephenidae	-	0,13	(1)	0,13	(1)	-	-
Curculionidae	-	0,25	-	-	-	-	-

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses) des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor

TAXONS / SUBSTRAT	1	2	3	4	5	6	7
ODONATA	-	-	-	-	-	-	-
Aeshnidae	-	-	-	(1)	-	(1)	1,00 (6)
Corduliidae	-	-	-	-	-	-	-
Gomphidae	-	-	-	(1)	-	-	-
Libellulidae	-	-	0,20	-	-	-	-
Macromiidae	-	-	-	-	0,40	0,25	-
Coenagrionidae	-	-	-	-	-	0,25	(2)
HEMIPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Corixidae	-	(1)	-	(4)	(6)	(31)	(2) 0,80 (27)
Gerridae	-	-	-	(1)	(3)	(1)	(1)
Mesoveliidae	-	-	-	-	(1)	-	-
Nepidae	-	-	-	-	-	-	-
Veliidae	-	-	-	(32)	-	-	-
LEPIDOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
HYMENOPTERA	-	-	-	(1)	-	-	-
MEGALOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Sialidae	-	0,13	-	-	-	-	-
Corydalidae	-	-	-	-	-	-	-
CRUSTACEA	-	-	-	-	-	-	-
AMPHIPODA	-	-	-	-	-	-	-
Gammaridae	0,60	-	-	-	-	-	-
Talitridae	-	-	-	(1)	-	-	-
CLADOCERA	P	P	P	P	P	(2)	P (29) P (1)
DECAPODA	-	-	-	-	-	-	-
Cambaridae	-	-	-	-	-	-	-
ISOPODA	-	-	-	-	-	-	-
Asellidae	454,20 (31)	46,63	0,60	-	(18)	(1)	-
HYDRACARINA	1,00 (2)	2,00	1,80 (1)	1,25 (1)	-	-	0,88 (1)
PELECYPODA	-	-	-	-	-	-	0,13 0,20
Sphaeriidae	2,80	-	1,20	-	1,40	-	0,20
Unionidae	-	-	-	-	-	-	-
GASTROPODA	0,40	-	-	-	0,20	0,13 (1)	0,80
Ancylidae	6,60	0,25	8,80	8,13	2,60	1,50	0,60
Lymnaeidae	-	-	-	-	-	-	(1)
Planorbidae	-	-	-	-	-	0,38 (5)	-
Physidae	5,60 (1)	0,25	-	-	(5)	(1)	0,13 (18)
Bithyniidae	16,40	-	-	-	-	-	-
Hydrobiidae	50,60	0,25	0,40	0,13 (1)	14,40 (17)	4,63 (34)	1,80 (6)
HIRUDINEA	-	-	-	-	-	-	-
Erpobdellidae	-	0,13	-	-	(3)	0,20 (1)	0,38 (3)
Glossiphoniidae	2,00 (3)	-	-	-	0,20	-	-
Hirudinidae	-	-	-	-	-	-	-
OLIGOCHAETA	1142,20 (85)	126,75	121,20 (7)	409,63 (7)	653,20 (7)	160,75 (22)	610,00 (10)
NEMATODA	22,40 (1)	109,25	7,60	2,75	18,00 (1)	7,88	7,40 (1)
NEMERTEA	-	0,13	4,20	-	1,20	0,13	0,40
TRICLADIDA	557,00	0,13	18,60	5,75 (13)	2,20 (1)	23,13 (10)	27,80 (6)
HYDROZOA	31,60 (1)	-	17,60	53,00	7,20	1,00	2,60
BRYOZOA	-	-	P	P	P	P	P
Variété taxonomique	22	24	43	37	31	35	32
Densité moyenne	2347	350	920	1358	1161	374	977
Biomasse moyenne (g)	5,19	0,35	1,27	2,38	1,07	0,89	0,73
Nombre de substrats	5	8	8	8	5	8	5

Taxons non utilisés à la détermination de la variété taxonomique

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses) des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor (suite)

TAXONS / SUBSTRAT	8	9	10	11	12	13	14
EPHEMEROPTERA	0,13	0,33	0,13	-	-	0,17	0,13
Baetiscidae	-	-	-	-	-	-	(2)
Baetidae	1,75 (3)	- (6)	5,13 (1)	4,14 (4)	0,63	0,67 (1)	0,63 (2)
Caenidae	12,75 (1)	0,83	3,63	0,14 (1)	-	-	-
Ephemeridae	0,38	0,33 (1)	5,88 (6)	6,57 (1)	0,13	0,33	0,88 (1)
Ephemerellidae	10,63 (1)	0,17	3,38	1,14	-	0,17	0,88
Heptageniidae	192,38 (50)	25,83	126,00 (6)	54,14 (3)	1,63	13,50	35,88 (3)
Leptophlebiidae	0,25	1,00	2,25 (1)	32,00 (6)	2,63	3,50 (1)	0,63 (1)
Siphonuridae	-	-	-	-	-	-	-
Tricorythidae	0,25	0,17	0,50	0,57	0,63	0,17	0,25
Potamanthidae	-	-	-	-	-	-	-
TRICHOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Brachycentridae	-	-	-	-	-	0,17	-
Glossosomatidae	-	-	-	-	-	-	-
Helicopsychidae	0,38	0,17	-	-	-	-	0,38
Hydropsychidae	111,88 (15)	-	192,38 (3)	1,00 (2)	-	-	1,00
Hydroptilidae	6,88 (2)	0,33	3,38	-	-	-	0,75
Lepidostomatidae	-	0,17	-	0,14	0,13	-	0,13
Leptoceridae	1,50 (5)	12,33	8,38	3,29	4,50	42,17 (10)	1,50
Limnephilidae	- (2)	1,50	- (1)	-	-	-	-
Odontoceridae	-	-	-	-	-	-	-
Philopotamidae	-	-	-	-	-	-	-
Phryganeidae	- (1)	-	-	-	-	-	-
Polycentropodidae	0,13	-	6,00	0,14	-	-	0,50
Psychomyiidae	0,38	-	-	0,43	-	-	0,13
Rhyacophilidae	-	-	-	-	-	-	-
PLECOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Capniidae	-	-	-	-	-	-	-
Chloroperlidae	-	-	-	-	-	-	-
Leuctridae	-	-	-	-	-	-	-
Perlidae	0,13	-	0,13	0,14	0,13	0,17	0,25
Perlodidae	-	-	-	-	-	-	-
Pteronarcyidae	-	-	-	-	-	-	-
Taeniopterygidae	-	-	-	-	-	-	0,13
DIPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Athericidae	-	-	-	-	-	-	-
Ceratopogonidae	0,13	1,67	11,25	2,71	2,13	0,50	0,13 (2)
Chironomidae	242,63 (69)	151,50 (25)	314,88 (24)	239,14 (53)	56,75 (56)	94,83 (52)	119,50 (7)
Empididae	0,63	-	0,75	0,14	-	-	0,13
Psychodidae	-	-	-	-	-	-	-
Sciomyzidae	-	-	-	-	-	-	-
Simuliidae	0,13	-	2,00	-	-	-	-
Tabanidae	-	-	(1)	-	-	-	-
Tipulidae	2,63 (2)	0,17	0,63	-	-	-	0,38 (1)
Muscidae	-	-	-	-	-	-	-
COLEOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Elmidae	0,13 (4)	19,33 (2)	6,88	6,43	27,25 (2)	33,83 (1)	3,88 (9)
Dytiscidae	- (7)	- (1)	-	-	-	-	- (2)
Gyrinidae	-	-	-	-	-	-	-
Halplidae	-	0,17	-	-	-	-	-
Hydrophilidae	-	3,00 (2)	-	1,00	-	1,17	0,13
Psephenidae	0,13 (3)	-	-	-	0,13 (1)	-	0,13
Curculionidae	-	-	-	-	0,38	-	-

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses) des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor (suite)

TAXONS / SUBSTRAT	8	9	10	11	12	13	14							
ODONATA	-	-	-	-	-	-	-							
Aeshnidae	-	(1)	-	-	-	0,17	-							
Corduliidae	-	-	-	-	-	-	-							
Gomphidae	-	-	-	-	-	(1)	-							
Libellulidae	0,13	-	-	-	-	-	-							
Macromiidae	-	-	-	-	-	-	-							
Coenagrionidae	-	-	-	-	-	-	-							
HEMIPTERA	-	-	-	-	-	-	-							
Corixidae	0,25	1,17	(28)	0,13	(25)	0,43	(6)	0,13	(20)	0,33	(6)	0,63	(10)	
Gerridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Mesoveliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Nepidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Veliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
LEPIDOPTERA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(1)	-	-	
HYMENOPTERA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
MEGALOPTERA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Sialidae	0,13	0,17	0,63	(2)	-	(1)	0,63	-	-	-	-	-	-	
Corydalidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	
CRUSTACEA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
AMPHIPODA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Gammaridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Talitridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
CLADOCERA	-	P	P	(1)	P	P	P	P	P	P	P	P	(3)	
DECAPODA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Cambaridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
ISOPODA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Asellidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
HYDRACARINA	0,13	(1)	0,17	0,50	0,86	0,50	0,50	0,50	0,13	(1)				
PELECYPODA	-	0,33	-	-	-	0,38	0,17	0,13						
Sphaeriidae	0,13	9,17	(10)	-	(10)	1,00	(9)	11,13	(32)	15,50	(9)	3,13	(3)	
Unionidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
GASTROPODA	0,13	(1)	4,83	0,13	-	-	-	0,33	0,38					
Ancylidae	4,25	11,83	10,75	0,57	-	0,17	(1)	69,00	(7)					
Lymnaeidae	-	(1)	-	(4)	-	-	0,13	-						
Planorbidae	0,13	(13)	6,50	(1)	3,38	(8)	1,00	(5)	6,63	(3)	4,67	(12)	5,25	(24)
Physidae	-	(2)	1,83	(2)	3,88	(4)	2,57	(1)	1,00	-	1,83	(7)	2,13	(6)
Bithyniidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Hydrobiidae	2,75	(4)	0,83	(1)	0,88	-	-	-	-	-	-	-	2,25	(10)
HIRUDINEA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Erpobdellidae	-	(5)	1,00	(1)	1,50	-	-	-	-	-	-	-	0,75	
Glossiphoniidae	-	1,67	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,38	
Hirudinidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	
OLIGOCHAETA	89,75	(15)	281,33	(19)	498,63	(5)	138,86	(19)	466,00	(87)	64,33	(44)	60,63	(6)
NEMATODA	2,63	(1)	2,33	18,25	7,57	4,75	1,33	1,63						
NEMERTEA	0,38	-	0,38	1,43	0,13	0,17	1,50							
TRICLADIDA	0,13	(1)	3,17	7,25	2,71	94,00	30,83	(1)	6,88					
HYDROZOA	1,75	14,50	(1)	70,88	27,29	135,88	110,00	21,13						
BRYOZOA	P	P	P	-	-	-	P							
Variété taxonomique	40	36	34	30	25	26	38							
Densité moyenne	689	560	1311	538	818	422	344							
Biomasse moyenne (g)	2,29	0,39	2,6	0,88	1,17	1,26	1,12							
Nombre de substrats	8	6	8	7	8	6	8							

Taxons non utilisés à la détermination de la variété taxonomique

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses)
des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor (suite)

TAXONS / SUBSTRAT	15*	16	17	18	19	20	21
EPHEMEROPTERA							
Baetiscidae	-	-	-	-	-	-	-
Baetidae	65	0,13 (1)	2,57 (2)	6,00 (27)	-	0,75	0,88
Caenidae	-	0,13	0,14	0,50	-	0,25	0,75
Ephemeridae	3	- (1)	0,86 (2)	0,88	-	0,63	-
Ephemerellidae	7	0,13	0,43	8,00	0,14	1,38	- (1)
Heptageniidae	136	4,75 (5)	40,43 (4)	57,88 (13)	5,71	4,50 (8)	0,38
Leptophlebiidae	17	0,25 (1)	-	2,88 (2)	0,29	0,25 (1)	1,50
Siphonuridae	-	-	-	-	-	-	-
Tricorythidae	-	-	0,29	2,13 (1)	-	-	-
Potamanthidae	-	-	- (1)	-	-	- (1)	-
TRICHOPTERA	2	-	0,29	-	-	-	-
Brachycentridae	-	-	-	0,13	-	-	-
Glossosomatidae	-	-	0,14	-	-	-	-
Helicopsychidae	-	-	0,14	0,13	0,14	-	0,13
Hydropsychidae	2	-	0,71 (1)	1,25 (16)	-	0,13	-
Hydroptilidae	7	0,13 (2)	1,00 (1)	61,88 (1)	0,86	6,13	1,25
Lepidostomatidae	3	0,13	2,29	2,25	-	-	-
Leptoceridae	12	2,38 (4)	9,43	23,25	2,86 (1)	2,50 (1)	0,13
Limnephilidae	6	- (2)	-	0,38	-	-	-
Odontoceridae	-	-	-	-	-	-	-
Philopotamidae	-	-	-	-	(5)	-	-
Phryganeidae	-	-	-	-	-	-	-
Polycentropodidae	-	5,38 (5)	1,14	2,50	4,43	34,38 (13)	0,50
Psychomyiidae	-	-	-	-	-	-	-
Rhyacophilidae	-	-	-	-	-	-	-
PLECOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Capniidae	-	-	-	-	-	-	-
Chloroperlidae	-	-	-	-	-	-	-
Leuctridae	-	-	-	-	-	-	-
Perlidae	-	-	5,29	0,50 (2)	0,29	0,38	-
Perlodidae	4	-	-	-	-	-	-
Pteronarcyidae	-	-	-	-	-	-	-
Taeniopterygidae	-	0,13	-	0,13	-	0,13	-
DIPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Athericidae	-	-	-	0,13	-	-	(2)
Ceratopogonidae	8	0,50 (1)	0,29	1,88	0,14	0,38	0,50
Chironomidae	816	397,50 (43)	57,86 (12)	504,75 (23)	76,00 (40)	146,88 (46)	74,63 (13)
Empididae	-	-	-	0,13	-	-	-
Psychodidae	-	-	-	-	0,14	0,13	-
Sciomyzidae	-	-	-	-	-	-	-
Simuliidae	-	-	-	-	-	-	-
Tabanidae	-	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	10	0,13	- (1)	0,50	-	-	-
Muscidae	-	-	-	-	-	-	-
COLEOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Elmidae	115	5,00 (11)	1,29	12,88 (6)	0,14 (3)	0,38 (3)	17,75 (22)
Dytiscidae	-	- (4)	-	0,13	-	(3)	-
Gyrinidae	-	-	-	-	-	-	-
Haliphilidae	-	- (2)	-	-	-	-	-
Hydrophilidae	5	2,25 (4)	-	0,50	-	-	-
Psephenidae	-	0,13	-	-	(1)	(4)	-
Curculionidae	-	-	-	-	0,14	-	-

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses) des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor (suite)

TAXONS / SUBSTRAT	15*	16	17	18	19	20	21
ODONATA	-	-	-	0,13	-	-	-
Aeshnidae	-	-	-	-	-	-	-
Corduliidae	-	-	-	-	-	-	-
Gomphidae	-	-	-	-	-	(1)	0,13
Libellulidae	-	-	-	-	-	-	-
Macromiidae	-	-	-	-	-	(2)	-
Coenagrionidae	-	-	-	-	-	-	-
HEMIPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Corixidae	146	1,75 (10)	- (1)	0,25 (11)	- (8)	-	-
Gerridae	-	-	-	-	-	-	-
Mesoveliidae	-	-	-	-	-	-	-
Nepidae	-	-	-	-	-	-	-
Veliidae	-	-	-	-	-	-	-
LEPIDOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
HYMENOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
MEGALOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Sialidae	-	-	-	-	-	-	-
Corydalidae	-	-	-	-	-	-	-
CRUSTACEA	-	-	-	-	-	-	-
AMPHIPODA	-	-	-	-	-	-	-
Gammaridae	-	-	-	-	-	-	-
Talitridae	-	-	-	0,25 (1)	-	-	-
CLADOCERA	54	P (1)	P	P (9)	P (17)	P	P
DECAPODA	-	-	-	-	-	-	-
Cambaridae	-	-	-	-	-	-	-
ISOPODA	-	-	-	-	-	-	-
Asellidae	-	-	-	-	-	-	(1)
HYDRACARINA	7	0,50	-	0,63 (2)	0,71 (4)	0,50 (3)	1,25
PELECYPODA	-	0,13 (1)	-	-	0,14	-	-
Sphaeriidae	10	1,75 (6)	0,14 (4)	3,00	0,29 (2)	-	-
Unionidae	-	(1)	-	-	-	-	-
GASTROPODA	2	0,63 (1)	1,14	0,63	-	-	-
Ancylidae	24	0,25 (1)	9,71	6,25	15,00	-	(1)
Lymnaeidae	10	-	0,14	8,25 (1)	-	-	-
Planorbidae	8	0,38 (5)	21,86 (3)	81,88 (3)	3,71 (6)	-	0,13
Physidae	33	0,25 (7)	3,43 (7)	29,38 (5)	0,86	-	-
Bithyniidae	-	-	-	-	-	-	-
Hydrobiidae	14	12,13 (7)	5,57	6,25 (4)	24,43 (14)	-	0,13
HIRUDINEA	-	-	-	-	-	-	-
Erpobdellidae	3	-	-	0,75 (3)	- (2)	-	-
Glossiphoniidae	2	- (1)	-	1,00 (1)	- (4)	- (4)	-
Hirudinidae	-	-	-	-	-	-	-
OLIGOCHAETA	599	102,38 (14)	25,43	709,75 (10)	185,71 (8)	476,25 (19)	172,50 (9)
NEMATODA	-	1,00	9,71	45,75	1,00	5,38	12,25
NEMERTEA	5	-	-	0,13	-	0,38	3,50
TRICLADIDA	35	39,88 (9)	0,57	1,75	37,43 (10)	0,50	0,13
HYDROZOA	4	23,75	4,29	18,38	13,86	1,63	1,63
BRYOZOA	-	-	-	P	-	P	P
Variété taxonomique	31	33	30	43	28	30	23
Densité moyenne	-	604	207	1606	374	684	290
Biomasse moyenne (g)	-	0,48	0,82	2,04	0,75	0,33	0,16
Nombre de substrats	-	8	7	8	7	8	8

* Qualitatif

Taxons non utilisés à la détermination de la variété taxonomique

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses) des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor (suite)

TAXONS / SUBSTRAT	22	23	24	25	26	27	28							
EPHEMEROPTERA	-	0,14	(1)	-	-	(2)	-	-	(1)	-				
Baetiscidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Baetidae	0,13	0,43	-	(1)	0,25	1,25	-	-	-	-				
Caenidae	-	-	-	-	-	-	0,14	-	-	-				
Ephemeridae	-	(1)	-	-	-	-	0,14	-	0,38	-				
Ephemerellidae	3,25	(1)	30,00	(14)	18,50	(4)	12,25	(31)	131,63	(20)	5,29	(32)	9,13	(12)
Heptageniidae	24,75	(4)	55,71	(8)	44,00	(18)	31,88	(38)	54,50	(35)	25,29	(8)	16,13	(16)
Leptophlebiidae	1,13	(2)	1,71	(7)	4,38	(15)	1,13	(17)	8,00	(19)	7,29	(10)	2,75	(8)
Siphonuridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tricorythidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Potamanthidae	0,13	-	(4)	-	-	(4)	-	(4)	-	(4)	-	(3)	-	(4)
TRICHOPTERA	-	0,14	-	-	-	-	0,25	-	0,14	(1)	0,13	-	-	-
Brachycentridae	-	0,14	-	-	-	-	-	-	0,14	-	-	-	-	-
Glossosomatidae	-	0,43	-	-	-	-	0,13	-	-	-	-	-	-	-
Helicopsychidae	-	-	(1)	-	0,13	-	1,13	-	3,71	-	8,13	-	-	-
Hydropsychidae	11,75	(14)	85,14	(6)	22,75	(1)	14,75	(7)	178,38	(22)	0,57	(6)	7,25	-
Hydroptilidae	0,63	(2)	6,71	(1)	15,75	-	10,88	(1)	12,63	-	14,71	-	2,50	(8)
Lepidostomatidae	0,13	-	1,71	-	1,75	-	0,38	-	3,63	(2)	3,86	(1)	0,25	-
Leptoceridae	0,25	0,57	-	-	-	-	1,13	-	2,00	-	2,00	-	9,00	-
Limnephilidae	-	-	-	0,13	-	-	0,63	-	0,13	-	2,14	-	-	-
Odontoceridae	-	-	-	-	-	-	0,13	-	-	-	-	-	-	-
Philopotamidae	0,13	-	-	-	-	-	-	-	1,38	(2)	-	(1)	-	-
Phryganeidae	-	-	-	-	-	-	0,13	-	-	(2)	-	-	-	-
Polycentropodidae	0,38	0,14	-	0,50	-	0,50	-	0,25	-	0,29	-	-	2,38	-
Psychomyiidae	-	0,43	(1)	0,13	-	-	-	0,38	(1)	-	-	-	0,50	-
Rhyacophilidae	-	0,14	(1)	-	-	-	-	0,25	-	-	-	-	-	-
PLECOPTERA	-	0,14	-	0,25	-	0,50	-	0,13	-	-	-	-	0,13	-
Capniidae	-	4,86	-	0,38	-	0,50	-	11,88	-	0,14	-	-	2,00	-
Chloroperlidae	-	-	(1)	-	-	-	-	-	(1)	-	(1)	-	-	-
Leuctridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perlidae	3,63	(1)	1,71	(3)	2,50	-	5,75	(6)	3,50	(10)	2,14	(6)	6,00	(4)
Perlodidae	-	0,86	-	0,25	-	-	-	0,75	-	-	-	-	-	-
Pteronarcyidae	-	0,14	-	-	-	-	-	0,50	-	-	-	-	-	-
Taeniopterygidae	4,00	(1)	12,71	(3)	19,50	-	14,13	(6)	40,13	(3)	1,00	-	19,13	(3)
DIPTERA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Athericidae	-	(1)	2,29	(1)	-	-	-	0,38	(2)	-	-	-	-	-
Ceratopogonidae	-	-	-	-	-	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-
Chironomidae	55,88	(27)	159,86	(7)	206,75	(41)	71,38	(10)	192,75	(12)	30,14	(13)	81,63	(11)
Empididae	0,88	-	2,71	-	0,63	-	1,13	-	2,00	-	1,71	-	3,13	-
Psychodidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sciomyzidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Simuliidae	-	-	-	-	-	-	-	0,13	-	-	-	-	-	-
Tabanidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	0,75	-	3,71	(6)	4,75	-	1,13	(2)	2,13	(5)	1,14	(2)	0,88	-
Muscidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
COLEOPTERA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Elmidae	1,00	-	-	(2)	1,00	(5)	0,50	(1)	7,57	(2)	0,88	(9)	-	-
Dytiscidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gyrinidae	-	-	-	-	-	-	-	-	(1)	-	-	-	-	-
Haliplidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydrophilidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Psephenidae	-	0,14	-	0,13	-	0,25	-	-	(1)	1,71	(1)	0,13	(1)	-
Curculionidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses) des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor (suite)

TAXONS / SUBSTRAT	22	23	24	25	26	27	28
ODONATA	-	-	-	-	-	-	-
Aeshnidae	-	-	-	-	-	-	-
Corduliidae	-	-	-	-	-	-	-
Gomphidae	-	(1)	-	-	-	-	-
Libellulidae	-	-	-	-	-	-	-
Macromiidae	-	-	-	-	-	-	-
Coenagrionidae	-	-	-	-	-	-	-
HEMIPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Corixidae	(2)	(3)	0,25 (6)	(1)	-	-	-
Gerridae	-	-	-	-	-	-	-
Mesoveliidae	-	-	-	-	-	-	-
Nepidae	-	-	-	(1)	-	-	-
Veliidae	-	-	-	-	-	-	-
LEPIDOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
HYMENOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
MEGALOPTERA	-	-	-	-	-	-	-
Sialidae	-	-	-	-	-	-	-
Corydalidae	-	-	-	-	-	-	-
CRUSTACEA	-	-	-	-	-	-	-
AMPHIPODA	-	-	-	-	-	-	-
Gammaridae	-	-	-	-	-	-	-
Talitridae	-	-	-	-	-	-	-
CLADOCERA	-	-	P	P	-	P	P
DECAPODA	-	-	-	-	-	-	-
Cambaridae	-	-	-	-	-	-	-
ISOPODA	-	-	-	-	-	-	-
Asellidae	-	-	-	-	-	-	-
HYDRACARINA	0,25 (4)	5,14 (5)	0,38	0,88 (2)	0,50 (1)	4,00 (3)	0,25
PELECYPODA	-	-	0,13	-	0,25	-	-
Sphaeriidae	-	-	-	-	-	-	-
Unionidae	-	-	-	-	-	-	-
GASTROPODA	-	-	-	-	-	-	-
Ancyliidae	2,00 (1)	2,71	24,25 (1)	2,13	- (1)	1,71	3,88
Lymnaeidae	-	-	-	-	-	-	-
Planorbidae	0,25	0,57	9,25	0,13	-	0,57	2,13
Physidae	-	-	-	-	-	0,57	-
Bithyniidae	-	-	-	-	-	-	-
Hydrobiidae	-	0,14	-	0,13	- (1)	0,57	0,75
HIRUDINEA	-	-	0,13	-	-	-	-
Erpobdellidae	0,25	-	2,75	-	- (1)	0,71 (1)	-
Glossiphoniidae	-	-	-	-	-	0,43	0,13
Hirudinidae	-	-	-	-	-	-	-
OLIGOCHAETA	17,13 (5)	27,57 (1)	530,25 (11)	110,38 (16)	82,25 (3)	64,71 (14)	120,13 (11)
NEMATODA	0,63	0,71	15,25	5,88	1,25	9,00	10,00
NEMERTEA	1,63	0,14	2,50	0,25	- (1)	14,29	0,13
TRICLADIDA	-	-	-	-	-	0,14	0,13
HYDROZOA	-	0,43	16,50	-	0,38	0,71	0,13
BRYOZOA	-	-	P	-	-	P	P
Variété taxonomique	27	34	30	32	38	37	31
Densité moyenne	131	410	945	290	735	209	310
Biomasse moyenne (g)	0,52	0,59	1,33	0,67	1,88	0,65	0,85
Nombre de substrats	8	7	8	8	8	7	8

Taxons non utilisés à la détermination de la variété taxonomique

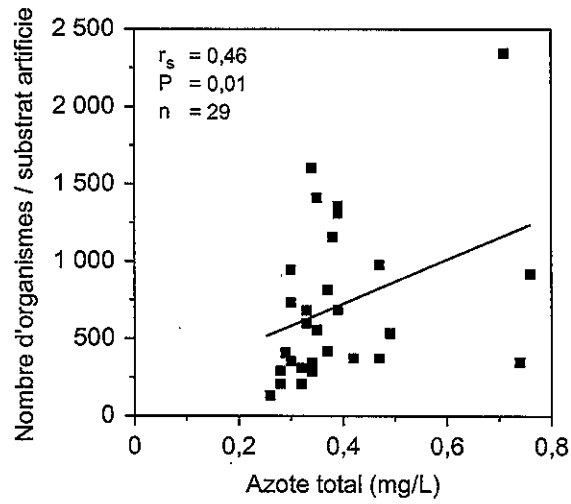
Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses) des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor (suite)

TAXONS /SUBSTRAT	29	30	30B	V1	V2
EPHEMEROPTERA	-	-	-	-	0,67 (3)
Baetiscidae	-	-	-	-	- (1)
Baetidae	0,43	0,50 (8)	1,17	-	1,00
Caenidae	-	-	-	-	5,33
Ephemeridae	-	-	-	-	- (1)
Ephemerellidae	96,71 (26)	35,88 (23)	65,33	-	16,50 (9)
Heptageniidae	60,71 (25)	3,38 (4)	4,83	0,25	14,83 (3)
Leptophlebiidae	1,14 (4)	-	0,17	-	5,17 (41)
Siphonuridae	-	-	-	-	0,33
Tricorythidae	-	-	-	-	2,00
Potamanthidae	-	-	-	-	-
TRICHOPTERA	-	-	-	-	0,17
Brachycentridae	0,29	0,25	-	-	0,17
Glossosomatidae	0,14	0,63	-	-	-
Helicopsychidae	0,14	0,63	-	-	-
Hydropsychidae	21,71 (12)	34,88 (3)	9,67	0,25	41,33 (3)
Hydroptilidae	1,00	104,88	3,67	-	1,33
Lepidostomatidae	0,86 (2)	0,50	0,17	-	0,33
Leptoceridae	0,43	2,38	0,50	0,63	4,83
Limnephilidae	0,29 (4)	0,25	-	-	2,33 (32)
Odontoceridae	-	-	-	-	- (1)
Philopotamidae	-	0,63 (1)	-	-	-
Phryganeidae	-	-	-	-	0,17
Polycentropodidae	7,29 (2)	37,88 (6)	21,33	-	0,17
Psychomyiidae	-	0,13	0,17	-	-
Rhyacophilidae	1,00	0,50	0,33	-	-
PLECOPTERA	0,29	-	-	-	- (2)
Capniidae	0,29	-	0,17	0,13	74,50 (1)
Chloroperlidae	-	-	-	-	-
Leuctridae	-	-	-	-	0,17
Perlidae	0,14 (1)	0,13	-	-	4,33 (3)
Perlodidae	0,86	0,25	1,50	-	0,50
Pteronarcyidae	-	-	-	-	0,17
Taeniopterygidae	2,86 (2)	2,38 (3)	0,50	-	1,83 (31)
DIPTERA	-	-	-	0,13	-
Athericidae	1,14	0,38	0,33	-	0,17 (1)
Ceratopogonidae	-	-	-	0,38	-
Chironomidae	44,57 (19)	167,25 (21)	27,50	23,63 (2)	82,33 (10)
Empididae	2,00	6,63	6,33	-	0,33
Psychodidae	-	-	-	-	-
Sciomyzidae	-	-	-	-	-
Simuliidae	-	-	0,17	-	0,17
Tabanidae	-	-	-	-	-
Tipulidae	3,86 (1)	8,50	2,67	-	6,83 (4)
Muscidae	-	-	-	-	-
COLEOPTERA	-	-	-	0,13	-
Elmidae	-	0,13	-	2,13	8,17
Dytiscidae	-	-	0,33	-	0,17 (5)
Gyrinidae	-	-	-	-	-
Halplidae	-	-	-	-	-
Hydrophilidae	-	-	-	-	-
Psephenidae	- (1)	-	-	-	-
Curculionidae	-	-	-	-	-

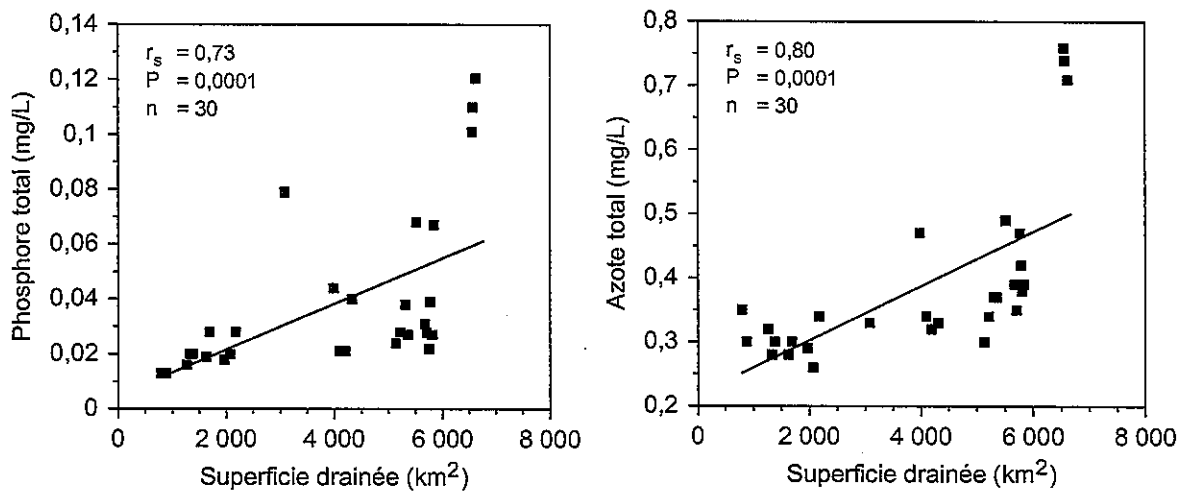
Annexe 2 Densité des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et sur le substrat naturel (entre parenthèses) des rivières Chaudière et Bras Saint-Victor (suite)

TAXONS /SUBSTRAT	29	30	30B	V1	V2
ODONATA	-	-	-	-	- (1)
Aeshnidae	-	-	-	-	-
Corduliidae	-	-	-	-	0,17
Gomphidae	-	-	-	-	-
Libellulidae	-	-	-	-	-
Macromiidae	-	-	-	-	-
Coenagrionidae	-	-	-	-	-
HEMIPTERA	-	-	-	-	-
Corixidae	- (2)	0,13 (1)	-	-	- (3)
Gerridae	-	-	-	-	-
Mesoveliidae	-	-	-	-	-
Nepidae	-	-	-	-	-
Veliidae	-	-	-	-	-
LEPIDOPTERA	-	-	-	-	-
HYMENOPTERA	-	-	-	-	-
MEGALOPTERA	-	-	(1)	-	-
Sialidae	-	-	-	-	-
Corydalidae	- (1)	0,13 (1)	-	-	0,17
CRUSTACEA	-	-	-	-	-
AMPHIPODA	- (2)	-	-	-	-
Gammaridae	-	-	-	-	-
Talitridae	0,14	-	-	-	-
CLADOCERA	P	P	P	-	-
DECAPODA	-	-	-	-	-
Cambaridae	- (2)	-	(3)	-	-
ISOPODA	-	-	-	-	-
Asellidae	-	-	0,50	-	-
HYDRACARINA	0,14 (2)	1,88 (1)	0,33	0,75	0,50
PELECYPODA	-	-	-	-	-
Sphaeriidae	-	-	-	0,13	-
Unionidae	-	-	-	-	-
GASTROPODA	-	-	-	-	0,17
Ancyliidae	-	-	0,17	2,13	0,83
Lymnaeidae	-	-	-	-	-
Planorbidae	-	-	-	0,50	0,17
Physidae	-	-	-	0,13	0,17
Bithyniidae	-	-	-	-	-
Hydrobiidae	0,14	3,63	5,50	-	-
HIRUDINEA	-	-	-	0,25	0,17
Erpobdellidae	-	-	-	-	-
Glossiphoniidae	-	-	-	-	0,17
Hirudinidae	-	-	-	-	-
OLIGOCHAETA	95,14 (32)	879,00 (3)	358,83	636,50 (26)	57,17 (7)
NEMATODA	2,29 (1)	20,00	4,33	16,25	-
NEMERTEA	0,57	44,75	17,83	5,50	1,33
TRICLADIDA	0,86	22,00	11,50	1,25	1,50
HYDROZOA	7,43	30,00	4,83	0,50	-
BRYOZOA	-	P	P	-	-
Variété taxonomique	33	35	35	18	38
Densité moyenne	355	1410	551	692	339
Biomasse moyenne (g)	1,51	1,26	0,65	0,17	0,98
Nombre de substrats	7	8	6	8	6

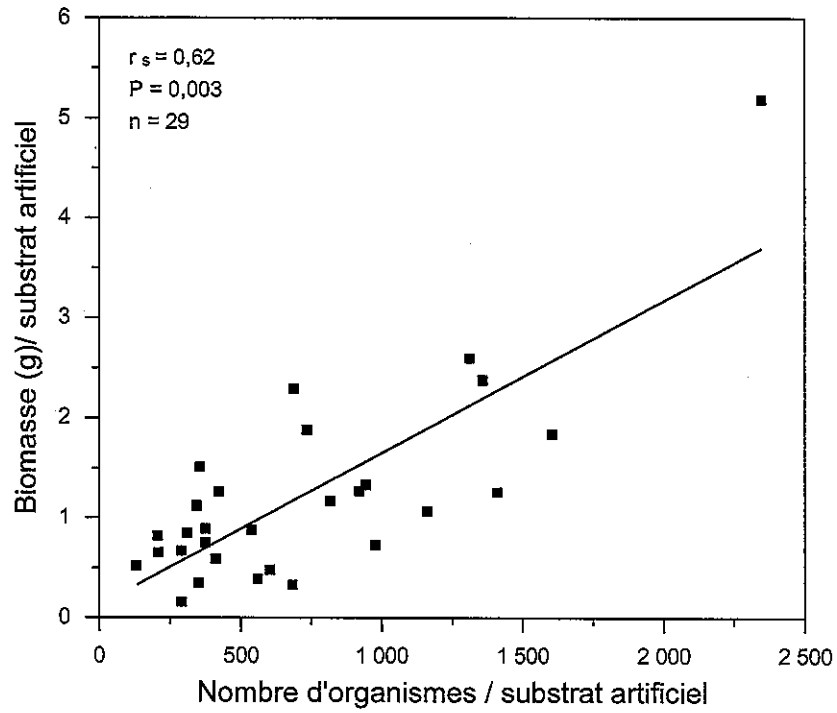
Taxons non utilisés à la détermination de la variété taxonomique



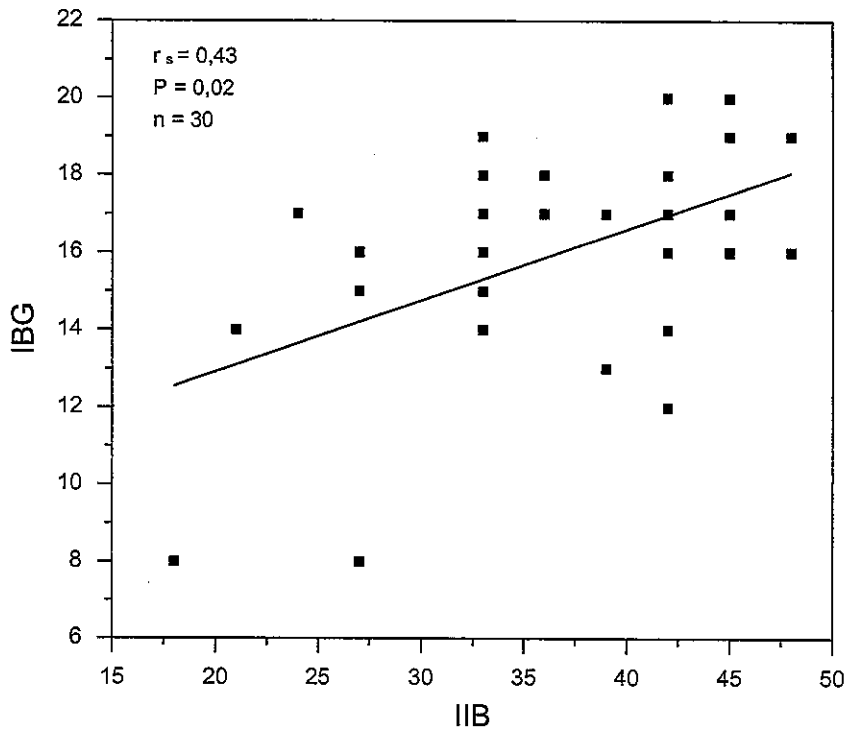
Annexe 3 Relation entre la densité benthique et les concentrations en azote de la rivière Chaudière, 1994



Annexe 4 Relation entre l'azote, le phosphore et la superficie drainée de la rivière Chaudière, 1994



Annexe 5 Relation entre la biomasse et la densité benthiques de la rivière Chaudière, 1994



Annexe 6 Relation entre l'indice biologique global (IBG) et l'indice d'intégrité biotique (IIB) de la rivière Chaudière, 1994