

Effet du débit sur la dynamique temporelle des algues périphytiques dans une rivière influencée par les activités agricoles

Effect of discharge on the temporal dynamics of periphyton in an agriculturally influenced river

I. LAVOIE^{1,3*}, W.F. VINCENT^{1,3}, R. PIENITZ^{2,3}, J. PAINCHAUD⁴

Reçu le 20 novembre 2001, accepté le 23 octobre 2002**.

SUMMARY

Periphyton in an agriculturally enriched river (Boyer River, Québec, Canada) was sampled from mid-May to the end of September 1999 to evaluate the temporal succession of periphyton and to identify potential controlling variables. The river is located on the south shore of the St. Lawrence River and discharges into it approximately 30 kilometres downstream (east) of Québec City. Land-use in the Boyer River watershed is 60% farmland and 40% forests. The site was chosen for its intense farming, accessibility and proximity to an automatic sampling station for water quality operated by the Québec Ministry of the Environment that continuously recorded pH, temperature, dissolved oxygen and discharge. Event water samples were collected for nutrients, turbidity, conductivity and suspended solids according to discharge. Periphyton growth was scraped every two weeks from rocks over a 10 meter reach, between mid-May and the end of September using a template, blade and toothbrush. Samples for chlorophyll *a* (Chl *a*) and ash-free-dry-weight (AFDW) were filtered on to Whatman GF/C glass fiber filters the same day and additional samples were preserved with paraformaldehyde-glutaraldehyde for taxonomic analysis. Chl *a* was extracted in 95% ethanol and quantified by spectrophotometry. AFDW was determined by drying the samples for 24 hours at 80°C followed by combustion in a muffle furnace at 500°C for 2 hours. Samples for diatom analysis were cleaned using a mixture of 1:1 sulphuric and nitric acid at 60°C and mounted on slides with Naphrax mounting medium. Diatoms were then identified and counted with a Zeiss

1. Département de biologie, Université Laval, Québec, G1K 7P4 Canada.
2. Département de géographie, Université Laval, Québec, G1K 7P4 Canada.
3. Centre d'études nordiques, Université Laval, Québec, G1K 7P4 Canada.
4. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement du Québec, 675 René-Lévesque est, Québec, G1R 5V7 Canada.

* Correspondance. E-mail : ilavoie@trentu.ca

** Les commentaires seront reçus jusqu'au 30 septembre 2003.

Axiovert 10 inverted microscope at 1000X magnification. A minimum of 400 valves were enumerated for each sample. The presence of other algal constituents was also determined. Statistical analyses included Pearson correlations, stepwise regression analysis and analysis of variance.

The chemical and physical properties of the river fluctuated substantially during the sampling season. Nutrient levels were consistently high with total N in the range of 1.2-7.2 mg/L and total P in the range of 0.07-0.37 mg/L, confirming the strong agricultural enrichment of the Boyer River. All measured nitrogen components (total-N, $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$) showed a decreasing trend during the sampling season while soluble reactive phosphorus (SRP), total dissolved P, conductivity, pH and temperature showed a general increase over the season. Oxygen levels were often well above or below saturation (29-176% of air equilibrium) indicating a strong biological influence on oxygen dynamics.

Periphytic biomass (Chl *a* and AFDW) and diatom community structure showed major fluctuations over time. The temporal changes in biomass were most strongly correlated with peak discharge during the preceding week (AFDW: $r = -0.748$, $p < 0.05$; and Chl *a*: $r = -0.649$, $p < 0.05$). This discharge variable was strongly correlated with several physico-chemical variables (total-N, $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, total-P, turbidity). The negative correlation between biomass and total phosphorus suggested that algae in the Boyer River were not nutrient-limited. However, stepwise regressions showed that variations in diatom-specific composition over time were regulated by various physico-chemical variables linked to environmental preferences and tolerance of each species. *Navicula seminulum*, *Navicula cf. subminusculus* and *Navicula saprophila* were strongly influenced by the peak discharge during the week preceding the sampling ($R^2 = 0.76$, $F_{(1,8)} = 25.7$, $p \leq 0.001$; $R^2 = 0.66$, $F_{(1,8)} = 15.82$, $p < 0.05$ and $R^2 = 0.55$, $F_{(1,8)} = 9.85$, $p < 0.05$, respectively). *Cymbella silesiaca*, *Cocconeis placentula*, *Cyclotella meneghiniana* and *Navicula saprophila* were strongly correlated with temperature ($R^2 = 0.58$, $F_{(1,8)} = 11.08$, $p < 0.05$; $R^2 = 0.61$, $F_{(1,8)} = 28.15$, $p \leq 0.001$; $R^2 = 0.41$, $F_{(1,8)} = 5.65$, $p < 0.05$ and $R^2 = 0.59$, $F_{(1,8)} = 11.38$, $p < 0.005$, respectively). *Diatoma vulgare* was mostly influenced by suspended solids plus discharge ($R^2 = 0.4$, $F_{(1,8)} = 5.38$, $p < 0.05$; and $R^2 = 0.86$, $F_{(1,7)} = 20.72$, $p < 0.005$, respectively). The abundance of *Navicula lanceolata* was strongly correlated with conductivity ($R^2 = 45$, $F_{(1,8)} = 6.55$, $p < 0.05$) while that of *Nitzschia* spp. correlated with total dissolved phosphorus ($R^2 = 49$, $F_{(1,8)} = 7.63$, $p < 0.05$). No significant influence of the physico-chemical environment was observed on *Navicula cryptocephala* or *Surirella brebissonii*. Benthic algae in this nutrient-rich ecosystem responded to environmental variations within 2 weeks since major changes in community composition were observed between all sampling dates. Although diatom community structure changed markedly during the sampling season, most of the observed species are indicative of nutrient-enriched rivers and streams.

The results of this study show the dynamic nature of periphyton communities in nutrient-enriched rivers and streams and underscore the importance of discharge as a regulator of biomass. The rapid shifts in community structure also imply that benthic algae can be used as a sensitive measure of environmental conditions in agriculturally impacted ecosystems.

Key-words: biomass, community structure, diatoms, discharge, nutrients, periphyton, temporal succession.

RÉSUMÉ

Le périphyton de la rivière Boyer Nord, une rivière affectée par les activités agricoles dans le sud du Québec (Canada), a été échantillonné toutes les deux semaines de la mi-mai à la fin septembre 1999 afin d'évaluer son évolution

temporelle et d'identifier les variables potentielles qui le contrôlent. Les résultats montrent la grande variabilité temporelle de la biomasse périphytique (poids sec organique et chlorophylle *a*) et de la structure de la communauté de diatomées. La communauté d'algues benthiques dans la rivière Boyer était principalement composée de diatomées (*Nitzschia*, *Cocconeis*, *Cymbella*, *Cyclotella*), d'algues vertes (*Scenedesmus*, *Pediastrum*, *Cosmarium*, *Closterium*) et de cyanobactéries (*Phormidium*, *Oscillatoria*, *Merismopedia*). La pointe de débit observée durant la semaine précédant l'échantillonnage était fortement corrélée à plusieurs variables physicochimiques (N-total, $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, P-total, turbidité) et était le plus fortement corrélée aux changements temporels de la biomasse. La biomasse (chlorophylle *a* et poids sec organique) était négativement corrélée au phosphore total, ce qui reflète la relation avec le débit. Les changements temporels dans la composition spécifique des diatomées étaient régis par différentes variables physicochimiques, selon les limites de tolérances et la valence écologique des espèces. Les algues périphytiques de cette communauté ont réagi aux variations de l'environnement à l'intérieur d'une période de 2 semaines puisque des changements majeurs dans la structure de l'assemblage de diatomées ont été observés lors de chaque échantillonnage. Ces observations montrent la forte variabilité de la biomasse et de la structure de la communauté périphytique dans les rivières enrichies par les éléments nutritifs et soulignent l'influence majeure du débit dans ce type d'environnement.

Mots clés : biomasse, débit, diatomées, nutriments, périphyton, structure de la communauté, succession temporelle.

1 – INTRODUCTION

La croissance des algues benthiques dans les rivières est le résultat d'interactions complexes entre les processus hydrologiques et les variables physicochimiques et biologiques. Les variations saisonnières ont une grande influence sur ces facteurs puisqu'elles sont responsables, entre autres, des variations de température, de lumière, de débit et de quantité d'éléments nutritifs. Ces variations naturelles sont généralement perturbées en milieux fortement influencés par l'agriculture. En effet, les activités agricoles entraînent généralement une augmentation des nutriments dans l'eau (BIGGS, 2000 ; CARPENTER *et al.*, 1998 ; COOPER, 1993), une augmentation de la turbidité/sédimentation causée par l'érosion des sols (BIGGS, 2000), une augmentation de la température de l'eau, vu l'absence de végétation riveraine (ST-JACQUES et RICHARD, 1998), une augmentation du pH (WILCOCK et NAGELS, 2001) et une augmentation de la conductivité (BROWN, 2000). Les variations des caractéristiques physicochimiques de l'eau ont des impacts différents sur les biocénoses puisque chaque espèce répond aux changements de l'environnement en fonction de ses caractéristiques morphologiques et physiologiques, entraînant ainsi une série de successions dans la communauté. Dans les écosystèmes lotiques, les pertes de biomasse sont souvent liées aux « perturbations » associées à une augmentation du débit (BIGGS *et al.*, 1998a) qui semble être un mécanisme majeur contrôlant les différences dans la biomasse et la structure des communautés périphytiques en fonction du temps et des écosystèmes (TETT *et al.*, 1978). Une augmentation du débit peut avoir des effets biologiques différents selon les

rivières (BIGGS et CLOSE, 1989) ou avoir des effets différents dans une même rivière selon la période de l'année (BOULTON *et al.*, 1992).

Le but de cette étude était de suivre l'évolution de la biomasse périphytique et de la structure des diatomées benthiques dans un écosystème lotique fortement affecté par l'agriculture et les apports importants d'éléments nutritifs qu'elle engendre. Cette étude visait également à évaluer l'importance des perturbations physiques liées aux augmentations de débit du cours d'eau. Ces observations sur les changements de composition taxonomique dans la communauté de diatomées benthiques (succession temporelle) en réponse aux variations de l'environnement physicochimique constituaient une étude exploratoire afin d'évaluer le potentiel d'un suivi intégrant les diatomées comme indicateur des changements dans la qualité de l'eau des rivières du Québec.

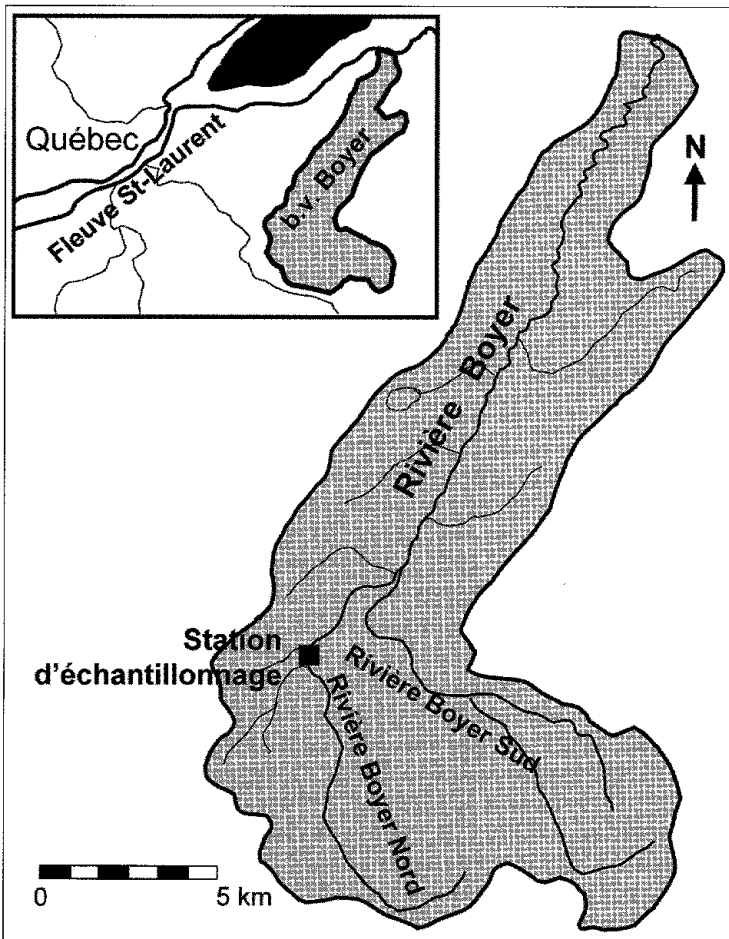


Figure 1 Localisation de la rivière Boyer et du site d'échantillonnage (situé près d'une station de mesures automatisée du ministère de l'Environnement du Québec).

Boyer River, sampling site situated near an automatic sampling station operated by the Ministry of the Environment, Québec.

1.1 Site d'échantillonnage

La rivière Boyer (superficie totale du bassin versant : 217 km²) est située sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent dans lequel elle se jette à environ 30 kilomètres à l'est de la ville de Québec (*figure 1*). Le bassin de la rivière Boyer est occupé à 60 % par l'agriculture et à 40 % par la forêt, ce qui lui confère une vocation nettement agricole. Environ 4 100 personnes vivent sur le territoire, lequel a été subdivisé en quatre sous-bassins principaux : Boyer Sud, Boyer Nord, Boyer (portion aval) et Portage (*figure 1*). Le bassin de la rivière Boyer compte quelque 275 fermes qui couvrent 13 289 hectares de terres en culture, dont près des trois quarts sont consacrés à la production de légumineuses et de graminées fourragères. Annuellement, les activités agricoles génèrent des excédents (par rapport aux prélèvements par les plantes) de 317 tonnes de phosphore et de 630 tonnes d'azote, en comparaison aux 0,7 tonne de phosphore et 16,8 tonnes d'azote associées aux rejets urbains (LAFLAMME *et al.*, 1997). Les pertes de sol dues à l'agriculture sont aussi très importantes et peuvent varier de 1 à 11 tonnes à l'hectare par année. 78 % des sédiments retrouvés dans certaines sections des cours d'eau du bassin sont issus de l'érosion des terres agricoles. Un changement important dans la composition taxonomique de la communauté des diatomées et une diminution des espèces ont été notés en raison de l'eutrophisation du milieu. Le mauvais état de santé de la rivière Boyer a été constaté grâce à l'étude des suivis des communautés benthiques et piscicoles (LAFLAMME *et al.*, 1997). Le nombre d'espèces de poissons inventoriées dans le bassin est passé de 33 à 20 espèces entre 1971 et 1992. Notamment, l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) du Saint-Laurent a progressivement déserté cette rivière qui constituait une importante frayère.

2 - MÉTHODOLOGIE

L'étude s'est déroulée dans le sous-bassin de la rivière Boyer Nord (*figure 1*). Ce site a été choisi à cause de sa vocation agricole, de son accessibilité et de la proximité d'une station automatisée de mesures de la qualité de l'eau du ministère de l'Environnement du Québec (MENV). Un tronçon de 10 mètres de longueur a été sélectionné, légèrement en amont de la station automatisée, à l'intérieur duquel les prélèvements de diatomées ont été effectués. Mis à part quelques graminées et fleurs sauvages, aucune végétation ne borde les rives du site d'échantillonnage, créant ainsi un milieu sans ombrage. Le lit de la rivière est à cet endroit principalement composé de graviers et de roches sédimentaires, bien que certains secteurs soient plutôt sablonneux.

Les algues benthiques ont été récoltées toutes les deux semaines entre le 13 mai et le 29 septembre 1999 en prenant soin de choisir des roches semblables (même taille) afin d'éviter l'effet d'une trop grande hétérogénéité entre les substrats. La profondeur de la colonne d'eau variait entre 11 et 62 cm selon la date d'échantillonnage (généralement autour de 30 cm). Les roches ont été retirées de l'eau et le périphyton a été gratté à l'aide d'une lame et d'une brosse à dents. Un emporte-pièce a été utilisé afin d'échantillonner une surface

constante (13 cm²) de façon précise et rapide. Lors de chaque campagne d'échantillonnage, 9 échantillons ont été prélevés : 3 pour les analyses de poids sec organique, 3 pour les analyses de chlorophylle *a* et 3 pour les analyses taxonomiques des diatomées. Plusieurs roches ont été récoltées lors de chaque échantillonnage puisque la surface d'une seule roche n'était généralement pas assez grande pour que les 9 échantillons y soient prélevés.

Les données physicochimiques ont été fournies par la station de mesures automatisée du ministère de l'Environnement tout au long de la période d'échantillonnage. Cette station enregistre de façon continue la température, le pH, le débit et l'oxygène dissous. De même, elle recueille automatiquement (en fonction du débit) des échantillons d'eau pour l'analyse ultérieure de la turbidité, des nitrites-nitrates (NO₃-N), de l'ammoniac (NH₃-N), de l'azote total (N-total), du phosphore total dissous (P-total-D), du phosphore total (P-total) et des orthophosphates (phosphore réactif soluble, PRS). Les méthodes analytiques et les seuils de détection des différents descripteurs de la qualité de l'eau sont décrits dans HÉBERT (1999). Lors de chacune des visites sur le site, la température et la conductivité ont également été mesurées à l'aide d'un appareil portatif. Le débit étant enregistré toutes les 30 minutes par la station automatisée, il a été exprimé de plusieurs façons pour les analyses statistiques : le débit moyen observé le jour même de l'échantillonnage (débit), le débit maximal observé pendant la semaine précédant chaque échantillonnage (débit max 1), le débit maximal observé pendant les deux semaines précédant chaque échantillonnage (débit max 2) et le débit moyen observé pendant les deux semaines précédant chaque échantillonnage (débit moy 2). Puisque le développement du périphyton dépend des conditions environnementales prévalant avant l'échantillonnage, les valeurs moyennes des variables physicochimiques ont été calculées pour les deux semaines précédant chaque date d'échantillonnage (une donnée est manquante pour l'oxygène et la turbidité). La station de mesure automatisée recueillant les échantillons d'eau en fonction du débit de la rivière, le nombre de données est variable et plus important en période de fort débit. Le nombre de mesures disponibles pour calculer les moyennes des concentrations en nutriments variait entre 3 et 10, en fonction de la date d'échantillonnage. Les moyennes des concentrations de matières en suspension ont été obtenues à partir de 4 à 18 données. Les moyennes pour le pH, le % de saturation en O₂ et la turbidité ont généralement été calculées à partir de 2 données, bien que certaines valeurs ne soient issues que d'une seule mesure. La conductivité n'a pas fait l'objet de calcul de moyenne puisqu'elle a été mesurée instantanément lors de chaque visite sur le site. Le débit est exprimé en valeur moyenne quotidienne puisque la station l'enregistre toutes les demi-heures. Certaines transformations (arcsin√, log₁₀ et √) ont dû être appliquées sur les données physicochimiques afin de respecter la normalité lors des calculs statistiques.

Le nombre de Reynolds, $R_e = \text{vitesse de l'eau} \times \text{profondeur moyenne} / \text{viscosité}$, a été calculé afin d'estimer le type d'écoulement de l'eau au niveau du site d'échantillonnage (GORDON *et al.*, 1992). La transition entre l'écoulement laminaire et turbulent se situe entre $R_e = 500$ et $R_e = 2\,000$ (GORDON *et al.*, 1992). La vitesse du courant a été estimée à partir du débit moyen observé le jour de l'échantillonnage, de la largeur du tronçon étudié et de sa profondeur. La largeur moyenne de la rivière lors de chaque échantillonnage a été calculée à partir de trois transects. La profondeur du site d'échantillonnage a été estimée à partir des profondeurs calculées tous les 20 cm le long de ces trois transects.

Le poids sec organique des biofilms périphytiques (PSO) a été déterminé en filtrant les échantillons sur des filtres en fibres de verre Whatman GF/C prébrûlés (500 °C). Les filtres ont ensuite été séchés à l'étuve pendant 24 heures à une température de 80 °C et placés dans le four à combustion à 500 °C pendant 2 heures. Les échantillons destinés à l'extraction de la chlorophylle *a* (Chl *a*) ont été filtrés à travers des filtres de fibres de verre Whatman GF/C et placés au congélateur. Au moment de l'analyse, les filtres ont été immergés dans l'éthanol (95 %) à 60 °C (NUSCH, 1980) pendant 10 minutes puis placés à 4 °C et à l'obscurité pour une extraction d'une heure. L'extrait a été centrifugé et l'absorbance du surnageant a été mesurée au spectrophotomètre (Milton Roy Spectronique 1001 plus). Une deuxième extraction a été effectuée à partir des mêmes filtres vu la concentration élevée en chlorophylle *a* des échantillons. Le ratio poids sec organique/chlorophylle *a* a été calculé pour déterminer la relation entre les biomasses des éléments autotrophes et hétérotrophes pour un échantillon donné (VIS *et al.*, 1998). Une augmentation de ce ratio indique une augmentation de l'importance relative de la communauté hétérotrophe.

Les échantillons destinés à l'analyse taxonomique des communautés périphytiques ont été traités en laboratoire avec une solution à 10 % de glutaraldéhyde-paraformaldéhyde (LOVEJOY *et al.*, 1993). Les échantillons destinés à l'observation des diatomées ont été préparés par digestion de la matière organique dans un mélange 1:1 d'acide sulfurique et nitrique à 60 °C (WILSON *et al.*, 1996). Les solutions siliceuses ont été évaporées sur des lamelles qui ont été montées sur des lames en utilisant le Naphrax comme résine de montage (indice de réfraction = 1,74). Les diatomées ont été identifiées à l'espèce et comptées à un grossissement de 1000X sous un microscope inversé de type Zeiss Axiovert 10 équipé d'une caméra Zeiss MC 100. Un minimum de 400 valves a été compté, assurant ainsi une limite de confiance de 10 % (PRYGIEL et COSTE, 1993). L'indice de Shannon a été utilisé pour estimer la diversité des espèces dans la communauté diatomique et l'indice de régularité a été calculé par l'équation de Pielou (LEGENDRE et LEGENDRE, 1998). Les analyses statistiques sur la structure de la communauté de diatomées ont été réalisées en utilisant comme unité l'abondance de chaque espèce exprimée en pourcentage et en nombre par cm². Les résultats exprimés en abondance relative (%) nous renseignent sur la structure de la composition taxonomique des diatomées benthiques tandis que les résultats exprimés en nombre de valves/cm² nous informent sur la biomasse absolue de chaque espèce. La présence d'algues autres que les diatomées a également été notée. La taxonomie des algues périphytiques de la rivière Boyer a été effectuée selon BOURRELLY (1966a, b ; 1970), FINDLAY et KLING (1979a, b) et KRAMMER et LANGE-BERTALOT (1986 ; 1988 ; 1991a, b).

3 – RÉSULTATS

3.1 Environnement physicochimique

Les données physicochimiques obtenues à partir de la station de mesures confirment le haut niveau d'enrichissement en éléments nutritifs des eaux de la rivière Boyer tout au cours de la période d'échantillonnage. L'azote total dissous était toujours supérieur à 1,18 mg/L et le phosphore total dissous était toujours supérieur à 0,01 mg/L (*figure 2*). Globalement, les teneurs en azote (N-total, $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$) diminuent pendant la période d'échantillonnage, mais elles augmentent en septembre. Inversement, le phosphore (P-total, PRS, P-total-D), la conductivité, le pH et la température tendent à augmenter de mai à septembre (*figure 2*). La turbidité, les matières en suspension et le phosphore total présentent deux pics distincts qui correspondent aux augmentations du débit. La première pointe de débit (10 juin 1999) est associée aux plus fortes valeurs de turbidité et matières en suspension ainsi qu'aux concentrations maximales de phosphore et d'azote. L'oxygène dissous exprimé en pourcentage de saturation varie entre 29 % et 176 % ce qui indique également un milieu caractérisé par une forte activité biologique (respiration et photosynthèse) amplifiée par les apports de nutriments et de matière organique. La grande variabilité du pH (*figure 2*), avec des valeurs extrêmes de 9,5, est concourant avec cette forte influence biologique. L'écoulement de l'eau au-dessus des substrats était de type turbulent lors de chaque échantillonnage puisque le nombre de Reynolds se situait entre 3 725 (2 septembre) et 52 745 (10 juin).

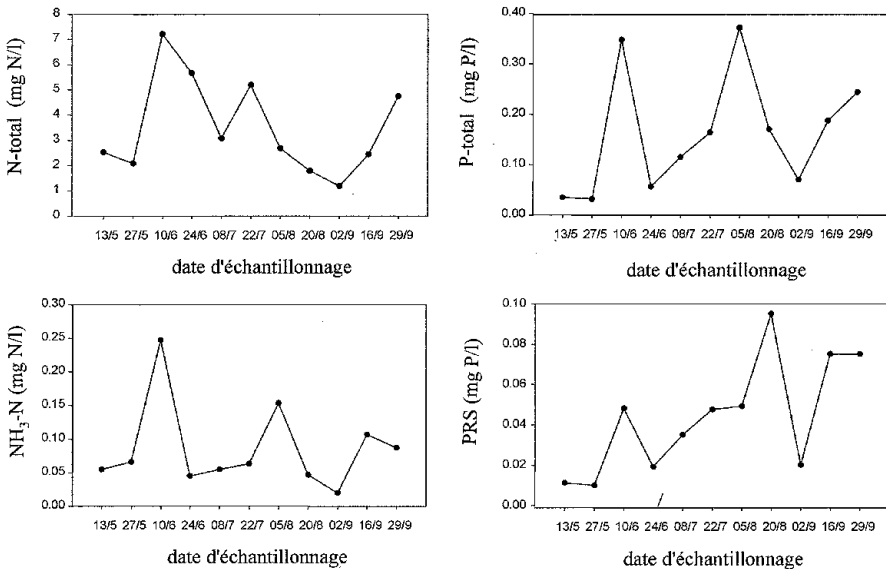


Figure 2 Évolution temporelle des variables physicochimiques des eaux de la rivière Boyer (mai à septembre 1999). Le débit est présenté sur une échelle logarithmique.

Temporal evolution of physico-chemical variables in the Boyer River (May to September 1999). Note that discharge is on a logarithmic scale.

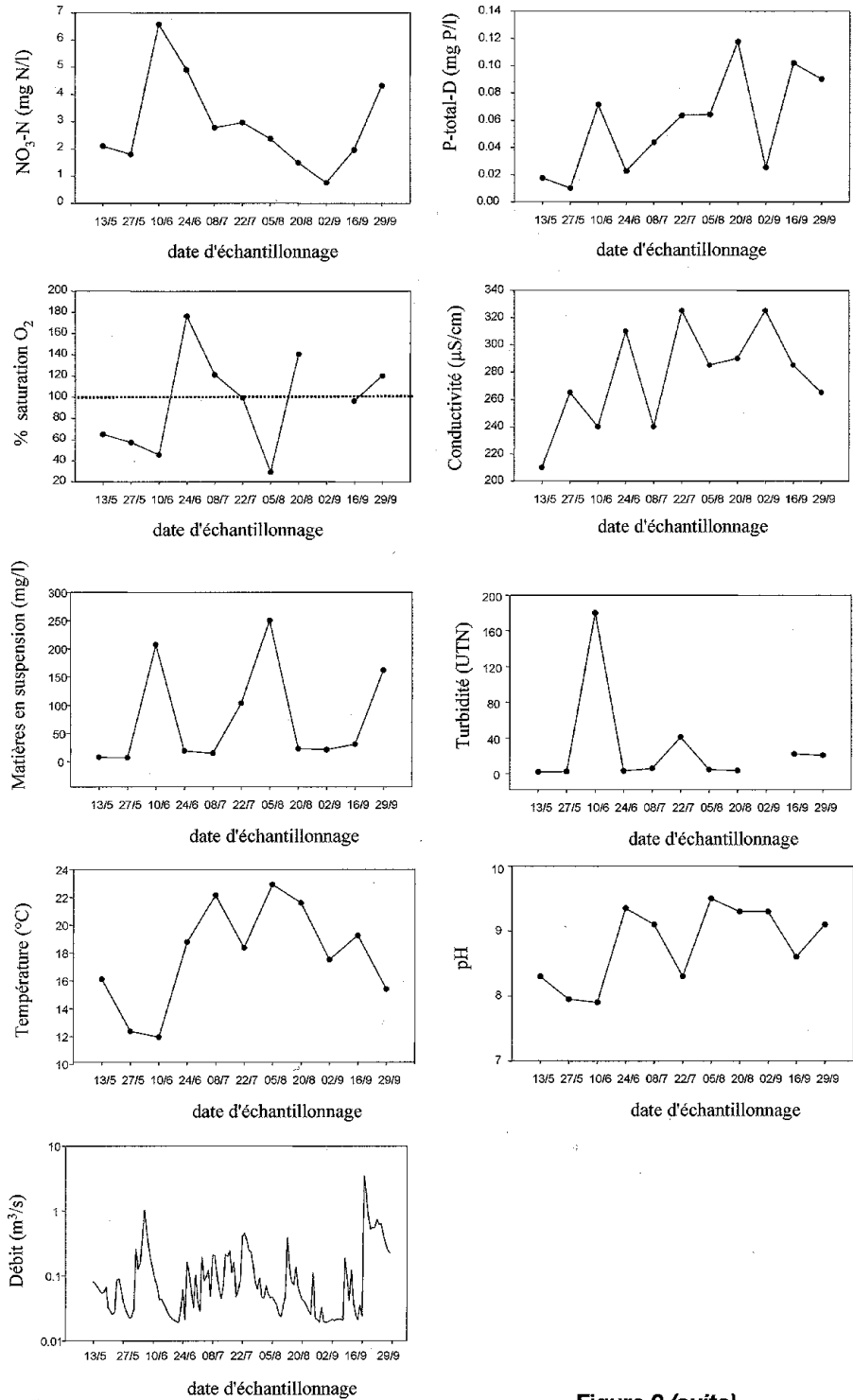


Figure 2 (suite)

3.2 Biomasse périphytique et structure de la communauté

L'aspect visuel et la texture des algues périphytiques étaient différents selon les dates d'échantillonnage et en fonction des variations des caractéristiques environnementales. Certains échantillons avaient une couleur verte très prononcée et étaient principalement composés d'algues filamenteuses, tandis que d'autres étaient de couleur brunâtre. Les valeurs de Chl *a* et de PSO des communautés périphytiques de la rivière Boyer ont varié de façon marquée tout au long de la période d'échantillonnage (figure 3). En général, la biomasse variait inversement avec le débit. Le rapport PSO/Chl *a* a également varié tout au long de la période d'échantillonnage. Les valeurs ont fluctué d'un facteur de 2,4 (256 à 617) et ont été minimales en juin et en août (graphique non présenté).

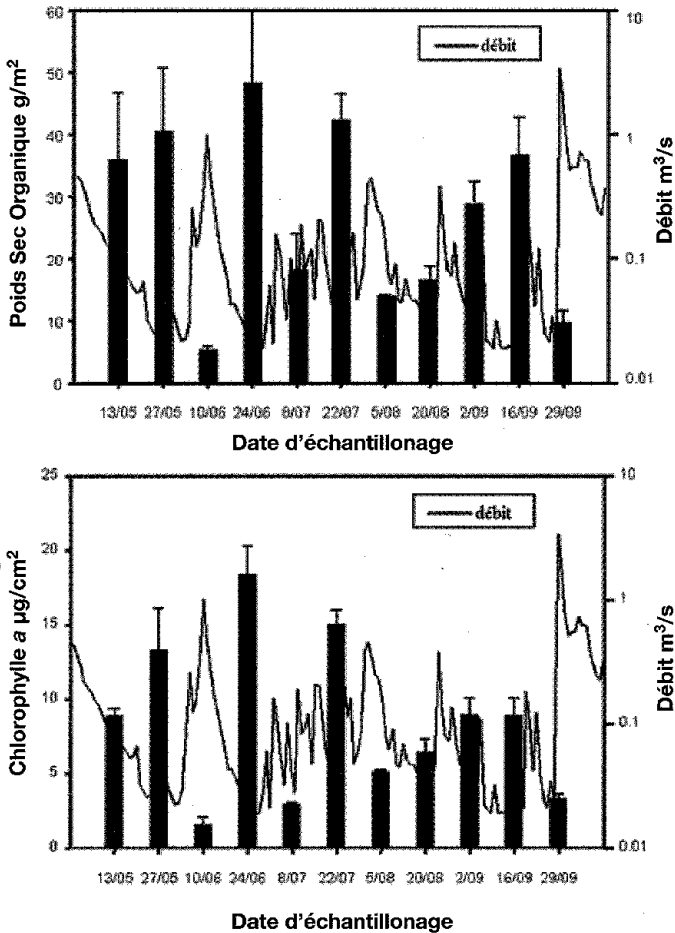


Figure 3 Évolution temporelle de la biomasse périphytique exprimée en poids sec organique et en Chlorophyll *a*.
*Temporal evolution of periphyton biomass expressed as ash-free-dry-weight and Chlorophyll *a*.*

L'analyse taxonomique des diatomées de la rivière Boyer a révélé une succession des espèces au cours de la saison d'échantillonnage. Les figures 4 et 5 montrent l'évolution temporelle de l'abondance relative des espèces dominantes (sélectionnées en faisant le total des valves de chaque espèce comptée sur l'ensemble de la période d'étude) et des espèces sous-dominantes (dominance marquée à une ou plusieurs dates d'échantillonnage sans être en nombre important le reste de la période d'étude) présentes dans la rivière Boyer de la mi-mai à la fin septembre. *N. saprophila*, *N. lanceolata*, *S. brebissonii* et plusieurs espèces du genre *Nitzschia* étaient dominantes lors du premier échantillonnage. Les échantillons du mois de juin sont dominés par *N. seminulum*, *N. cf. subminuscula* et *C. sinuata* et une diminution importante de l'abondance relative de *Nitzschia* spp. a été observée le 10 juin. Les mois de juillet et août semblent avoir été favorables à *N. cryptocephala*, *C. placentula*, *D. vulgaris* et *C. silesiaca*. C'est à la fin de la saison d'échantillonnage que les conditions semblent idéales à la prolifération de *C. meneghiniana*. Le mois de septembre est aussi caractérisé par une recrudescence de *N. seminulum*, *N. cryptocephala*, *C. sinuata* et *N. saprophila*. La liste complète des espèces de diatomées échantillonnées dans la rivière Boyer figure à l'annexe A. L'indice de diversité de Shannon augmente en début de saison pour atteindre un plateau au mois de juillet, tandis que l'indice de régularité montre une tendance à la hausse au cours de la période d'échantillonnage et une forte baisse en septembre (figure 6).

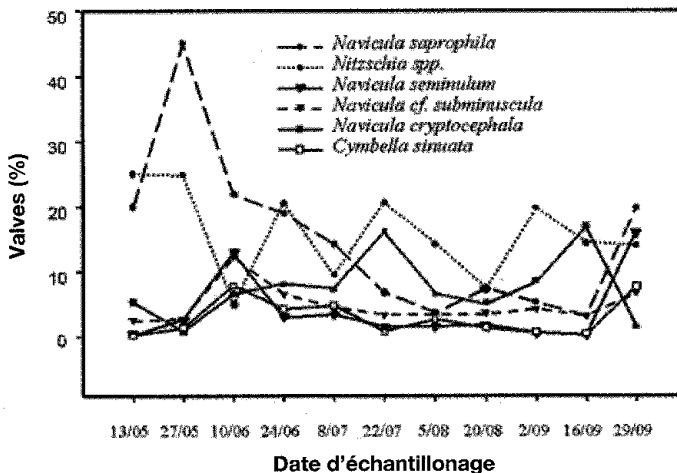


Figure 4 Évolution temporelle des espèces dominantes de diatomées. Les valeurs sont exprimées en abondance relative par rapport au nombre total de valves de la communauté.

Temporal evolution of the dominant diatom species. The values show the abundance of each species as percent total valves in the community.

Plusieurs espèces d'algues autres que les diatomées ont été observées. Les groupes les plus fréquents étaient les chlorophytes (*Scenedesmus*, *Cosmarium*, *Pediastrum*, *Closterium*) et les cyanobactéries (*Oscillatoria*, *Phormidium*, *Merismopedia*). L'algue filamenteuse *Cladophora* a été observée en

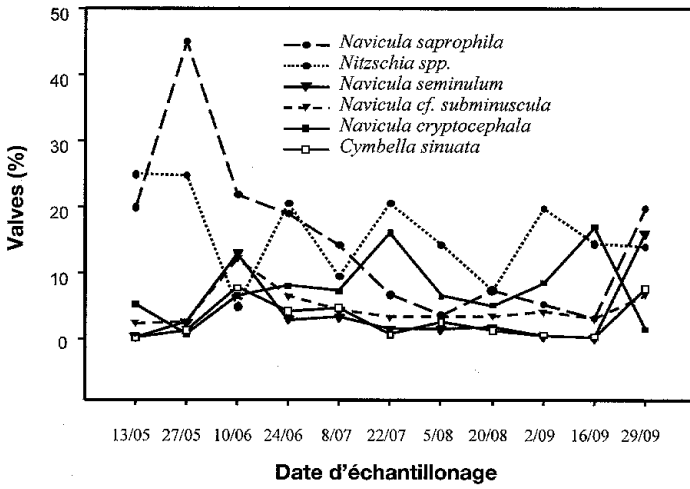


Figure 5 Évolution temporelle des espèces sous-dominantes de diatomées. Les valeurs sont exprimées en abondance relative par rapport au nombre total de valves de la communauté.

Temporal evolution of the sub-dominant diatom species. The values show the abundance of valves of each species as percent total valves in the community.

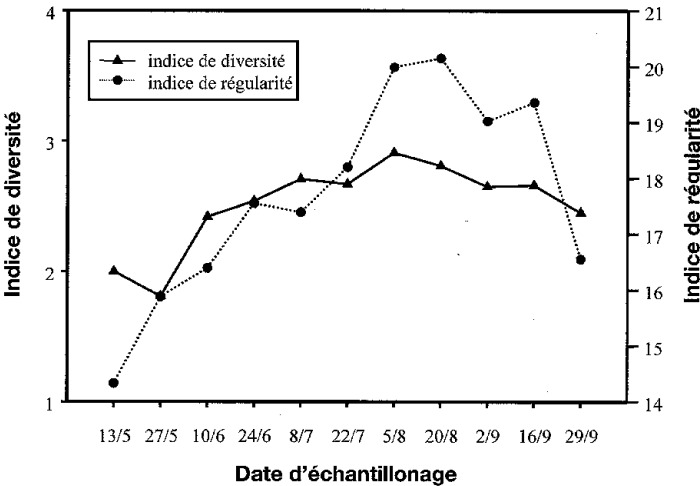


Figure 6 Évolution temporelle de l'indice de diversité de Shannon et de l'indice de régularité de Pielou pour le site d'échantillonnage.

Temporal evolution of Shannon's diversity index and Pielou's evenness index for the sampling site.

grande quantité dans un secteur d'eau rapide en amont du site d'échantillonnage, mais n'a toutefois pas été observée dans nos prélèvements.

3.3 Influence des variables physicochimiques sur la biomasse et la structure de la communauté

Afin d'analyser l'influence de l'environnement physicochimique sur la structure des communautés algales de la rivière, une série de corrélations de Pearson a été conduite. Le *tableau 1* met en relation toutes les variables physicochimiques mesurées ainsi que la Chl a et le PSO. Les résultats indiquent que la variable la plus souvent corrélée aux autres variables est le débit maximum observé pendant la semaine précédant l'échantillonnage (débit max 1). La Chl a et le PSO sont négativement corrélés avec le débit maximum observé une semaine avant chaque échantillonnage et sont également négativement corrélés au phosphore total.

Les corrélations de Pearson ont montré l'importance du débit maximal sur la biomasse. Les régressions par étape permettent de déterminer si les autres variables non corrélées au débit apportent de l'information supplémentaire. Pour ce qui est du PSO, le débit maximum observé pendant la semaine précédant l'échantillonnage apporte le plus de poids à la relation ($R^2 = 0,57$, $F_{(1,8)} = 10,56$, $p = 0,012$). La température s'ajoute ensuite au débit pour augmenter la valeur de la relation avec le PSO ($R^2 = 0,79$, $F_{(1,7)} = 13,03$, $p = 0,031$). Les autres variables n'expliquent pas une partie significative des variations de PSO. Une autre régression a été faite sur la Chl a en faisant intervenir les mêmes variables environnementales. Encore une fois, c'est le débit maximum observé une semaine avant l'échantillonnage qui influence le plus la biomasse ($R^2 = 0,43$, $F_{(1,8)} = 6,05$, $p = 0,039$). Aucune autre variable n'augmente la signification de cette relation.

Afin de comprendre l'effet des variables physicochimiques sur la composition spécifique des diatomées périphytiques, des régressions par étape ont été faites afin d'étudier les effets de l'environnement sur les espèces dominantes et sous-dominantes de diatomées exprimées en abondance relative de valves/cm² (*tableau 2*). La communauté de diatomées exprimée en abondance relative permet d'obtenir de l'information sur la composition spécifique de la communauté diatomifère benthique. Le débit maximal la semaine précédant l'échantillonnage est la variable la plus influente pour *Navicula seminulum*, *N. cf. subminusculus* et *N. saprophila*. Les autres variables de l'environnement n'ajoutent pas de valeur significative à la relation avec ces espèces. *Cymbella silesiaca*, *Cocconeis placentula*, *Cyclotella meneghiniana* et *Navicula saprophila* sont les plus fortement influencées par la température et les autres variables n'augmentent pas la signification des variations de ces espèces. *Diatoma vulgare* est influencée d'abord par les matières en suspension et le débit s'ajoute ensuite pour faire augmenter la valeur de la relation. Les régressions indiquent que la conductivité a une forte influence sur *Navicula lanceolata* tandis que *Nitzschia* spp. répond le plus fortement aux changements de concentrations en phosphore total dissous. Aucune influence significative de l'environnement physique et chimique n'a été détectée sur *Navicula cryptocephala* et *Surirella brebissonii*.

Des régressions faisant intervenir les mêmes variables de l'environnement ont été conduites sur ces mêmes espèces, cette fois exprimées en abondance absolue (*tableau 3*). La composition spécifique des diatomées exprimée en nombre de valves/cm² permet de quantifier la biomasse de chaque espèce. La conductivité est la variable ayant la plus forte influence sur *N. cryptocephala*, *C. silesiaca*, *C. placentula* et *D. vulgare*. *Surirella brebissonii* répond principalement aux variations en phosphore total dissous.

Tableau 1 Matrices de corrélations de Pearson pour la biomasse périphtyque et les variables physicochimiques de la rivière Boyer.
Table 1 Pearson's correlation matrix of periphytic biomass and physico-chemical variables for the Boyer River.

| | Débit max 1 | Débit max 2 | Débit moy 2 | MES | pH | Temp | N-total | NH ₃ -N | NO ₃ -N | P-total | P-tot-D | PRS | O ₂ | Conduc | Turbi | PSO | CHL a |
|--------------------|---------------------|-------------------|---------------------|---------------|----------------|----------------------|-------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------|---------------|----------------|----------------|---------------------|----------------|----------------|
| Débit | 0,926 *** | 0,7 * | 0,651 * | 0,543 n.s. | -0,366 n.s. | -0,52 n.s. | 0,622 * | 0,641 * | 0,714 * | 0,507 n.s. | 0,222 n.s. | 0,195 n.s. | -0,255 n.s. | -0,567 n.s. | 0,717 * | -0,703 * | -0,665 * |
| Débit max 1 | | 0,664 * | 0,923 *** | 0,582 n.s. | -0,296 n.s. | -0,473 n.s. | 0,607 * | 0,583 * | 0,682 * | 0,615 * | 0,455 n.s. | 0,422 n.s. | -0,186 n.s. | -0,369 n.s. | 0,795 ** | -0,748 ** | -0,649 * |
| Débit max 2 | | | 0,879 *** | 0,463 n.s. | 0,074 n.s. | -0,303 n.s. | 0,366 n.s. | 0,220 n.s. | 0,443 n.s. | 0,378 n.s. | 0,347 n.s. | 0,384 n.s. | 0,073 n.s. | -0,240 n.s. | 0,161 n.s. | -0,527 n.s. | -0,443 n.s. |
| Débit moy 2 | | | | 0,442 n.s. | 0,040 n.s. | -0,285 n.s. | 0,314 n.s. | 0,158 n.s. | 0,371 n.s. | 0,315 n.s. | 0,257 n.s. | 0,294 n.s. | 0,007 n.s. | -0,300 n.s. | 0,067 n.s. | 0,452 n.s. | -0,394 n.s. |
| MES | | | | | 0,026 n.s. | -0,046 n.s. | 0,488 n.s. | 0,779 *** | 0,506 n.s. | 0,924 *** | 0,351 n.s. | 0,313 n.s. | -0,516 n.s. | -0,032 n.s. | -0,516 n.s. | -0,638 * | -0,476 n.s. |
| pH | | | | | | 0,759 n.s. | -0,304 n.s. | -0,373 n.s. | -0,243 n.s. | 0,083 n.s. | 0,190 n.s. | 0,258 n.s. | 0,505 n.s. | 0,415 n.s. | -0,534 n.s. | -0,178 n.s. | -0,072 n.s. |
| Température | | | | | ** | | -0,368 n.s. | -0,308 n.s. | -0,396 n.s. | 0,115 n.s. | 0,309 n.s. | 0,338 n.s. | 0,323 n.s. | 0,303 n.s. | -0,536 n.s. | -0,041 n.s. | -0,047 n.s. |
| N-total | | | | | | | | 0,563 n.s. | 0,958 *** | 0,397 n.s. | 0,084 n.s. | 0,397 n.s. | 0,102 n.s. | -0,73 n.s. | 0,734 * | -0,148 n.s. | 0,002 n.s. |
| NH ₃ -N | | | | | | | | | 0,639 * | 0,821 *** | 0,312 n.s. | 0,228 n.s. | -0,632 n.s. | -0,355 n.s. | 0,843 *** | -0,569 n.s. | -0,517 n.s. |
| NO ₃ -N | | | | | | | | | | 0,439 n.s. | 0,085 n.s. | 0,045 n.s. | 0,072 n.s. | -0,232 n.s. | 0,747 * | -0,292 n.s. | -0,154 n.s. |

Tableau 1 (suite) Matrices de corrélations de Pearson pour la biomasse périphytique et les variables physicochimiques de la rivière Boyer.

Table 1 (continued) Pearson's correlation matrix of periphytic biomass and physico-chemical variables for the Boyer River.

| | Débit max 1 | Débit max 2 | Débit moy 2 | MES | pH | Temp | N-total | NH ₃ -N | NO ₃ -N | P-total | P-tot-D | PRS | O ₂ | Conduc | Turbi | PSO | CHL <i>a</i> |
|----------------|-------------|-------------|-------------|-----|----|------|---------|--------------------|--------------------|-------------|---------|---------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| P-total | | | | | | | | | | 0,621 ** | | 0,575 n.s. | -0,432 n.s. | -0,043 n.s. | 0,549 n.s. | -0,738 ** | -0,616 * |
| P-tot-D | | | | | | | | | | | | 0,992 *** | 0,151 n.s. | 0,120 n.s. | 0,191 n.s. | -0,512 n.s. | -0,455 n.s. |
| PRS | | | | | | | | | | | | | 0,219 n.s. | 0,149 n.s. | 0,099 n.s. | -0,506 n.s. | -0,434 n.s. |
| O ₂ | | | | | | | | | | | | | | 0,415 n.s. | -0,357 n.s. | 0,263 n.s. | 0,359 n.s. |
| Conductivité | | | | | | | | | | | | | | | -0,198 n.s. | 0,357 n.s. | 0,538 n.s. |
| Turbidité | | | | | | | | | | | | | | | | | -0,442 n.s. |
| PSO | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,935 *** |

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,005$; n.s. = non significatif.

Tableau 2 Régressions par étape mettant en relation les variables physicochimiques de l'environnement (non corrélées entre elles) et les diatomées dominantes et sous-dominantes exprimées en abondance relative de valves/cm² (*p < 0,05 ** p < 0,01).

Table 2 Stepwise regression analysis of dominant and sub-dominant diatoms expressed as percent valves/cm² against physico-chemical variables (not cross-correlated) (*p < 0.05 ** p < 0.01).

| Espèce | Variable | R ² | F-value | P-value |
|----------------------------------|------------------|----------------|----------------------------|---------|
| <i>Navicula seminulum</i> | Débit max 1 sem. | 0,76 | F _(1,8) = 25,70 | ** |
| <i>Navicula cf. subminuscula</i> | Débit max 1 sem. | 0,66 | F _(1,8) = 15,82 | * |
| <i>Cymbella sinuata</i> | Débit max 1 sem. | 0,55 | F _(1,8) = 9,85 | * |
| <i>Diatoma vulgare</i> | Solides suspens. | 0,40 | F _(1,8) = 5,38 | * |
| | Débit max 1 sem. | 0,86 | F _(1,7) = 20,72 | ** |
| <i>Cocconeis placentula</i> | Température | 0,61 | F _(1,8) = 28,15 | ** |
| <i>Cymbella silesiaca</i> | Température | 0,58 | F _(1,8) = 11,08 | * |
| <i>Navicula saprophila</i> | Température | 0,59 | F _(1,8) = 11,38 | * |
| <i>Navicula lanceolata</i> | Conductivité | 0,45 | F _(1,8) = 6,55 | * |
| <i>Cyclotella meneghiniana</i> | Température | 0,41 | F _(1,8) = 5,65 | * |
| <i>Nitzschia</i> spp. | P-tot-D | 0,49 | F _(1,8) = 7,63 | * |

Tableau 3 Régressions par étape mettant en relation les variables physicochimiques de l'environnement (non corrélées entre elles) et les diatomées dominantes et sous-dominantes exprimées en nombre de valves/cm² (*p < 0,05 ** p < 0,01).

Table 3 Stepwise regression analysis of dominant and sub-dominant diatoms expressed as valves/cm² against physico-chemical variables (not cross-correlated) (*p < 0.05 ** p < 0.01).

| Espèce | Variable | R ² | F-value | P-value |
|-------------------------------|--------------|----------------|----------------------------|---------|
| <i>Cymbella silesiaca</i> | Conductivité | 0,61 | F _(1,8) = 12,67 | ** |
| <i>Cocconeis placentula</i> | Conductivité | 0,59 | F _(1,8) = 11,37 | ** |
| <i>Navicula cryptocephala</i> | Conductivité | 0,47 | F _(1,8) = 7,01 | * |
| <i>Diatoma vulgare</i> | Conductivité | 0,45 | F _(1,8) = 6,65 | * |
| <i>Surirella brebissonii</i> | P-tot-D | 0,46 | F _(1,8) = 6,79 | * |

4 - DISCUSSION

La biomasse et la structure des communautés réagissent rapidement et de façon marquée aux variations temporelles des caractéristiques physiques et chimiques, principalement aux variations de débit. Bien que l'assemblage des diatomées benthiques fasse l'objet d'une succession saisonnière, la plupart des

espèces identifiées dans la rivière Boyer sont indicatrices d'un milieu eutrophisé. Selon MULHOLLAND *et al.* (1995), la biomasse périphytique dans les régions tempérées varie généralement de 0,7 à 1,2 mg PSO/cm². Des valeurs élevées pouvant aller jusqu'à 8 mg PSO/cm² ont été observées dans la rivière Boyer, suggérant également que cet écosystème est fortement enrichi. Les moyennes des concentrations en Chl *a* dans la rivière Boyer variaient entre 1,59 et 18,39 µg/cm². Ces valeurs sont comparables aux variations des concentrations en Chl *a* observées par BIGGS (1995), CLAUSEN et BIGGS (1997) et SHIEH *et al.* (1999) (1,42 – 28,08 µg/cm², 0,2 – 28 µg/cm² et 4,63 – 24,4 µg/cm², respectivement). Le périphyton des eaux de surface ayant un ratio PSO/Chl *a* compris entre 50 et 100 est généralement dominé par les algues (COLLINS et WEBER, 1978). Les ratios PSO/Chl *a* élevés (> 250) de la rivière Boyer indiquent que le périphyton est dominé par les organismes hétérotrophes et/ou riche en matières organiques détritiques (COLLINS et WEBER, 1978). La présence de fortes biomasses suggère que les apports d'éléments nutritifs sont un facteur de contrôle important de la croissance algale. Toutefois, l'influence du débit sur la dynamique du périphyton est également importante dans la rivière Boyer.

4.1 Variables physicochimiques

Les concentrations et l'évolution temporelle de l'azote et du phosphore dans la rivière Boyer sont en grande partie déterminées par l'utilisation des engrais agricoles dans le bassin. LAFLAMME *et al.* (1997) ont déterminé que le bilan agroenvironnemental se traduisait par d'importants surplus d'azote et de phosphore provenant des engrais, par rapport aux besoins agronomiques des cultures. Ces excédents entraînent des concentrations élevées d'azote et de phosphore dans l'eau.

L'évolution temporelle de l'azote et du phosphore au cours de la saison d'échantillonnage reflète la nature différente des processus de transformation et de transport de ces deux éléments (*figure 2*). L'azote est très mobile et apparaît rapidement dans les eaux de surface après les épandages printaniers. À mesure que les besoins agronomiques des cultures augmentent, l'azote est consommé et l'exportation vers les cours d'eau devient minimale. La hausse du N-total et du NO₃-N à la fin de la saison pourrait résulter des épandages d'automne, de la dénitrification réduite et du ralentissement de la croissance végétale.

Le phosphore, au contraire, est très peu mobile (à moins de fortes érosions du sol, ou bien, que les sites d'adsorption du sol soient complètement saturés par la surfertilisation) et se fixe aux particules. Le P-total, dont la composition est dominée par le phosphore particulaire, reflète donc la dynamique des matières en suspension. Ce sont les épisodes de pluie qui déterminent la dynamique des matières en suspension et du phosphore total. La composante dissoute du phosphore (PRS et P-total-D) présente une dynamique plus complexe, dans laquelle les processus d'adsorption/désorption interviennent en plus des phénomènes météorologiques et hydrologiques (BEAUCHEMIN *et al.*, 1996).

4.2 Influence de l'environnement physicochimique sur la biomasse périphytique

Même si les changements dans la concentration des nutriments sont importants tout au cours de la période d'étude, il semble que leurs effets soient moins évidents sur la communauté périphytique que le sont les variations de l'environnement physique. Les données montrent que la communauté périphytique de la rivière Boyer était fortement influencée par le débit. Selon la série de corrélations impliquant l'ensemble des variables physicochimiques, les analyses montrent que la pointe de débit observée une semaine avant l'échantillonnage est le plus souvent reliée aux variations des autres variables de l'environnement (*tableau 1*). Le débit associé à la journée même de l'échantillonnage est également corrélé à plusieurs variables physicochimiques, indiquant qu'il reflète les conditions prévalant les jours précédant l'échantillonnage. L'importance majeure du débit sur les communautés périphytiques des écosystèmes riches en nutriments a aussi été observée par BIGGS (1995).

Le débit maximal survenant dans les deux semaines précédant l'échantillonnage n'est pas corrélé aux autres variables physicochimiques et n'influence pas significativement la biomasse, ce qui pourrait indiquer que le temps de résilience des algues benthiques est inférieur à deux semaines. Le débit moyen calculé sur les deux semaines précédant l'échantillonnage n'influence pas les variables physicochimiques et la biomasse. Il semble alors que ce soit un événement ponctuel (pointe de débit pendant la semaine avant l'échantillonnage) qui ait un effet sur la biomasse et les variables physicochimiques. Une augmentation du débit, associée à de fortes pluies, entraîne généralement une grande quantité d'eau de ruissellement chargée en éléments nutritifs et en particules de sol. En effet, on remarque qu'une augmentation du débit est associée à toutes les formes d'azote, au phosphore total, aux matières en suspension et à la turbidité.

La corrélation négative entre la biomasse et le phosphore total (*tableau 1*) ne correspond pas au modèle selon lequel le phosphore régit la croissance des algues en eau douce (BOTHWELL, 1989). Cette corrélation négative s'explique par le rôle prédominant du débit dans le contrôle de la biomasse (Chl *a* et le PSO), du phosphore et de la turbidité. Une augmentation du débit entraîne une perte de biomasse par abrasion du périphyton. Un fort débit entraîne aussi une grande turbidité qui, en diminuant la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau, limite la croissance des algues malgré la hausse de la charge en phosphore. À ce site, le débit et l'érosion qui lui est associée ont probablement une plus grande influence sur la croissance algale que le phosphore. De plus, le phosphore n'est pas un élément limitant dans ce tronçon de la rivière Boyer. En effet, les concentrations sont élevées et le P-total dépasse en tout temps la valeur seuil de 0,03 mg P/L qui est considérée comme la limite inférieure pour un milieu lotique eutrophe (MENV, 2001). Enfin, la diminution du débit entraîne une rapide augmentation de la biomasse, ce qui suggère un contrôle hydraulique plutôt que chimique de la croissance algale (*figure 3*). Cette augmentation rapide de la biomasse peut toutefois résulter de la grande disponibilité et stabilité des substrats rocheux après une perturbation hydrologique.

Les valeurs élevées du nombre de Reynolds indiquent un écoulement de type turbulent au-dessus des substrats lors de chaque échantillonnage. La

variabilité dans la forme du lit de la rivière ainsi que le type de substrat ne rendent qu'approximative la transition entre l'écoulement laminaire et turbulent. Toutefois, selon GORDON *et al.* (1992), l'écoulement de l'eau dans un écosystème lotique n'est presque jamais considéré comme étant laminaire lors de conditions normales.

4.3 Influence de l'environnement physicochimique sur la structure de la communauté de diatomées

Bien que le débit soit le facteur environnemental le plus influant pour déterminer les variations de biomasse, ce facteur n'est pas toujours responsable des variations de la structure des communautés de diatomées. En effet, selon les espèces, les analyses statistiques montrent que la température, la conductivité, le P-total-D et les matières en suspension jouent aussi un rôle dans le mécanisme de succession des espèces. Pour certaines d'entre elles (*N. seminulum*, *N. cf. subminuscula* et *C. sinuata*; tableau 2), le débit a un effet positif alors qu'il est négativement corrélé à la Chl *a* et au PSO; tableau 1). Ces réponses opposées peuvent s'expliquer par le fait que la biomasse est représentative de l'ensemble de la communauté algale et que les autres groupes d'algues sont généralement plus sensibles à une augmentation de la vitesse du courant que le sont les diatomées. En effet, les diatomées mucilagineuses sont plus résistantes aux augmentations du débit que les communautés filamenteuses à structure lâche (BIGGS *et al.*, 1998b, BIGGS et THOMSEN, 1995). La capacité des algues à rester fixées au substrat lors d'une augmentation brutale du débit varie en fonction de leur taille, leur morphologie et leur mode d'attachement (PETERSON et STEVENSON, 1990). Dans la rivière Boyer, les espèces de diatomées qui ont été observées comme étant favorisées par une augmentation du débit sont de petite taille (*N. seminulum*, *N. saprophila* et *N. cf. subminuscula*). Bien que la plupart des diatomées périphytiques produisent du mucilage, certaines espèces observées dans la rivière Boyer sont caractérisées par la production d'une plus grande quantité de mucilage, par exemple *N. lanceolata* et *C. meneghiniana*, ce qui est un atout pour évoluer dans un système perturbé par de fortes variations de débit (COX, 1996). Ainsi, l'augmentation relative de ces espèces (abondance relative de valves/cm²) peut s'expliquer par la diminution d'autres espèces de diatomées plus facilement arrachées par le courant. De même, l'effet du débit peut être moins évident chez certaines espèces de diatomées, surtout celles qui sont les premières à coloniser des surfaces dénudées à l'issue d'un événement perturbateur (BIGGS *et al.*, 1998b). Effectivement, certaines diatomées sont reconnues pour être des espèces pionnières (capacité de colonisation des environnements dénudés de façon plus rapide que d'autres groupes comme les chlorophytes et les cyanobactéries), ce qui pourrait masquer l'influence du débit. Par exemple, si un échantillonnage est effectué dans les jours suivant un fort débit, ces espèces de diatomées ont déjà colonisé le substrat en comparaison à d'autres groupes plus lents. Les grandes baisses de biomasse associées à de forts courants pourraient alors être causées par l'érosion importante d'algues vertes et de cyanobactéries et par leur colonisation plus lente après la perturbation. Les travaux de PETERSON *et al.* (1994) suggèrent que la composition spécifique des espèces peut être une composante déterminante de la résistance et de la résilience d'une communauté à la suite d'une perturbation, indiquant que la structure de la communauté au moment du stress influence la réponse.

Les variations temporelles des espèces dominantes et des sous-dominantes de la rivière Boyer (*figures 4 et 5*) montrent que la communauté présente des stades de succession. Les caractéristiques physiologiques et morphologiques propres à chaque espèce régissent en grande partie les types de stratégies et mécanismes intervenant dans le processus de succession. La composition spécifique du périphyton de la rivière Boyer semble réagir rapidement aux variations de l'environnement (moins de deux semaines) puisque la structure de la communauté de diatomées diffère lors de chaque échantillonnage. L'indice de diversité présente une augmentation importante en début de saison, probablement causée par des conditions environnementales favorisant l'établissement d'un plus grand nombre d'espèces (diminution des crues printanières, augmentation de la température de l'eau, augmentation de l'intensité lumineuse). Le nombre de taxons de diatomées varie peu, mais une succession des espèces dominantes est à noter (*figure 6*). L'indice de régularité est caractérisé par une évolution temporelle beaucoup plus fluctuante que celle de l'indice de diversité. Les évolutions saisonnières de diversité et de régularité varient de façon différente, ce qui suggère que la diversité et la régularité des espèces peuvent répondre différemment aux effets d'une perturbation (DEATH et WINTERBOURNE, 1995).

5 – CONCLUSION

Cette étude apporte de l'information sur la dynamique des algues périphytiques dans des conditions saturantes en sels nutritifs et souligne l'effet majeur des variations de débit sur la biomasse et la structure de la communauté algale périphytique de la rivière Boyer. Les nutriments étant toujours en concentrations élevées, l'effet du débit semble amplifié. Le débit affecte directement la biomasse et la structure entière de la communauté périphytique, sans nécessairement nuire à certaines espèces plus résistantes. En effet, certaines diatomées de la rivière Boyer ne semblent pas affectées négativement par le débit et leur succession est plus fortement liée à d'autres variables environnementales comme la conductivité et la concentration en phosphore. Ces observations soulignent le potentiel des diatomées comme bio-indicateurs des changements environnementaux en milieu fluvial et l'importance de coupler les mesures de biomasse avec l'analyse de la composition taxonomique des peuplements algaux.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier vivement le ministère de l'Environnement du Québec pour l'ensemble des analyses physicochimiques et particulièrement le personnel de la direction du suivi de l'état de l'environnement pour leur aide et leur

grande efficacité. Remerciements également au Centre d'études nordiques pour le support logistique et au Conseil de recherche en sciences naturelles et génie du Canada et les fonds de soutiens aux chercheurs et à la recherche pour le soutien financier.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BEAUCHEMIN S., SIMARD R.R., CLUIS D., 1996. Phosphorus sorption-desorption kinetics of soil under contrasting land uses. *J. Environ. Qual.*, 25, 1317-1325.
- BIGGS B.J.F., 1995. The contribution of flood disturbance, catchment geology and land use to the habitat template of periphyton in stream ecosystems. *Freshwater Biol.*, 33, 419-438.
- BIGGS B.J.F., 2000. Eutrophication of streams and rivers: dissolved nutrient-chlorophyll relationships for benthic algae. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 19, 17-31.
- BIGGS B.J.F., CLOSE M.E., 1989. Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effects of flows and nutrients. *Freshwater Biol.*, 22, 209-231.
- BIGGS B.J.F., THOMSEN H.A., 1995. Disturbance of stream periphyton by perturbations in shear stress: time to structural failure and differences in community resistance. *J. Phycol.*, 31, 233-241.
- BIGGS B.J.F., GORING D.G., NIKORA V.I., 1998a. Subsidy and stress responses of stream periphyton to gradients in water velocity as a function of community growth form. *J. Phycol.*, 34, 598-607.
- BIGGS B.J.F., STEVENSON R.J., LOWE R.L., 1998b. A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. *Arch. Hydrobiol.*, 143, 21-56.
- BOTHWELL M.L., 1989. Phosphorus-limited growth dynamics of lotic periphytic diatom communities: Areal biomass and cellular growth rate responses. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46, 1293-1301.
- BOULTON A.J., PETERSON C.G., GRIMM N.B., FISHER S.G., 1992. Stability of an aquatic macroinvertebrate community in a multiyear hydrologic disturbance regime. *Ecology*, 73, 2192-2207.
- BOURRELLY P., 1966a. Les Algues d'eau douce, initiation à la systématique. Tome I : les algues vertes. Éditions N. Boubée et Cie, Paris, 511 p.
- BOURRELLY P., 1966b. Les Algues d'eau douce, initiation à la systématique. Tome II : les algues jaunes et brunes. Éditions N. Boubée et Cie, Paris, 438 p.
- BOURRELLY P., 1970. Les Algues d'eau douce, initiation à la systématique. Tome III : les algues bleues et rouges. Éditions N. Boubée et Cie, Paris, 512 p.
- BROWN L.R., 2000. Fish communities and their associations with environmental variables, lower San Joaquin River drainage, California. *Environ. Biol. Fishes.*, 57, 251-269.
- CARPENTER S.R., CARACO N.F., CORRELL D.L., HOWARTH R.W., SHARPLEY A.N., SMITH V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.*, 8, 559-568.
- CLAUSEN B., BIGGS B.J.F., 1997. Relation between benthic biota and hydrological indices in New Zealand streams. *Freshwater Biol.*, 38, 327-342.
- COLLINS G.B., WEBER C.I., 1978. Phycoperiphyton as indicators of water quality. *Trans. Am. Microsc. Soc.*, 97, 36-43.
- COOPER C.M., 1993. Biological effects of agriculturally derived surface water pollutants on aquatic systems- A review. *J. Environ. Qual.*, 22, 402-408.
- COX E.J., 1996. Identification of freshwater diatoms from live material. Chapman et Hall, Londres (UK), 128 p.
- DEATH R.G., WINTERBOURNE M.J., 1995. Diversity patterns in stream benthic invertebrate communities : the influence of habitat stability. *Ecology*, 76, 1446-1460.

- FINDLAY D., KLING H., 1979a. A species list and pictorial reference to the phytoplankton of central and northern Canada. Part I. Fisheries and Marine Service Manuscript Report No. 1503, Winnipeg, Manitoba, 326 p.
- FINDLAY D., KLING H., 1979b. A species list and pictorial reference to the phytoplankton of central and northern Canada. Part II. Fisheries and Marine Service Manuscript Report No. 1503, Winnipeg, Manitoba, 287 p.
- GORDON N.D., McMAHON T.A., FINLAYSON B.L., 1992. Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists. John Wiley and Sons, New York, 526 p.
- HÉBERT S., 1999. Qualité des eaux du fleuve St-Laurent, 1990-1997. Ministère de l'Environnement, Direction des écosystèmes aquatiques. Québec, 38 p et 4 annexes.
- KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H., 1986. *Bacillariophyceae*. 1. Teil: *Naviculaceae*. In: Ettl H., Gärtner G., Gerloff J., Heynig H., Mollenhauer D. (éd.), Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/1. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York, 876 p.
- KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H., 1988. *Bacillariophyceae*. 2. Teil: *Bacillariaceae*, *Epithemiaceae*, *Surirellaceae*. In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H., Mollenhauer D. (éd.), Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/2. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York, 596 p.
- KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H., 1991a. *Bacillariophyceae*. 3. Teil: *Centrales*, *Fragilariaceae*, *Eunotiaceae*. In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H., Mollenhauer D. (éd.), Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/3. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/Jena, 576 p.
- KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H., 1991b. *Bacillariophyceae*. 4. Teil: *Achnanthesaceae*, *Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae und Gomphonema)*. In: Ettl H., Gärtner G., Gerloff J., Heynig H., Mollenhauer D. (éd.), Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/4. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/Jena, 437 p.
- LAFLAMME D., PICHÉ I., MICHAUD A., BÉDARD Y., TRENÇIA G., LAROCHE R., CHAMPAGNE L., GOUIN J.-M., 1997. Situation environnementale du bassin de la rivière Boyer, ministère de l'Environnement et de la Faune, de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation en collaboration avec Saint-Laurent Vision 2000 et le Groupe d'intervention pour la restauration de la rivière Boyer, 202 pp.
- LEGENDRE P., LEGENDRE L., 1998. Numerical Ecology: Developments in Environmental Modelling 20. 2^e édition anglaise. Elsevier Science B.V., Amsterdam, 853 p.
- LOVEJOY C., VINCENT W.F., FRENETTE J.-J., DODSON J.J., 1993. Microbial gradients in a turbid estuary: Application of a new method for protozoan community analysis. *Limnol. Oceanogr.*, 38, 1295-1303.
- MENV, 2001. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Ministère de l'Environnement du Québec, www.menv.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm.
- MULHOLLAND P.J., MARZOLF E.R., HENDRICKS S.P., WILKERSON R.V., 1995. Longitudinal patterns of nutrient cycling and periphyton characteristics in streams, a test of upstream-downstream linkage. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 14, 357-370.
- NUSCH E.A., 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Beih.*, 14, 14-36.
- PETERSON G.P., STEVENSON R.J., 1990. Post-spate development of epilithic algal communities in different current environments. *Can. J. Bot.*, 68, 2092-2102.
- PETERSON C.G., 1996. Response of benthic algal communities to natural physical disturbance. In: Bothwell M.L., Lowe R.L., *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, San Diego, 753 p.
- PETERSON C.G., WEIBEL A.C., GRIMM N.B., FISHER S.G., 1994. Mechanisms of benthic algal recovery following spates: comparison of simulated and natural events. *Oecologia*, 98, 280-290.
- PRYGIEL J., COSTE M., 1993. Utilisation des indices diatomiques pour la mesure de la qualité des eaux du bassin Artois-Picardie : bilan et perspectives. *Ann. Limnol.*, 29, 255-267.
- SHIEH S.-H., KONDRATIEFF B.C., WARD J.V., 1999. Longitudinal changes in benthic organic matter and macroinvertebrate in a polluted Colorado plains streams. *Hydrobiol.*, 411, 191-209.

- ST-JACQUES N., RICHARD Y., 1998. Développement d'un indice de qualité de la bande riveraine : application à la rivière Chaudière et mise en relation avec l'intégrité biotique du milieu aquatique, page 6.1 à 6.41, In : 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 no EN980022.
- TETT P., GALLEGOS C., KELLY M.G., HORNBERGER G.M., COSBY B.J., 1978. Relationships among substrate, flow, and benthic microalgal pigment density in the Mechums River, Virginia. *Limnol. Oceanogr.*, 23, 785-797.
- VIS C., HUDON C., CATTANEO A., PINEL-ALLOUL B., 1998. Periphyton as an indicator of water quality in the St Lawrence River (Québec, Canada). *Environ. Pollut.*, 101, 13-24.
- WILCOCK R.J., NAGELS J.W., 2001. Effects of aquatic macrophytes on physico-chemical conditions of three contrasting lowland streams: a consequence of diffuse pollution from agriculture? *Water Sci. Technol.*, 43, 163-168.
- WILSON S.E., CUMMING B.F., SMOL J.P., 1996. Assessing the reliability of salinity inference models from diatom assemblages: an examination of a 219-lake data set from western North America. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53, 1580-1594.

Annexe A

Liste floristique des diatomées périphytiques échantillonnées dans la rivière Boyer, mai à septembre 1999.

Liste of periphytic diatoms sampled in the Boyer River, May to September 1999.

| | |
|---------------------------------------|--|
| <i>Amphora pediculus</i> | <i>Navicula</i> cf. <i>phyllepta</i> |
| <i>Achnanthes lanceolata</i> | <i>Navicula</i> cf. <i>subminuscula</i> |
| <i>Achnanthes minutissima</i> | <i>Navicula cryptocephala</i> |
| <i>Cocconeis placentula</i> | <i>Navicula lanceolata</i> |
| <i>Cyclotella meneghiniana</i> | <i>Navicula minima</i> |
| <i>Cymbella</i> sp. 1 | <i>Navicula saprophila</i> |
| <i>Cymbella silesiaca</i> | <i>Navicula seminulum</i> |
| <i>Cymbella sinuata</i> | <i>Navicula</i> sp. section <i>lineolata</i> |
| <i>Cymbella tumida</i> | <i>Navicula</i> spp. |
| <i>Diatoma tenuis</i> | <i>Navicula tripunctata</i> |
| <i>Diatoma vulgare</i> | <i>Nitzschia acicularis</i> 1 |
| <i>Eunotia pectinalis</i> | <i>Nitzschia acicularis</i> 2 |
| <i>Fragilaria</i> cf. <i>capucina</i> | <i>Nitzschia</i> cf. <i>constricta</i> |
| <i>Fragilaria pulchella</i> | <i>Nitzschia</i> cf. <i>inconspicua</i> |
| <i>Fragilaria ulna</i> | <i>Nitzschia gracilis</i> |
| <i>Gomphonema angustum</i> | <i>Nitzschia linearis</i> |
| <i>Gomphonema parvulum</i> | <i>Nitzschia</i> spp. |
| <i>Gomphonema</i> spp. | Pennée non-identifiée, 19, × 6 µm |
| <i>Gomphonema truncatum</i> | Pennée non-identifiée, 20 × 6 µm |
| <i>Gyrosigma</i> spp. | <i>Surirella angusta</i> |
| <i>Melosira</i> cf. <i>varians</i> | <i>Surirella brebissonii</i> |
| <i>Meridion circulare</i> | <i>Synedra</i> spp. |