



National Library
of Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services Branch

Direction des acquisitions et
des services bibliographiques

395 Wellington Street
Ottawa, Ontario
K1A 0N4

395, rue Wellington
Ottawa (Ontario)
K1A 0N4

Your file *Votre référence*

Our file *Notre référence*

NOTICE

The quality of this microform is heavily dependent upon the quality of the original thesis submitted for microfilming. Every effort has been made to ensure the highest quality of reproduction possible.

If pages are missing, contact the university which granted the degree.

Some pages may have indistinct print especially if the original pages were typed with a poor typewriter ribbon or if the university sent us an inferior photocopy.

Reproduction in full or in part of this microform is governed by the Canadian Copyright Act, R.S.C. 1970, c. C-30, and subsequent amendments.

AVIS

La qualité de cette microforme dépend grandement de la qualité de la thèse soumise au microfilmage. Nous avons tout fait pour assurer une qualité supérieure de reproduction.

S'il manque des pages, veuillez communiquer avec l'université qui a conféré le grade.

La qualité d'impression de certaines pages peut laisser à désirer, surtout si les pages originales ont été dactylographiées à l'aide d'un ruban usé ou si l'université nous a fait parvenir une photocopie de qualité inférieure.

La reproduction, même partielle, de cette microforme est soumise à la Loi canadienne sur le droit d'auteur, SRC 1970, c. C-30, et ses amendements subséquents.



National Library
of Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services Branch

395 Wellington Street
Ottawa, Ontario
K1A 0N4

Bibliothèque nationale
du Canada

Direction des acquisitions et
des services bibliographiques

395, rue Wellington
Ottawa (Ontario)
K1A 0N4

Your file *Voire référence*

Our file *Notre référence*

The author has granted an irrevocable non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of his/her thesis by any means and in any form or format, making this thesis available to interested persons.

L'auteur a accordé une licence irrévocable et non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de sa thèse de quelque manière et sous quelque forme que ce soit pour mettre des exemplaires de cette thèse à la disposition des personnes intéressées.

The author retains ownership of the copyright in his/her thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without his/her permission.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège sa thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

ISBN 0-315-83831-0

Canada



UNIVERSITÉ D'OTTAWA
UNIVERSITY OF OTTAWA

À ma famille,

"Over the past two decades, eloquent spokesmen have sensitized public and politicians to environmental degradation. However, when asked for practical advice about agricultural policy, recreational development, wildlands management, or industrial siting, our "directions" were frequently little more than platitudes and aphorisms. If ecology has lost the ear of the public, it is our own fault. When we were asked, we had nothing to say."

R. Peters (1983)

*The Ecological Implications
of Body Size.*

Remerciements

Je voudrais tout d'abord remercier mon superviseur, le Dr. Antoine Morin pour sa disponibilité de même que pour son support académique et financier. Je voudrais également remercier les membres de mon comité d'évaluation, le Dr. François Chapleau, le Dr. Hans Damman et le Dr. Scott Findley, pour le temps qu'ils ont investi à commenter le présent manuscrit. Merci à Bernardka Jamnick, à Lyne Souigny, à Kathy Grant, à Paul Dumont et à Nathalie Bourassa, pour leur aide et leur compagnie sur le terrain et dans le laboratoire.

Merci à Claude Renaud et Brian Coad pour leurs conseils et leur grande bonté. Merci aussi à Sylvie Laframboise, à Michèle Steigerwald, à Mike Rankin et à Francis Cook pour leur encouragements. Ils ont été très appréciés.

Un merci spécial à mes frères Serge et Joël ainsi qu'à mes soeurs Isabel, Sylvie, Lyse-Marie et Mélanie. Oui, enfin, j'ai fini!!! Un merci particulier à mes parents pour leur support, leur patience et leur compréhension. Merci beaucoup.

Merci à ma fiancée Marie-Chantal, pour son amour et pour toute l'énergie qu'elle a investie avec moi dans ce travail. Merci Chérie d'y avoir cru.

Merci enfin à tous ceux qui, amis(es) ou inconnus(es), m'ont encouragé par leur gentillesse et leur sourire.

Résumé

Douze ruisseaux de la région d'Ottawa-Hull ont été échantillonnés entre le 9 mai 1990 et le 1^{ier} août 1991 pour étudier comment la biomasse et la structure en taille des macroinvertébrés benthiques varient en fonction de la biomasse du périphyton.

La biomasse moyenne annuelle des macroinvertébrés non-filtreurs est positivement corrélée à la biomasse moyenne annuelle du périphyton entre les sites. Cette relation est décrite par l'équation de régression suivante: $\text{Log}(\text{BNF}) = 1.64 + 0.41 * \text{Log}(\text{Péri})$ ($r^2=0.50$, $F=9.9$, $p=0.01$, $S^2=0.15$, $n=12$). Le logarithme de la biomasse moyenne annuelle du périphyton explique 50% de la variabilité du logarithme de la biomasse moyenne annuelle des macroinvertébrés non-filtreurs. Cette valeur passe à 70% si l'on considère seulement la période allant de la mi-juillet à la mi-août. La relation entre l'abondance du périphyton et l'abondance des macroinvertébrés non-filtreurs varie peu pendant l'année et est constante entre la mi-juillet et la mi-août. Le spectre de taille normalisé de l'ensemble des macroinvertébrés benthiques provenant des sites de ville a subi une translation vers la droite le long de l'abscisse par rapport au spectre de taille normalisé des autres sites lotiques. Cette translation indique un poids moyen des macroinvertébrés plus grand dans les sites de ville que dans les sites du Parc de la Gatineau. Cette translation n'est pas uniquement liée au niveau d'eutrophie du site. D'autres études en milieu contrôlé seront nécessaires pour en déterminer la cause.

Abstract

Twelve streams of the Ottawa-Hull area were sampled between May 9, 1990 and August 1st, 1991 to examine how benthic macroinvertebrate biomass and size spectra varied in relation to periphyton biomass.

Among sites, non-filter-feeding macroinvertebrate biomass is correlated positively to periphyton biomass. This relation is defined by the regression equation: $\text{Log}(\text{BNF}) = 1.64 + 0.41 \cdot \text{Log}(\text{peri})$ ($r^2=0.50$, $F=9.9$, $p=0.01$, $S^2=0.15$, $n=12$). The logarithm of the mean annual periphyton biomass explains 50% of the variance encountered in the logarithm of the mean annual non-filter-feeding macroinvertebrate biomass. This figure goes up to 70% if only samples collected between mid-July and mid-August are considered. The normalized size spectra of all benthic macroinvertebrates from city streams is shifted to the right along the abscissa compared to the normalized size spectra of other streams. This shift indicates a greater individual average weight for macroinvertebrates in city streams compared to macroinvertebrates from Gatineau Park. This shift is not solely related to the eutrophic level of the stream. Other studies in controlled environments will be needed to determine the cause of this shift.

Table des matières

Remerciements	iii
Résumé	iv
Abstract	v
Liste des tableaux	viii
Liste des figures	viii
Introduction générale	1
Matériaux et méthodes	7
Echantillonnage	8
Laboratoire	10
Chapitre 1	13
Introduction	14
Analyse des données	18
Résultats	21
Discussion	32
Conclusion	41

Chapitre 2	42
Introduction	43
Analyse des données	45
Résultats	47
Discussion	59
Conclusion	64
Conclusion générale	65
Références	68

Liste des tableaux

Tableau 1: Caractéristiques des sites d'échantillonnage . . .	9
Tableau 1.2: Statistiques des régressions non-filtreurs vs périphyton pour chaque date d'échantillonnage	25
Tableau 1.3: Comparaison, avec la littérature, des ratios d'abondance périphyton/brouteurs	34
Tableau 2.1: Poids moyen des macroinvertébrés pour chaque site	52
Tableau 2.2: Poids moyen des macroinvertébrés des sites de ville pour chaque date d'échantillonnage	56
Tableau 2.3: poids moyen des macroinvertébrés des sites hors ville pour chaque date d'échantillonnage	58

Liste des figures

Figure 1.1a: Régression macroinvertébrés total vs périphyton (moyenne annuelle)	22
Figure 1.1b: Régression filtreurs vs périphyton (moyenne annuelle)	22
Figure 1.1c: Régression non-filtreurs vs périphyton (moyenne annuelle)	22
Figure 1.2a à n: Régressions non-filtreurs vs périphyton pour chaque date	23
Figure 1.3a: Cinétique moyenne annuelle des biomasses de tous les macroinvertébrés et du périphyton	27

Figure 1.3b:	Cinétique moyenne annuelle des biomasses des non-filtreurs et des filtreurs	27
Figure 1.4:	Cinétique, pour chaque site, des biomasses des non-filtreurs et du périphyton	28
Figure 1.5:	Productivité moyenne annuelle des non-filtreurs et du périphyton	30
Figure 1.6:	Productivité, pour chaque site, des non-filtreurs et du périphyton	31
Figure 2.1:	Régression phosphore total vs périphyton	48
Figure 2.2:	Spectre de taille annuel moyen: ville vs hors ville	50
Figure 2.3:	Comparaison entre le spectre annuel moyen et le spectre annuel de chaque site, séparément pour les sites de ville et les sites hors ville	51
Figure 2.4:	Comparaison entre le spectre annuel moyen et le spectre moyen pour les sites de ville à chaque date d'échantillonnage	54
Figure 2.5:	Comparaison entre le spectre annuel moyen et le spectre moyen pour les sites hors ville à chaque date d'échantillonnage	55

Introduction générale

Cette recherche est consacrée aux écosystèmes lotiques qui à priori, semblent de moindre importance, mais qui sont intimement liés à notre culture et notre économie. En effet, les ruisseaux et les rivières n'occupent qu'environ un millième de la surface des continents; à un instant donné, le volume d'eau présent dans les rivières ne représente qu'environ 0.0001% du volume d'eau total de la planète et il y a environ dix fois plus d'eau dans l'atmosphère que dans le lit des rivières (Hynes 1970). Le volume d'eau transporté annuellement par les systèmes lotiques est à peine de l'ordre des 37 000 kilomètres cubes alors que le volume total d'eau douce contenu dans les lacs se trouve quelque part entre 123 000 et 200 000 kilomètres cubes et que le volume d'eau total de la planète est de l'ordre de 1 337 000 kilomètres cubes (Hynes 1970). Pourtant, les rivières et les ruisseaux font partie de tous nos paysages. Ils ont été et sont encore d'une importance capitale dans le développement humain: la plupart des grandes villes sont sises sur le bord d'un cours d'eau; les cours d'eau sont utilisés comme voie de transport, comme source d'eau potable, comme source de nourriture, comme aire de loisir, comme lieu de rejet des eaux usées, etc. Ainsi, les écosystèmes lotiques font partie des écosystèmes les plus en proie aux activités humaines.

Il est essentiel, si l'on entend préserver les écosystèmes lotiques pour les générations à venir, d'avoir dès maintenant, des outils efficaces et peu coûteux à utiliser qui permettront

d'aménager ces écosystèmes de façon à minimiser l'impact des activités humaines et de faire un suivi de l'ampleur de cet impact. Le présent projet de recherche se veut un effort en ce sens.

Le développement des outils nécessaires à la description des écosystèmes nécessite l'identification de variables clés. En effet, un écosystème peut être défini comme étant une unité formée d'une communauté d'organismes vivants et de l'environnement physique dans lequel cette communauté évolue (Begon et al. 1986). Ainsi, pour décrire un écosystème, on peut mesurer plusieurs paramètres abiotiques tels la vitesse du courant, la profondeur de l'eau, la température de l'eau, la taille du substrat, l'abondance du phosphore, l'abondance de l'azote, l'abondance des différents minéraux, le pH, l'abondance de lumière, etc. On peut aussi mesurer plusieurs paramètres biotiques tels le nombre d'échelons trophiques, l'abondance, la diversité et la taille des organismes, la productivité, le succès de reproduction, le taux de difformité, la longévité, la fréquence des maladies, etc.. Mais, certains paramètres sont difficilement mesurables soit à cause de problèmes techniques (ex: taxonomie des macroinvertébrés à l'état larvaire) ou à cause du grand laps de temps requis pour leur évaluation (ex: longévité, abondance des organismes, etc.). Or, il importe, si l'on veut prendre une décision face à l'emplacement d'une industrie ou d'une zone de conservation, de pouvoir caractériser et comparer les systèmes lotiques présents sur le territoire. Cet exercice doit pouvoir être fait de façon rapide et efficace si l'on veut

qu'il soit économiquement viable et généralement utilisé. Il est donc utile et désirable de définir un ou quelques paramètres opérationnels permettant de caractériser et de comparer entre eux les systèmes lotiques.

Les travaux antérieurs sur la structure trophique des écosystèmes et sur les facteurs limitant leur productivité identifient certaines variables comme étant importantes et donc, comme étant potentiellement des indicateurs valables. Ainsi, dans la plupart des écosystèmes de la planète, les organismes photosynthétiques sont à la base de la chaîne trophique et la biomasse décroît aux échelons trophiques supérieurs. Dans certains écosystèmes, la pyramide se trouve inversée et la faible abondance des organismes aux échelons inférieurs est compensée par leur forte productivité (Whittaker 1975). Mais, dans un cas comme dans l'autre, l'abondance et/ou la productivité des organismes photosynthétiques présents dans l'écosystème peut potentiellement régir l'abondance des consommateurs primaires et des autres organismes de la chaîne.

Dans les milieux lotiques, les principaux organismes photosynthétiques sont des algues planctoniques et benthiques dont l'abondance dépend, entre autre, de l'interaction entre plusieurs facteurs abiotiques. En effet, il a été démontré que l'abondance du périphyton dépend de la quantité de lumière qui parvient au fond de l'eau (Hawkins et al. 1982; Murphy 1984; Power

1984; Fuller et al. 1986; De Nicola et McIntire 1991), de la vitesse du courant (Whitford et Schumacher, 1961, 1964; Horner et Welch 1981; Horner et al. 1990), de la disponibilité des nutriments (Elwood et al. 1981; Grimm et Fisher 1986; Biggs et Close 1989; Mundie et al. 1991), de la température de l'eau (Lamberti et Resh 1983a; Bushong et Bachmann 1989), de même que du type et de la texture du substrat (Dudley et D'Antonio 1991).

Dans les climats tempérés, les principaux consommateurs primaires sont généralement des macroinvertébrés benthiques (Lamberti et Resh 1983b; McAuliffe 1984b; Hart 1985; Pringle 1985; Dudley et al. 1986; Jacoby 1987). Ces macroinvertébrés peuvent être divisés en plusieurs groupes fonctionnels selon leurs modes d'alimentation: filtreurs, brouteurs, collecteurs, déchiqueteurs, etc. Ces organismes jouent un rôle important au niveau du transfert d'énergie entre les producteurs primaires et les prédateurs piscivores, en étant une source de nourriture pour plusieurs espèces de poissons (Allan 1978a, 1978b; Mazumder et al. 1989).

La relation entre la biomasse des algues et la biomasse de l'ensemble des macroinvertébrés en milieu lotique n'est pas nécessairement positive car les apports allochtones de matière organique peuvent être importants et les brouteurs peuvent surexploiter leur ressource alimentaire.

L'acquisition d'un modèle décrivant la relation entre ces deux variables serait utile. En effet, il est beaucoup plus facile d'estimer la biomasse des algues ($\mu\text{g Chl}a/\text{m}^2$) que celle des macroinvertébrés benthiques (observations personnelles non publiées). Ainsi, le développement d'un modèle permettant de prédire la biomasse des macroinvertébrés à partir de celle des algues pourrait aider à fournir un paramètre opérationnel intéressant permettant de caractériser et de comparer les systèmes lotiques présents sur un territoire donné. Le chapitre 1 est donc consacré à la description quantitative de la relation entre l'abondance des algues et l'abondance des macroinvertébrés benthiques dans les ruisseaux.

La prédiction de la biomasse des macroinvertébrés benthiques est un premier pas et fournit une information nécessaire à la description des écosystèmes lotiques dans le but de les comparer entre eux. Toutefois, cette information est incomplète si l'on désire pousser plus loin la description de la communauté. En effet, la distribution en taille de la biomasse des macroinvertébrés benthiques est importante parce qu'elle influence le taux métabolique de la communauté (Peters 1983) et la disponibilité de cette biomasse pour l'alimentation des poissons (Allan 1978a et b).

L'hypothèse de "l'efficacité reliée à la taille" prédit que l'augmentation du niveau d'eutrophie s'accompagne d'un

accroissement de la taille moyenne des individus (Brooks et Dodson 1965, Hall et al. 1976). Sprules et Munawar (1986) ont observé cette tendance dans les lacs. L'objectif du chapitre 2 est de voir si cette tendance existe également dans les milieux lotiques.

Matériaux et méthodes

Echantillonnage

Douze ruisseaux de la région de l'Outaouais (est de l'Ontario, sud-ouest du Québec) ont été échantillonnés à quatorze reprises entre le 9 mai 1990 et le 1er août 1991. Ces ruisseaux sont de trois groupes: les ruisseaux de la région urbaine d'Ottawa-Hull (Sawmill, Green Creek, Des Trembles, Leamy), les ruisseaux de la région de l'Outaouais à l'extérieur de la région urbaine (Blackburn, Pélissier, Rainville, Corriveau) et les ruisseaux du Parc de la Gatineau qui est une zone de conservation (Taylor, Renaud, Lapêche Sud, Chelsea) (Tableau 1).

Dans chaque ruisseau, à chaque date d'échantillonnage, huit roches (surface totale par roche entre 20 et 334 cm², moyenne=137 cm², DS=57) ont été prélevées au hasard à la surface du lit et immédiatement insérées dans des sacs de plastique auxquels a été ajouté un volume connu d'éthanol à 95%. Pour chaque roche, la vitesse du courant (curantomètre de type Gurley (Pigmy)) et la profondeur de l'eau ont été mesurées. Aucun filet de récupération n'a été installé en aval, mais les prélèvements ont été faits délicatement pour minimiser les pertes (pertes maximales de 3% pour les larves de mouches noires lorsque l'eau est à 1°C, Morin 1987). Pour chaque date, à chaque site, trois échantillons d'eau ont été recueillis par immersion de tubes de verre afin d'analyser la concentration de phosphore. Trois autres échantillons d'eau, de 4.5L chacun, ont

Tableau 1: Caractéristiques des sites d'échantillonnage.
log(TP) = log(concentration de phosphore total); log(seston) =
log(concentration de seston); Couvert forestier = densité du
couvert forestier sur une échelle de 0 (aucun couvert) à 100
(couvert complet et dense). Il est à noter que le site
Macglashan n'a été utilisé que deux fois, soit lors de
l'échantillonnage du 10 mai 1990 et du 30 mai 1990. Il s'est,
par la suite, partiellement desséché. Il a du être abandonné et
a été remplacé par le site Pelissier.

Groupe	Site	Latitude	Longitude	Bassin	log[TP] µg/l (Err. Std.)	log[Seston] mg/l (Err. Std.)	Couvert Forestier
Ottawa-Hull	Sawmill	45°22'50"N	75°40'47"W	Urbain et agricole	1.71 (0.05)	1.29 (0.06)	100
	Green Creek	45°25'14"N	75°35'39"W	Urbain et agricole	1.73 (0.09)	1.17 (0.09)	0
	Leamy	45°28'07"N	75°44'52"W	Urbain et boisé	1.71 (0.12)	1.41 (0.16)	80
	Destrembles	45°25'53"N	75°45'50"W	Urbain et agricole	1.84 (0.10)	1.26 (0.12)	0
Outaouais	Blackburn	45°38'40"N	75°48'59"W	Boisé	0.95 (0.05)	-0.12 (0.06)	75
	Macglashan	45°38'58"N	75°43'41"W	Boisé	0.65 (-----)	-0.23 (0.12)	-----
	Pélissier	45°39'45"N	75°44'20"W	Boisé	1.10 (0.04)	0.15 (0.09)	45
	Corriveau	45°41'10"N	75°44'25"W	Boisé	0.93 (0.10)	-0.14 (0.11)	65
	Rainville	45°35'50"N	75°39'15"W	Boisé et agricole	1.06 (0.07)	0.07 (0.06)	0
Parc Gatineau	Chelsea	45°30'14"N	75°48'44"W	Boisé	1.16 (0.04)	0.31 (0.05)	75
	Taylor	45°36'14"N	76°02'50"W	Boisé	1.08 (0.06)	0.004 (0.07)	90
	Renaud	45°36'07"N	76°03'29"W	Boisé	1.01 (0.05)	0.09 (0.05)	0
	Lapêche Sud	45°36'07"N	76°06'18"W	Boisé	1.12 (0.07)	0.18 (0.07)	80

été recueillis par immersion de bouteilles de plastique, pour l'analyse de seston. La densité du couvert forestier a été évaluée visuellement au mois d'août.

Laboratoire

Pour évaluer la concentration totale de phosphore, les échantillons recueillis dans des tubes de verre ont subi une digestion au persulphate de potassium (Menzel et Corwin 1965) puis ont été analysés selon la technique de Strickland et Parsons (1968) (méthode acide-molybdate).

La concentration totale de seston a été estimée à partir de la masse sèche retenue par un filtre de fibre de verre Whatman GF/C. La quantité de chlorophylle [a] contenue dans le seston a été évaluée par spectrophotométrie (Ostrowsky et Rigler 1987) après filtration sur filtre de fibre de verre Whatman GF/C et extraction pendant vingt-quatre heures dans de l'éthanol à 95%.

La biomasse du périphyton a été estimée à partir de la quantité de chlorophylle [a] présente sur toute la surface de la roche. Vingt-quatre heures après l'échantillonnage, 12 ml d'éthanol ont été prélevés dans chacun des sacs contenant une roche. L'éthanol a été centrifugé et analysé par spectrophotométrie pour déterminer, selon la méthode d'Ostrowsky

et Rigler (1987), la quantité de chlorophylle [a]. La surface totale de chaque roche a été évaluée en l'enveloppant dans du papier d'aluminium puis en convertissant la masse du papier en surface totale. Cette conversion a été faite à partir d'une courbe de calibration qui a mis en relation la masse du papier d'aluminium nécessaire pour envelopper des objets de calibration et la surface de ces objets (Morin et Peters 1988).

Les roches ont été rincées et nettoyées au-dessus d'un tamis (63 microns). Le matériel recueilli a été préservé (maximum 12 mois) dans des pots de plastique contenant de l'éthanol à 95%. Les invertébrés ont ensuite été triés à l'aide d'un microscope à dissection et séparés en deux groupes soit les filtreurs, principalement Simuliidae, Hydropsychidae et Philopotamidae, identifiés selon Merritt et Cummins (1978), et les non-filtreurs. Les échantillons contenant un trop grand nombre d'organismes pour être traités dans un temps raisonnable ($n > 200$) ont été séparés à l'aide de tamis (1 mm et 63 μm). La fraction retenue sur le tamis de 1mm a été traitée en entier alors que celle retenue sur le tamis de 63 μm a été divisée à l'aide d'un partiteur à plancton de type Folsom jusqu'à ce qu'un sous-échantillon contenant de 50 à 200 invertébrés soit obtenu.

La longueur de chaque individu (de la tête jusqu'au bout de l'abdomen en excluant les appendices) a été mesurée au 0.01 mm près à l'aide d'un système d'analyse d'image attaché à un microscope à dissection. La masse individuelle des invertébrés

(M, en μg de masse sèche) a été calculée à partir de leur longueur (L, en millimètres) selon l'équation: $M=L^3$ qui a été estimée à partir des résultats de Meyer (1989).

Chapitre 1

Introduction

Le River Continuum Concept (R.C.C.) de Vannote et al. (1980) suggère un lien direct entre l'abondance relative des groupes fonctionnels de macroinvertébrés vivants dans les ruisseaux et la disponibilité des ressources alimentaires. Les observations de Hawkins et Sedell (1981) dans quatre ruisseaux de l'Oregon ont confirmé les prédictions du R.C.C. et ont ouvert la voie à une description plus quantitative des relations entre l'abondance des groupes fonctionnels et celle des ressources. Mais l'élaboration de plusieurs modèles spécifiques, un par groupe fonctionnel, quoiqu'améliorant notre compréhension du fonctionnement de l'écosystème, n'est pas pratique si le but fixé est de développer un outil permettant de comparer les systèmes lotiques entre eux afin de faciliter les prises de décisions face à l'emplacement d'un site industriel, d'une réserve écologique, etc. Dans ce but, l'élaboration d'un modèle empirique plus général permettant de prédire, à partir de quelques mesures faciles à prendre, l'abondance de l'ensemble des macroinvertébrés benthiques dans un site, serait préférable. Un modèle de ce type serait plus simple tant au niveau conceptuel (plusieurs taxa sont des omnivores opportunistes ou changent de diète au cours de leur développement) qu'au niveau opérationnel (moins de variables indépendantes à mesurer et besoins d'identification réduits).

En milieu lotique, les algues sont les principaux producteurs primaires. Elles peuvent être divisées en deux grands groupes, soit le seston, qui comprend toutes les algues de la colonne d'eau, et le périphyton, qui englobe toutes les algues attachées au substrat.

Les macroinvertébrés benthiques filtreurs se nourrissent principalement de seston. Il est donc possible de prédire que leur biomasse est corrélée à la biomasse de seston. Morin et Peters (1988) ont mis à l'épreuve cette hypothèse en étudiant les larves de mouches noires (Diptera: Simuliidae). Leur étude a démontré que la biomasse des larves de mouches noires était négativement ou n'était pas corrélée à l'abondance du périphyton, mais était positivement corrélée à la biomasse du seston ($\mu\text{g Chla/l}$). Morin et Peters (1988) ont développé des modèles empiriques permettant de prédire la biomasse des larves de Simuliidae. Lors de travaux ultérieurs, ces modèles pourront être repris et généralisés à l'ensemble des macroinvertébrés filtreurs de sorte qu'il deviendra alors possible de prédire leur biomasse dans un site à partir de quelques mesures simples comme par exemple la biomasse du seston.

Les observations de plusieurs auteurs nous portent à croire que l'abondance du périphyton exprimée en $\mu\text{g Chla/m}^2$ serait un prédicteur possible de la biomasse de l'ensemble des macroinvertébrés non-filtreurs d'un site lotique. En effet,

Peterson et al. (1985), Hart et Robinson (1990), de même que Mundie et al. (1991) ont observé que l'enrichissement d'un site en éléments nutritifs était corrélé avec une augmentation de l'abondance du périphyton et une augmentation de la biomasse des macroinvertébrés. Hawkins et al. (1982) soutiennent que la qualité de la nourriture (mesurée, entre autre, par l'abondance relative de chlorophylle) a plus d'influence sur l'abondance des macroinvertébrés que la quantité de nourriture. Hawkins et al. (1982) soutiennent également que les algues et les débris provenant des algues forment une nourriture de qualité supérieure aux débris provenant des arbres. Enfin, il a été observé que les sites à couvert forestier faible ont une biomasse de périphyton et une productivité primaire plus élevée (Hawkins et al. 1982; Murphy 1984; Power 1984; Fuller et al. 1986), une biomasse de brouteurs et de collecteurs-rassembleurs/brouteurs facultatifs plus élevée (Behmer et Hawkins 1986), une biomasse de détritivores et de racleurs plus élevée (Hawkins et al. 1982), et une biomasse de prédateurs plus élevée (Murphy et Hall 1981; Hawkins et al. 1982) que les sites à couvert forestier dense. A priori, c'est donc une corrélation positive qui semble exister entre la biomasse des macroinvertébrés non-filtreurs et celle du périphyton.

Cependant, les expériences de Elwood et al. (1981), Lamberti et Resh (1983b), McAuliffe (1984b), Jacoby (1985), Hart (1987), Hill et Knight (1987), Lamberti et al. (1987b), DeNicola et al.

(1990), Steinman (1991) ont démontré que les brouteurs pouvaient réduire considérablement la biomasse du périphyton. S'il en est ainsi, la corrélation entre la biomasse des macroinvertébrés non-filtreurs et celle du périphyton sera soit négative, soit non significative.

Bien qu'à court terme et localement, les macroinvertébrés benthiques non-filtreurs peuvent, par leur consommation, réduire l'abondance du périphyton, je propose qu'à long terme et régionalement, l'abondance de l'ensemble des macroinvertébrés benthiques non-filtreurs est positivement corrélée à l'abondance du périphyton.

Le but principal de ce chapitre est de mettre à l'épreuve cette hypothèse en déterminant si, entre les sites, il existe une corrélation positive entre la biomasse moyenne annuelle du périphyton ($\mu\text{g Chla}/\text{m}^2$) et celle de l'ensemble des macroinvertébrés benthiques non-filtreurs. Si cette relation existe, elle sera décrite de façon quantitative et sa constance au cours de l'année sera évaluée. Les cycles annuels de biomasses du périphyton, des macroinvertébrés non-filtreurs et des macroinvertébrés filtreurs seront également décrits.

Analyse des données

La biomasse des non-filtreurs et la biomasse des filtreurs pour un échantillon (une roche) ont été obtenues en faisant la somme des masses individuelles, puis en multipliant par le facteur de sous-échantillonnage le cas échéant. Le résultat a été divisé par la surface totale de la roche pour obtenir la biomasse.

La biomasse moyenne pour un site à été calculée en faisant la moyenne des biomasses des huit roches d'un site pour une date d'échantillonnage. La biomasse moyenne annuelle par site à été calculée en faisant, pour un site, la moyenne des biomasses moyenne des quatorze dates. La biomasse moyenne pour une date d'échantillonnage a été calculée en faisant, pour cette date, la moyenne des biomasses moyennes des douze sites.

Pour stabiliser la variance et normaliser la distribution des résidus, les données ont été transformées en valeurs logarithmiques. Les logarithmes des biomasses de chaque roche ont d'abord été calculés. Les moyennes par site, les moyennes annuelles par site et les moyennes par date d'échantillonnage ont ensuite été calculées à partir de ces logarithmes. Pour permettre le calcul des logarithmes, un minimum de $36,60 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ de masse sèche (la moitié de la masse sèche la plus commune pour les macroinvertébrés récoltés ($0.5\mu\text{g}$) divisé par l'aire moyenne d'une

roche (136.6cm²) a été imposée aux échantillons (roches) ne contenant aucun macroinvertébré.

La productivité quotidienne des macroinvertébrés a été calculée à partir de l'équation:

productivité (mg*m⁻²*jour⁻¹) = biomasse (mg*m⁻²) * G (jour⁻¹), où
G = 0.0071 * M^{-0.23} * 10^(0.039*T), où M=masse sèche individuelle (mg) et où T=température de l'eau (°C) (Morin et Dumont, résultats non publiés).

Pour faire ce calcul, les macroinvertébrés ont été groupés en classes de taille dont les bornes correspondent, en microgrammes de masse sèche, à une puissance de deux. La productivité a été calculée par roche, pour chaque classe de taille séparément. La médiane de la classe de taille a été prise comme valeur de M et la biomasse présente dans cette classe de taille a été prise comme valeur de biomasse. La productivité totale pour une roche est la somme des productivités de chacune des classes de taille.

La productivité du périphyton a été estimée à partir de la quantité de chlorophylle [a] observée sur chaque roche et d'un facteur de conversion calculé à partir des travaux de Boston et Hill (1991), de la température de l'eau et du nombre d'heures d'ensoleillement. Boston et Hill (1991) ont évalué la productivité maximale du périphyton provenant de dix sites

d'échantillonnage en ruisseau, au Tennessee, et ont obtenu en moyenne $0.584 \mu\text{gC} \cdot \mu\text{gChla}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ pour une température moyenne de 19.2°C . La productivité maximale du périphyton a été calculée en multipliant la quantité de chlorophylle [a] ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$) pour chaque roche par ce facteur corrigé pour la température de l'eau à chaque date d'échantillonnage. Cette correction a été faite en présumant que le Q_{10} du périphyton est approximativement le même que celui estimé par Dumont et Morin (résultats non publiés) pour les macroinvertébrés. Ainsi:

$$\text{PPmax} = \text{Chla} (\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2}) * 0.584 \mu\text{gC} * \mu\text{gChla}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} * 10^{(0.039 \cdot (T-19.2))}, \text{ où}$$

T=température de l'eau en °C.

La productivité maximale du périphyton a été exprimée en μg masse sèche $\cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$ en assumant que la masse sèche est constituée à 40% par du carbone (Peters 1983) et que le nombre d'heures de productivité maximale par jour est égal au nombre d'heures entre le lever et le coucher du soleil.

Dans le but de stabiliser la variance, la productivité totale des macroinvertébrés par roche et la productivité maximale du périphyton par roche ont été transformées en valeurs logarithmiques. Les productivités moyennes par site, la moyenne annuelle par site et la moyenne par date d'échantillonnage ont ensuite été calculées à partir de ces logarithmes.

Résultats

Au total, environ 361 500 macroinvertébrés ont été récoltés, soit environ 47 500 filtreurs et 314 000 non-filtreurs. Suite au fractionnement des échantillons lors de l'analyse, 25 463 filtreurs et 129 329 non-filtreurs ont été mesurés.

La régression entre la biomasse moyenne annuelle de tous les macroinvertébrés (incluant les filtreurs) et la biomasse moyenne annuelle du périphyton ($\text{mg Chla} \cdot \text{m}^{-2}$) est significative ($r^2=0.35$, $F=5.4$, $p=0.04$, $S^2=0.23$, $n=12$) (Fig.1.1-A). Il n'y a pas de corrélation entre la biomasse moyenne annuelle des filtreurs (BF) et celle du périphyton ($r^2=0.02$, $F=0.17$, $p=0.69$, $S^2=0.76$, $n=12$) (Fig.1.1-B) mais la régression entre la biomasse moyenne annuelle des non-filtreurs (BNF) et celle du périphyton (péri) est significative ($r^2=0.50$, $F=9.9$, $p=0.01$, $S^2=0.15$, $n=12$), l'équation de cette régression est: $\text{Log}(\text{BNF}) = 1.64 + 0.41 \cdot \text{Log}(\text{Péri})$ (Fig.1.1-C). La vitesse du courant, la profondeur de l'eau, la température de l'eau ou la quantité totale de phosphore présente dans l'eau n'expliquent pas une fraction significative de la variabilité résiduelle (SAS, régression multiple "stepwise", paramètres rejetés à $\alpha=0.05$).

La pente de la relation entre la biomasse moyenne des non-filtreurs (BMNF) et la biomasse moyenne du périphyton

Figure 1.1: Relation entre l'abondance moyenne annuelle du périphyton ($\text{mg Chla} \cdot \text{m}^{-2}$) et la biomasse moyenne annuelle a) de tous les macroinvertébrés ($r^2=0,35$; $F=5,4$; $p=0,04$; $S^2=0,23$; $n=12$), b) des macroinvertébrés filtreurs ($r^2=0,02$; $F=0,17$; $p=0,69$; $S^2=0,76$; $n=12$), c) des macroinvertébrés non-filtreurs ($r^2=0,50$; $F=9,9$; $p=0,01$; $S^2=0,15$; $n=12$). La droite de régression et son intervalle de confiance à 95% sont donnés. Les barres d'erreur représentent l'erreur standard de la moyenne. [●]: ruisseaux d'Ottawa-Hull, [O]: ruisseaux de l'Outaouais, [□]: ruisseaux du Parc de la Gatineau.

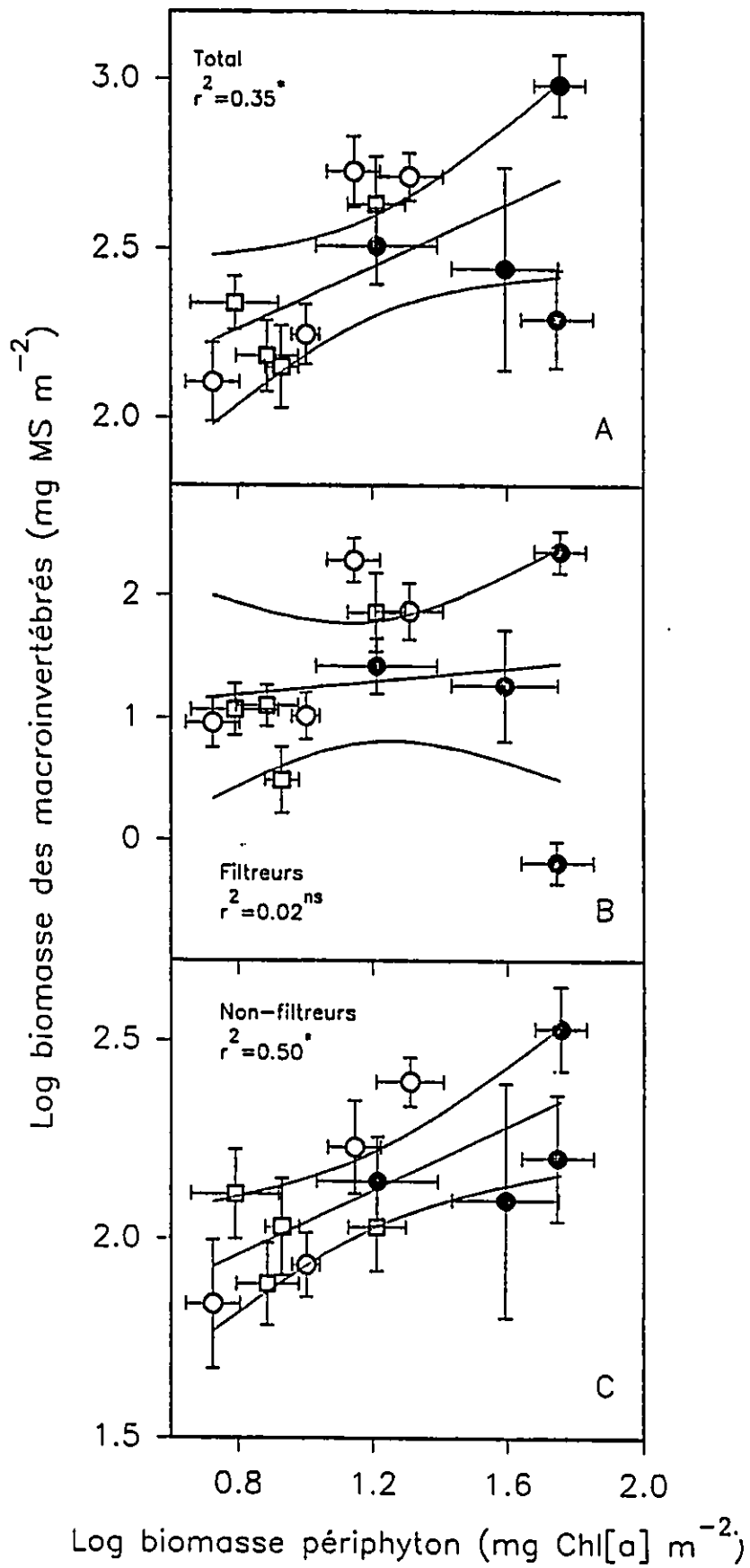
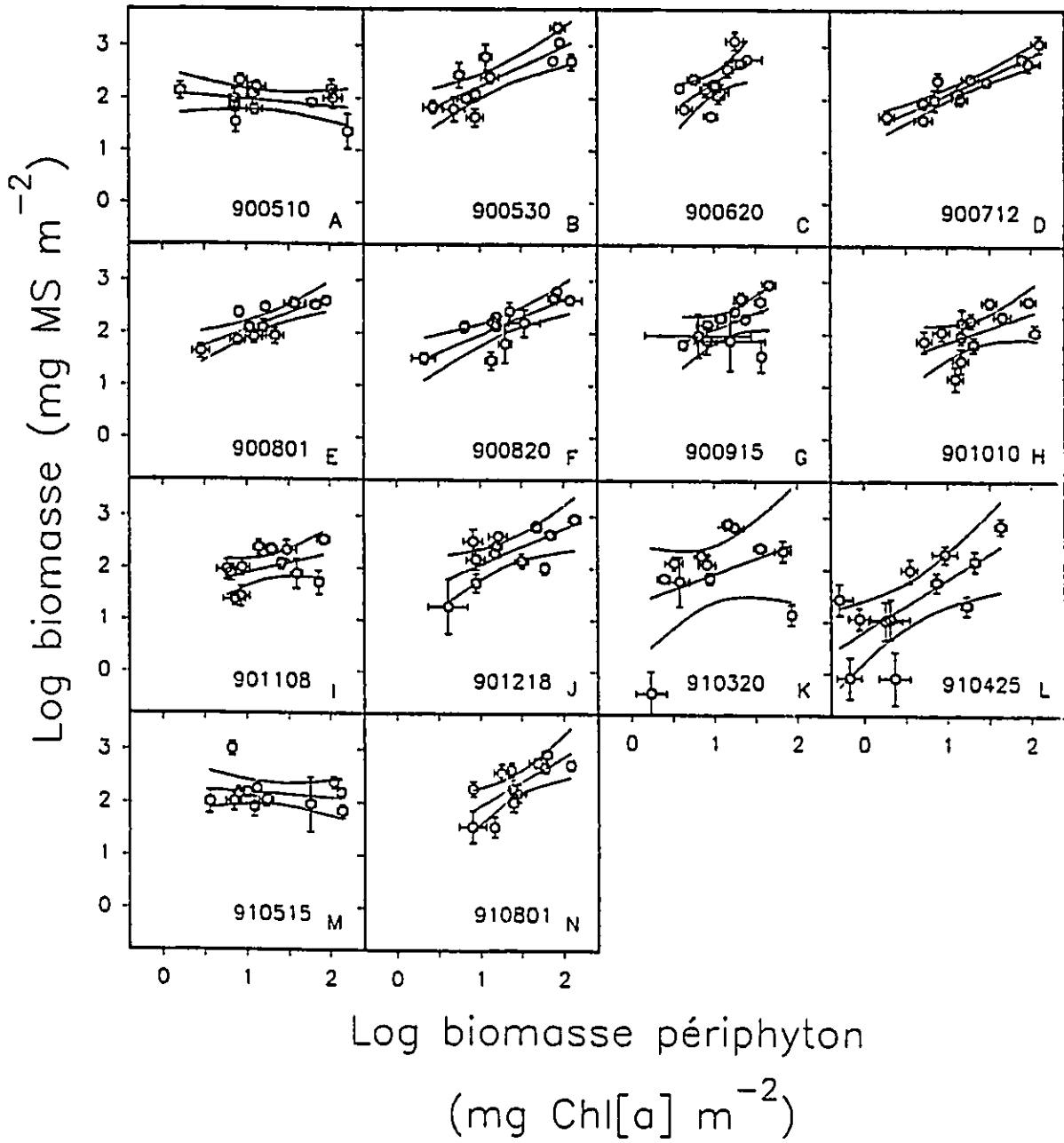


Figure 1.2: Relation entre la biomasse moyenne du périphyton et la biomasse moyenne des macroinvertébrés non-filtreurs pour chaque date d'échantillonnage. Chaque point représente la biomasse moyenne d'un site. Les barres d'erreur représentent l'erreur standard de la moyenne. La droite de régression et son intervalle de confiance à 95% sont donnés pour chaque date d'échantillonnage. La date d'échantillonnage apparaît au bas de chaque graphique sous forme: année/mois/jour (aa/mm/jj). Les statistiques de chacune de ces régressions sont données au tableau 1.2.



varie de façon significative dans le temps (Fig.1.2) (modèle₁:
 $BMNF = \text{constante}_1 + \text{coddatt} + \text{constante}_2 * BMP + \text{coddatt} * BMP$, pour $\text{coddatt} * BMP$:
 $F=2.36$, $p=0.007$, $n=168$). Si on exclu de l'analyse les
 échantillons prélevés immédiatement après les crues
 printannières, soit le 10 mai 1990 et le 15 mai 1991, la pente de
 la relation entre la biomasse moyenne des non-filtreurs et la
 biomasse moyenne du périphyton ne varie plus de façon
 significative dans le temps (Fig.1.2) (voir modèle₁, pour
 $\text{coddatt} * BMP$: $F=0.42$, $p=0.95$, $n=144$) mais l'ordonnée à l'origine de
 cette relation est significativement différente entre les dates
 (modèle₂: $BMNF = \text{constante}_1 + \text{coddatt} + \text{constante}_2 * BMP$, pour coddatt :
 $F=5.13$, $p=0.0001$, $n=144$). Si, en plus des échantillons prélevés
 le 10 mai 1990 et le 15 mai 1991, on exclu de l'analyse les
 échantillons prélevés le 25 avril 1991 pendant les crues
 printannières, l'ordonnée à l'origine de la relation entre la
 biomasse moyenne des non-filtreurs et la biomasse moyenne du
 périphyton varie de façon à peine significative dans le temps
 (Fig.1.2) (voir modèle₂, pour coddatt : $F=1.88$, $p=0.05$, $n=132$).
 Pourtant, il existe encore des dates (Fig.1.2-G, H, I, K) pour
 lesquelles la corrélation positive entre ces biomasses n'est pas
 significative (Voir tableau 1.2). La période pour laquelle la
 corrélation entre la biomasse moyenne des non-filtreurs et la
 biomasse moyenne du périphyton est la plus forte se situe entre
 la mi-juillet et la mi-août (Fig.1.2-D: $r^2=0.85$, $p=0.0001$,
 $S^2=0.18$; Fig.1.2-E: $r^2=0.64$, $p=0.002$,

Tableau 1.2: Résultats, pour chaque date d'échantillonnage, de la régression reliant la biomasse moyenne des macroinvertébrés non-filtreurs à la biomasse moyenne du périphyton de chaque site. Ces régressions sont illustrées à la figure 1.2. Ord. Ori = ordonnée à l'origine; S^2 = variance de l'erreur résiduelle; Prob<W = probabilité associée à la statistique de Wilks-Shapiro indiquant la probabilité d'obtenir la valeur calculée pour "W" lorsque les résidus sont distribués normalement.

Date d'éch.	Fig2	Ord.Ori	ES O.O.	Pente	ES Pente	R2	S ²	F	P	Prob<W
90/05/10	A	2.11	0.19	-0.13	0.14	0.08	0.28	0.9	0.37	0.35
90/05/30	B	1.48	0.23	0.75	0.17	0.65	0.33	18.7	0.002	0.78
90/06/20	C	1.27	0.39	1.04	0.38	0.43	0.32	7.6	0.02	0.94
90/07/12	D	1.38	0.12	0.73	0.09	0.85	0.18	58.9	0.0001	0.97
90/08/01	E	1.42	0.20	0.63	0.15	0.64	0.21	17.8	0.002	0.84
90/08/20	F	1.28	0.23	0.68	0.17	0.63	0.27	16.9	0.002	0.07
90/09/15	G	1.44	0.42	0.64	0.34	0.26	0.37	3.6	0.09	0.10
90/10/10	H	1.30	0.41	0.56	0.29	0.26	0.38	3.6	0.09	0.16
90/11/08	I	1.53	0.34	0.38	0.26	0.18	0.35	2.2	0.17	0.18
90/12/18	J	1.37	0.34	0.69	0.25	0.44	0.37	7.9	0.02	0.50
91/03/20	K	1.30	0.53	0.61	0.46	0.15	0.84	1.7	0.22	0.01
91/04/25	L	0.82	0.27	1.01	0.32	0.50	0.66	9.9	0.01	0.58
91/05/15	M	2.30	0.24	-0.11	0.17	0.04	0.32	0.4	0.53	0.01
91/08/01	N	1.01	0.42	0.93	0.28	0.52	0.33	10.9	0.01	0.53

$S^2=0.21$; Fig.1.2-F: $r^2=0.63$, $p=0.002$, $S^2=0.27$). L'équation de régression globale pour ces dates est: $\log(\text{BNF}) = 0.675 \cdot \log(\text{chl}) + 1.366$ ($r^2=0.70$, $F=77.4$, $p=0.0001$, $S^2=0.22$, $n=36$). Où BNF = Biomasse des non-filtreurs en $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$ et chl = biomasse du périphyton ($\text{mg chl}a \cdot \text{m}^{-2}$).

La biomasse moyenne, par date d'échantillonnage, du périphyton et celle de l'ensemble des macroinvertébrés (non-filtreurs et filtreurs) sont généralement stables au cours de l'année (Fig.1.3-A). La seule variation majeure de ces biomasses prend place au printemps, à la période des crues printannières. On remarque alors une forte diminution de ces biomasses puis une remontée rapide jusqu'au niveau annuel moyen. La biomasse moyenne par date d'échantillonnage des macroinvertébrés non-filtreurs est stable tout en ayant une tendance à la baisse de la fin mai à la mi-novembre (Fig.1.3-B). La biomasse moyenne par date d'échantillonnage des macroinvertébrés filtreurs est plus variable que celle des non-filtreurs et que celle du périphyton.

La figure 1.4 donne les biomasses moyennes du périphyton et des macroinvertébrés non-filtreurs pour chaque site à chaque date d'échantillonnage. Quatre sites (Sawmill, Corriveau, Pélissier et Renaud) n'affichent pas de diminution marquée de la biomasse du périphyton en avril, cinq sites (Leamy, Corriveau, Pélissier, Taylor et Renaud) ne montrent

Figure 1.3: Cinétique moyenne annuelle des biomasses a) des macroinvertébrés totaux et du périphyton, b) des macroinvertébrés non-filtreurs et des macroinvertébrés filtreurs. Chaque point représente la moyenne des douze (12) sites. Les barres d'erreur donnent l'erreur standard de la moyenne.

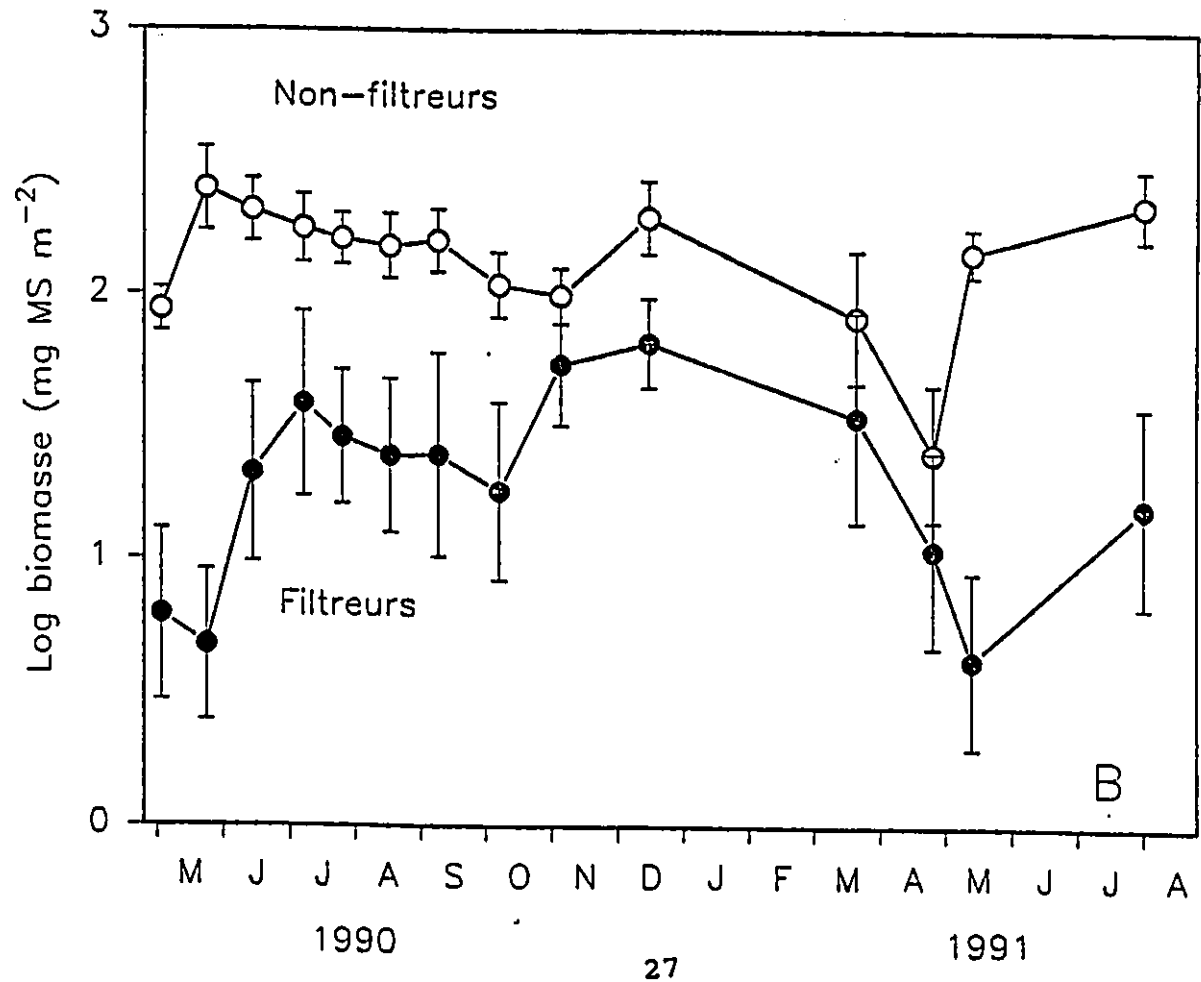
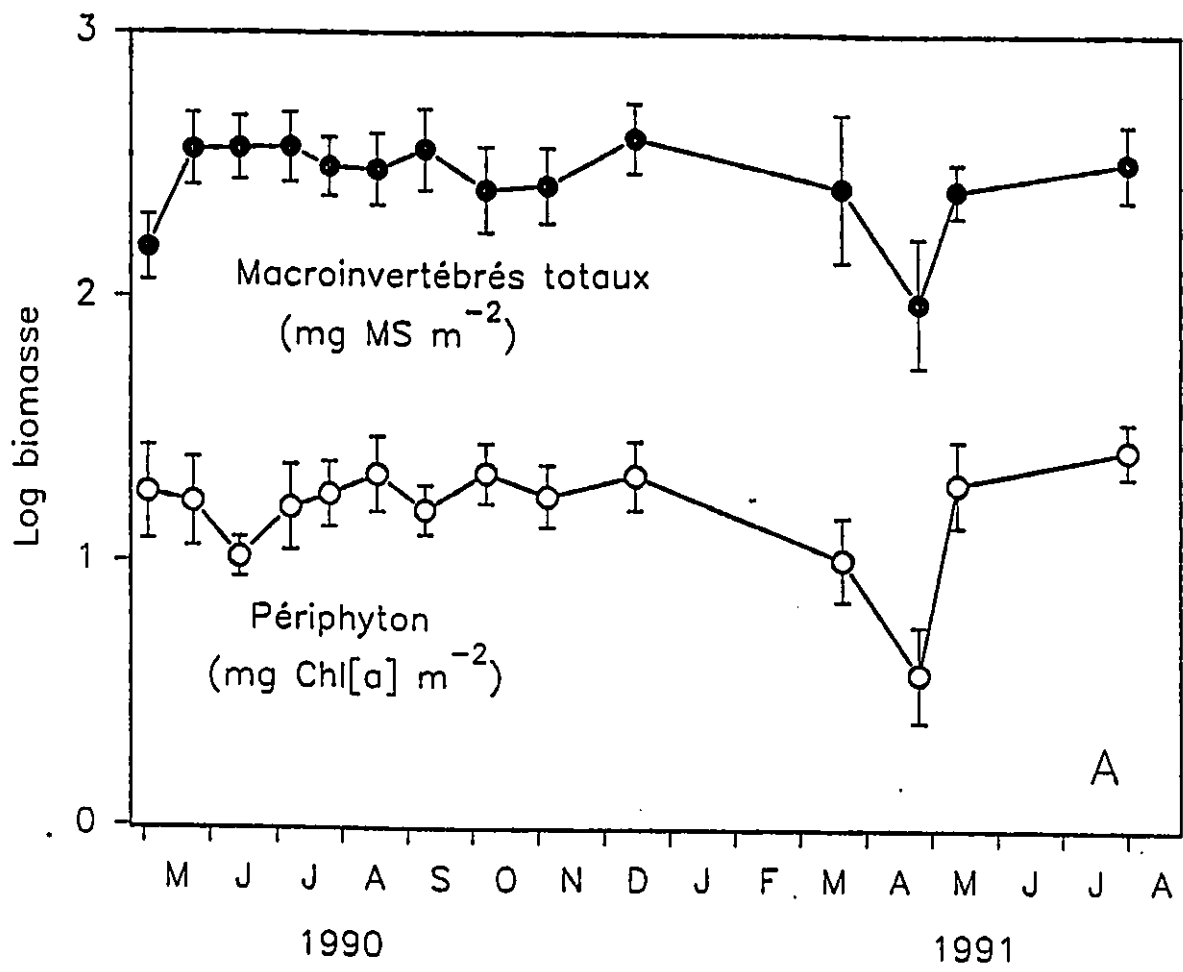


Figure 1.4: Cinétique annuelle des biomasses moyennes du périphyton et des macroinvertébrés non-filtreurs pour chaque site. Les barres d'erreur donnent l'erreur standard de la moyenne des 8 roches récoltées.

pas de diminution de la biomasse des macroinvertébrés non-filtreurs pour la même période et quatre sites (Leamy, Des Trembles, Pélissier et Lapêche Sud) semblent avoir une biomasse instable de périphyton pendant l'été.

La moyenne des productivités maximales du périphyton par date d'échantillonnage est entre 1 et 1,5 ordre de grandeur plus élevée que celles des macroinvertébrés non-filtreurs (Fig.1.5). Cette observation demeure, de façon générale, valide pour chaque site (Fig.1.6).

Figure 1.5: Cinétique de la productivité du périphyton et de celle des macroinvertébrés non-filtreurs. Chaque point représente la moyenne des douze sites à une date d'échantillonnage donnée. Les barres d'erreur donnent l'erreur standard de la moyenne.

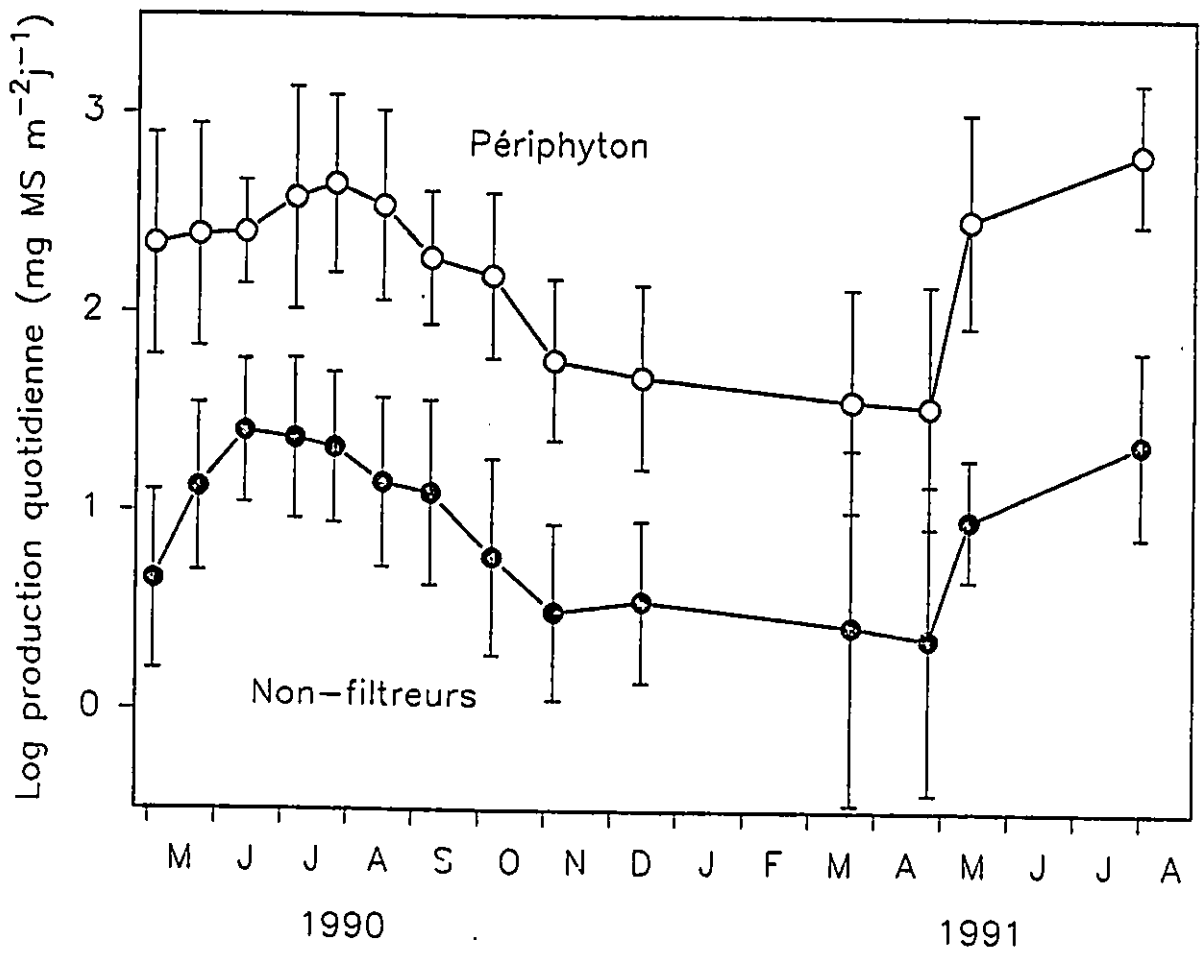
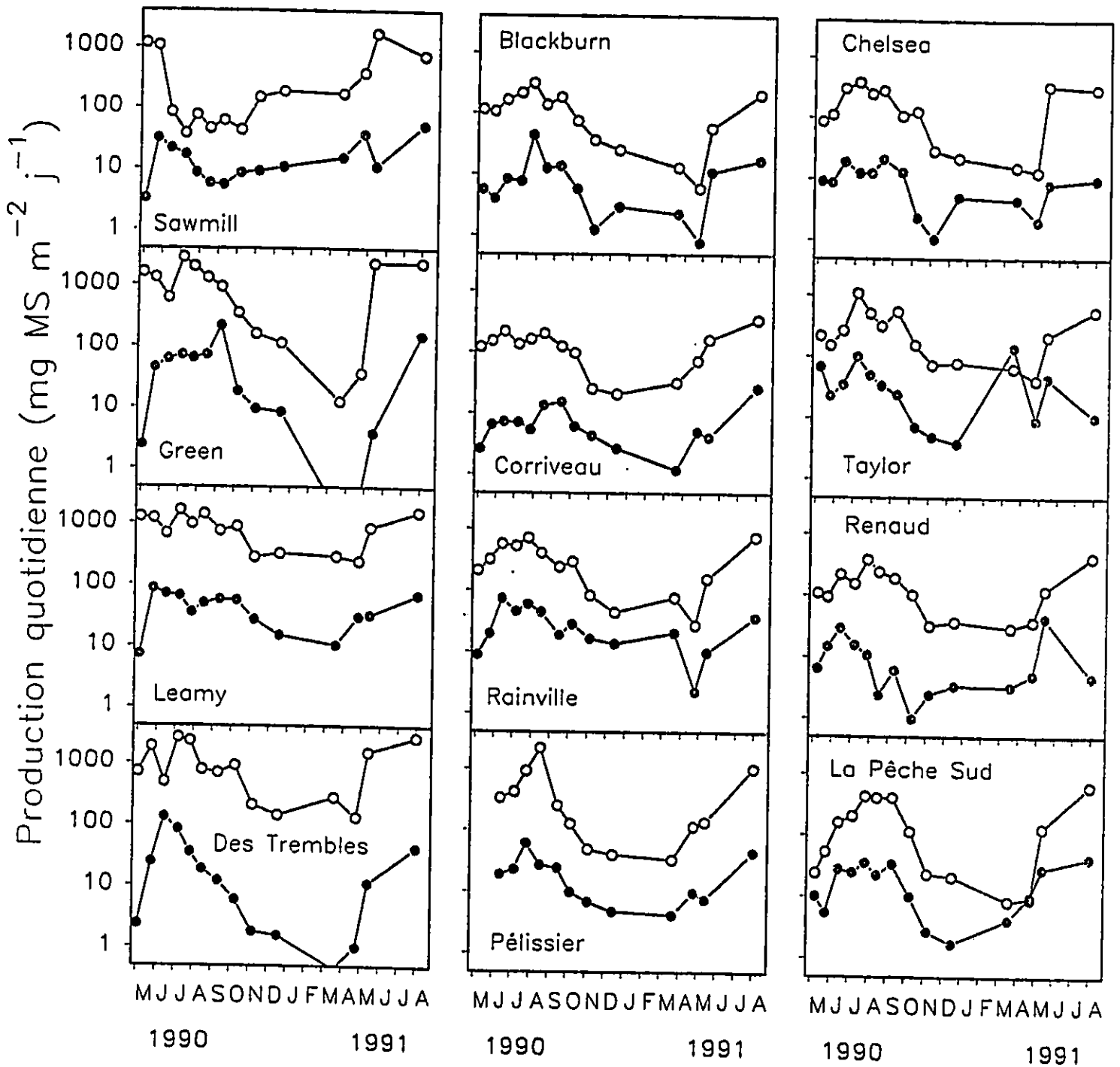


Figure 1.6: Cinétique de la productivité moyenne du périphyton et de celle des macroinvertébrés non-filtreurs pour chaque site.

Ottawa-Hull

Outaouais

Parc Gatineau



Discussion

Morin et Peters (1988) et Behmer et Hawkins (1986) ont observé que l'abondance des filtreurs n'est pas, ou est négativement, corrélée à l'abondance du périphyton. Nos observations, en ce qui à trait à l'abondance des filtreurs, vont dans le même sens (Fig.1.1). Ainsi, dans le présent chapitre, sauf aux endroits mentionnés, la biomasse des filtreurs n'a pas été incluse dans les données analysées puisqu'elle viendrait embrouiller, voir même détruire la relation potentielle entre l'abondance de l'ensemble des macroinvertébrés non-filtreurs et celle du périphyton.

Les résultats obtenus en ce qui à trait au macroinvertébrés non-filtreurs (Fig.1.1-C) corroborent notre hypothèse d'une corrélation positive reliant la biomasse moyenne annuelle de l'ensemble des macroinvertébrés benthiques non-filtreurs à la biomasse moyenne annuelle du périphyton. Ces résultats sont contraires aux expériences de Elwood et al. (1981), Lamberti et Resh (1983b), McAuliffe (1984b), Jacoby (1985), Hart (1987), Hill et Knight (1987), Lamberti et al. (1987b), DeNicola et al. (1990) et Steinman (1991), qui démontrent que les macroinvertébrés benthiques sont capables de réduire de façon considérable la biomasse du périphyton.

Cette opposition apparente pourrait être expliquée par des différences dans les rapports périphyton/brouteurs utilisés. Afin de vérifier cette possibilité, le rapport entre la biomasse maximale d'algues atteinte avant l'introduction des brouteurs et la biomasse de brouteurs introduite a été calculée pour quelques-unes de ces expériences. Ces rapports sont comparés, dans le tableau 1.3, aux résultats de la présente étude pour laquelle le rapport entre la biomasse moyenne d'algues en présence de brouteurs et la biomasse moyenne des brouteurs a été calculé. Dans la présente étude, la biomasse des algues est 15 fois plus élevée que celle des brouteurs. Des rapports inférieurs à celui-ci ont été utilisés dans certains cas par Lamberti et al. (1989), DeNicola et al. (1990) et Steinman (1991) mais dans 11 cas sur 15, des rapports identiques ou supérieurs ont été utilisés. Les observations de Hart (1987), Hill et Knight (1987), Lamberti et al. (1987b), Lamberti et al. (1989) et DeNicola et al. (1990) ne peuvent donc pas être expliquées par l'utilisation de rapports périphyton/brouteurs inférieurs à ceux observés dans la présente expérience.

Comme explication alternative à l'opposition apparente entre les résultats de la présente étude et les observations de Hart (1987), Hill et Knight (1987), Lamberti et al. (1987b), Lamberti et al. (1989) et DeNicola et al. (1990), il est possible de soutenir que la mobilité des brouteurs est un facteur important dans le maintien de la corrélation positive entre l'abondance du périphyton et celle des macroinvertébrés

Tableau 1.3: Ratios [biomasse du périphyton/biomasse des macroinvertébrés brouteurs] dans les expériences suggérant un contrôle du périphyton par les brouteurs et dans les ruisseaux de l'Outaouais. (-) = l'introduction de macroinvertébrés à réduit l'abondance du périphyton ou entraîne une corrélation négative. (0) = l'introduction des macroinvertébrés n'a eu aucun effet sur la biomasse du périphyton. MSSC = masse sèche sans cendres.

Référence	Conditions	Espèce	Densité (ind./m ²)	Péri. g MSSC/m ²	N.F. g MSSC/m ²	P/NF	Obs.
DeNicola et al. (1990)	ruisseau en laboratoire	<i>Juga silicula</i>	500	50	5.7	8.8	(-)
		<i>Dicosmoecus</i>	50	50	0.625	80.0	(-)
Lamberti et al. (1989)	ruisseau en laboratoire	<i>Juga silicula</i>	250	5	2.9	1.7	(-)
				25	2.9	8.6	0
				80	2.9	27.6	0
Lamberti et al. (1987)	ruisseau en laboratoire	<i>Juga silicula</i>	350	60	4.0	15.0	(-)
				200	2.5	24.0	(-)
				500	0.5	120.0	0
Steinman (1991)	ruisseau en laboratoire	<i>Elimia</i>	125*	5	0.85	5.8	(-)
Hart (1987)	cages en ruisseau naturel	<i>Glossosoma</i>	2667	55.5	2.4	23.1	(-)
			1333	55.5	1.2	46.2	(-)
			222	55.5	0.2	277.5	(-)
Hill et Knight (1987)	canaux de plexiglass en ruisseau naturel	<i>Ameletus</i>	768	5	0.32	15.6	(-)
			192	5	0.08	62.5	(-)
			96	5	0.04	125.0	(-)
La présente étude	ruisseaux naturels	non-filtreurs	17372	1.30 1.30	0.0834	15.6	(+)

non-filtreurs. En effet, le périphyton est distribué de façon hétérogène entre les ruisseaux (Fig.1.1) et entre les roches (barres d'erreur, Fig.1.3A) d'un même ruisseau. Les macroinvertébrés sont également distribués de façon hétérogène entre les ruisseaux (Fig.1.1) et entre les roches d'un même ruisseau (barres d'erreur Fig.1.3A). Donc, si les macroinvertébrés en consommant du périphyton en réduisent la biomasse, mais se déplacent, dans un site et entre les sites, de façon à se trouver la plupart du temps dans des zones où la biomasse du périphyton est élevée, la corrélation positive entre ces biomasses sera maintenue.

Les observations de plusieurs auteurs appuient nos suppositions. En effet, Hart et Resh (1980) ont observé que certains macroinvertébrés pouvaient se déplacer à court et moyen terme en marchant ou en rampant. Les macroinvertébrés peuvent également se laisser dériver (Waters 1972; Müller 1974; Adamus et Gaufin 1976). Hart (1981), Lamberti et Resh (1983), Vaughn (1986), Dudley et al. (1986) et DeNicola et McIntire (1991) ont observé que les macroinvertébrés se déplacent généralement de façon à maximiser leur taux d'ingestion. Enfin, à long terme, les déplacements des macroinvertébrés peuvent, pour plusieurs espèces, prendre place après le passage au stade adulte. A ce stade, la plupart des non-filtreurs concernés sont ailés. Les déplacements peuvent alors s'effectuer sur de très grandes distances. Hughes (1966a, 1966) a observé que les femelles sont

sélectives quand à l'endroit où elles pondent leurs oeufs et qu'elles ont tendance à les pondre dans les sections de ruisseaux exposées à la lumière et donc plus riches en périphyton.

Dans leurs expériences, Hill et Knight (1987), Hart (1987), Lamberti et al. (1987b), Lamberti et al. (1989) et DeNicola et al. (1990) ont limité la mobilité des brouteurs soit en les maintenant à l'intérieur d'un ruisseau artificiel ou en les maintenant à l'intérieur de cages et ont donc travaillé, spatialement, à petite échelle.

Une autre explication, sans doute complémentaire à la première, de l'opposition apparente entre les résultats de la présente étude et les observations des auteurs ci-haut mentionnés vient du fait que ces auteurs ont également réalisé leur étude sur une courte période de temps. Hart (1987), Hill et Knight (1987), Lamberti et al. (1987b), DeNicola et al. (1990) de même que de Steinman (1991) comparent, sur un court laps de temps (respectivement 22, 23, 48, 40 et 5 jours), l'abondance des algues dans un milieu sans brouteurs ou à brouteurs réduits à l'abondance des algues dans un milieu avec brouteurs. Or, il est évident, puisque les brouteurs consomment des algues, qu'à court terme, la biomasse d'algue dans un milieu avec brouteurs sera plus faible que celle dans un milieu sans brouteurs. Mais, à long terme (75 jours), l'abondance des algues dans un milieu sans brouteurs devient comparable à celle d'un milieu avec brouteurs.

En effet, comme l'ont démontré Lamberti et al. (1989), l'abondance des algues dans un milieu sans brouteurs finit par diminuer de façon drastique due à une exportation massive car le tapis d'algue devient si épais qu'il est arraché par le courant.

La relation observée entre la biomasse du périphyton et la biomasse des non-filtreurs (Fig.1.2) n'est pas significativement différente entre les dates si on exclu de l'analyse les échantillons prélevés pendant ou immédiatement après la période des crues printannières. Les crues printannières ont vraisemblablement pour effet, par l'érosion et les mouvements du substrat qu'elles occasionnent, de détruire la corrélation positive qui existe habituellement entre la biomasse du périphyton et celle des macroinvertébrés non-filtreurs. Toutefois, il existe d'autres dates d'échantillonnage pour lesquelles la régression n'est pas significative (Tableau 1.2). Or, ces dates correspondent à la période septembre/mai, période pendant laquelle les occasions de perturbation sont nombreuses: chute des feuilles, basse température, gel, glace recouvrant le cours d'eau, neige, etc. Par contre, la période juin/août pour laquelle les régressions pour chaque date d'échantillonnage sont très significatives, représente une période probablement assez stable, avec peu de probabilités de perturbations.

Le fait que seulement 50% de la variabilité dans la biomasse moyenne annuelle des macroinvertébrés non-filtreurs entre les sites soit expliquée par la biomasse du périphyton (Fig.1.1-C) peut, au moins en partie, être attribué au bruit causé par les échantillons provenant de la période septembre/mai. Lorsqu'on considère seulement les échantillons prélevés entre la mi-juillet et la mi-août, la biomasse du périphyton explique 70% de la variabilité dans la biomasse des non-filtreurs entre les sites.

L'abondance des producteurs primaires et des consommateurs primaires est beaucoup plus stable que ce qui est observé en milieu lacustre. Dans les lacs, on retrouve généralement une floraison d'algue au printemps et à l'automne, avec, entre ces périodes, une biomasse minimale (Marshall et Peters 1989). En moyenne, dans les ruisseaux, mis à part la période des crues printannières, la biomasse du périphyton est généralement stable au cours de l'année (Fig.1.3).

Cette stabilité pourrait résulter du fait que la majeure partie de la production de périphyton semble être consommée par les macroinvertébrés. En effet, la production du périphyton est d'environ dix fois supérieure à celle des macroinvertébrés non-filtreurs (figures 1.6 et 1.7). Or, puisque le taux d'assimilation de la matière végétale par les macroinvertébrés est d'environ 10% (Whittaker 1975), il semble que la totalité de la production primaire soit consommée. Des observations

semblables ont été faites par Gregory (1983) et par Lamberti et Moore (1984). La productivité calculée dans la présente expérience, pour le périphyton, correspond aux valeurs retenues par Whittaker (1975) (100 à 1500 g/m²/année) comme étant caractéristiques des écosystèmes lacustres et lotiques.

Les cycles annuels pour chaque site (Fig. 1.4) sont moins stables que le cycle annuel moyen (Fig.1.3). Les cycles annuels pour chaque site affichent des variations sporadiques. Ces variations sont soit uniques au site, reflétant potentiellement des perturbations locales, ou communes à plusieurs sites, reflétant potentiellement des perturbations régionales. A cette échelle, certaines perturbations pourraient également être causées par le cycle biologique d'espèces dominantes.

En somme, il semble exister en milieu lotique, une étroite relation entre la biomasse du périphyton et celle des macroinvertébrés benthiques non-filtreurs ou entre la quantité de matière produite par le périphyton et celle consommée par les macroinvertébrés benthiques non-filtreurs. Et, bien qu'à petite échelle, plusieurs facteurs, tels la réduction du taux de consommation ou la réduction de la productivité (Hill et Knight 1987 et Lamberti et al. 1987b) et la diversification de l'alimentation (Anderson et al. 1978; Hawkins et Sedell 1981) des macroinvertébrés lorsque le périphyton devient rare, ou bien encore l'augmentation de la productivité du périphyton lorsqu'il

est brouté (Lamberti et Resh 1983 et Power 1984) et la grande capacité du périphyton de se régénérer (Steinmann et McIntire 1990) pourraient théoriquement la maintenir, ce n'est qu'à grande échelle, autant temporelle que spatiale, que cette relation semble avoir été observée.

Conclusion

Entre les sites, la biomasse des macroinvertébrés benthiques non-filtreurs est positivement corrélée à l'abondance du périphyton ($\mu\text{gChla}/\text{m}^2$). L'abondance du périphyton, un paramètre facilement mesurable, pourra donc être utilisée pour prédire l'abondance de ces macroinvertébrés. Pour être utilisée à cette fin, l'abondance du périphyton dans un site devrait idéalement être mesurée entre la mi-juillet et la mi-août.

Dans des travaux ultérieurs, les résultats de Morin et Peters (1988) devraient être généralisés à l'ensemble des macroinvertébrés filtreurs et combinés aux résultats du présent chapitre de sorte qu'il devient possible, à partir de quelques mesures simples, de prédire la biomasse de l'ensemble des macroinvertébrés benthiques dans un site.

Chapitre 2

Introduction

La distribution en taille de la biomasse des macroinvertébrés benthiques est importante puisqu'elle influence le taux métabolique de la communauté (Peters 1983) et la disponibilité de cette biomasse pour l'alimentation des poissons (Allan 1978a et b).

L'hypothèse de "l'efficacité reliée à la taille" prédit que l'augmentation du niveau d'eutrophie s'accompagne d'un accroissement de la taille moyenne des individus (Brooks et Dodson 1965, Hall et al. 1976). Or, bien que Sprules et Munawar (1986) aient observé cette tendance dans les lacs, aucune observation de ce genre n'a, à ma connaissance, été faite dans les ruisseaux.

Lors de leurs travaux, Sprules et Munawar (1986) ont quantifié et comparé la structure des communautés planctoniques de lacs intérieurs de l'Ontario, des lacs Supérieur, Huron, Erié, Ontario, du lac St-Clair et du courant giratoire central du nord de l'océan Pacifique. Ils ont démontré que les spectres de tailles normalisés, qui pour ces milieux sont approximativement linéaires, traduisaient les différences de productivité entre ces écosystèmes par des différences de pente, indiquant une variation dans le poids moyen des macroinvertébrés, et par des différences d'ordonnée à l'origine, indiquant une variation dans l'abondance des macroinvertébrés. Ces auteurs ont également noté que la

variation résiduelle était plus grande dans les systèmes plus stressés, indiquant la tendance plus forte de ces systèmes à dévier de la relation linéaire.

Morin et Nadon (1991), qui ont quantifié et comparé la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques de douze ruisseaux de la région de l'Outaouais, rapportent que, pour ces communautés, le spectre de taille n'est pas linéaire mais plutôt en forme de cloche. Les différences de productivité entre les écosystèmes lotiques ne s'exprimeront donc pas sous forme de variations dans la pente du spectre de taille normalisé. Par contre, ces différences pourraient par contre s'exprimer par un déplacement du spectre le long de l'abscisse, indiquant une variation dans la taille moyenne des macroinvertébrés. Généralement, les organismes de petite taille utilisent plus efficacement les ressources et sont de meilleurs compétiteurs en milieu oligotrophe. Les organismes de grande taille ont besoin de ressources plus abondantes mais, en milieu eutrophe, sont avantagés par leur taille et par leur faible niveau de sélectivité face à la nourriture consommée (Peters, 1992). S'il en est ainsi, dans les sites ayant une concentration moyenne annuelle de phosphore total élevée, qui est un indice du niveau d'eutrophie du site, le spectre de taille devraient être déplacé vers la droite le long de l'abscisse par rapport au spectre de taille des autres sites, indiquant ainsi une augmentation de la taille moyenne des macroinvertébrés. Le but du présent chapitre est de mettre à l'épreuve cette hypothèse.

Analyse des données

Pour chaque échantillon (roche), les masses individuelles de tous les macroinvertébrés (filtreurs et non-filtreurs) ont été regroupées en classes de taille puis multipliées par le facteur de sous-échantillonnage, le cas échéant. Les bornes supérieures des classes de tailles correspondent, en microgrammes de masse sèche, au logarithme d'une puissance de deux, allant de 2^{12} à 2^{19} . La biomasse par classe de taille a été obtenue, pour chaque échantillon, en divisant la somme des masses individuelles présentes dans la classe par l'aire de la roche.

Dans le but de stabiliser la variance, la biomasse par classe de taille pour chaque échantillon (roche) a été exprimée sous forme de logarithme par la transformation suivante:

$\log(\text{biomasse} + (\text{médiane de la classe} / (\text{nombre total de roches prélevées par site} * \text{aire moyenne de toutes les roches})))$, où: nombre total de roches prélevées par site = 8 roches X 14 dates = 112 roches et aire moyenne de toutes les roches = 136.6 cm^2 , qui impose à chaque classe de taille un minimum de un (1) individu par site pour l'ensemble des dates d'échantillonnage.

Les biomasses moyennes par site, les biomasses moyennes annuelles par site et les biomasses moyennes par date d'échantillonnage ont ensuite été calculées pour chaque classe de taille.

Dans le but de faciliter les comparaisons avec la littérature, les spectres de taille normalisés ont été calculés en divisant la biomasse moyenne dans chaque classe de taille par la largeur de l'intervalle de la classe de taille. La valeur résultant de ce calcul est associée à la borne supérieure de sa classe de taille.

Les poids moyens ont été calculés pour chaque roche en divisant la biomasse par la densité. Dans le but de stabiliser la variance, les poids moyens ont été exprimés sous forme de logarithme.

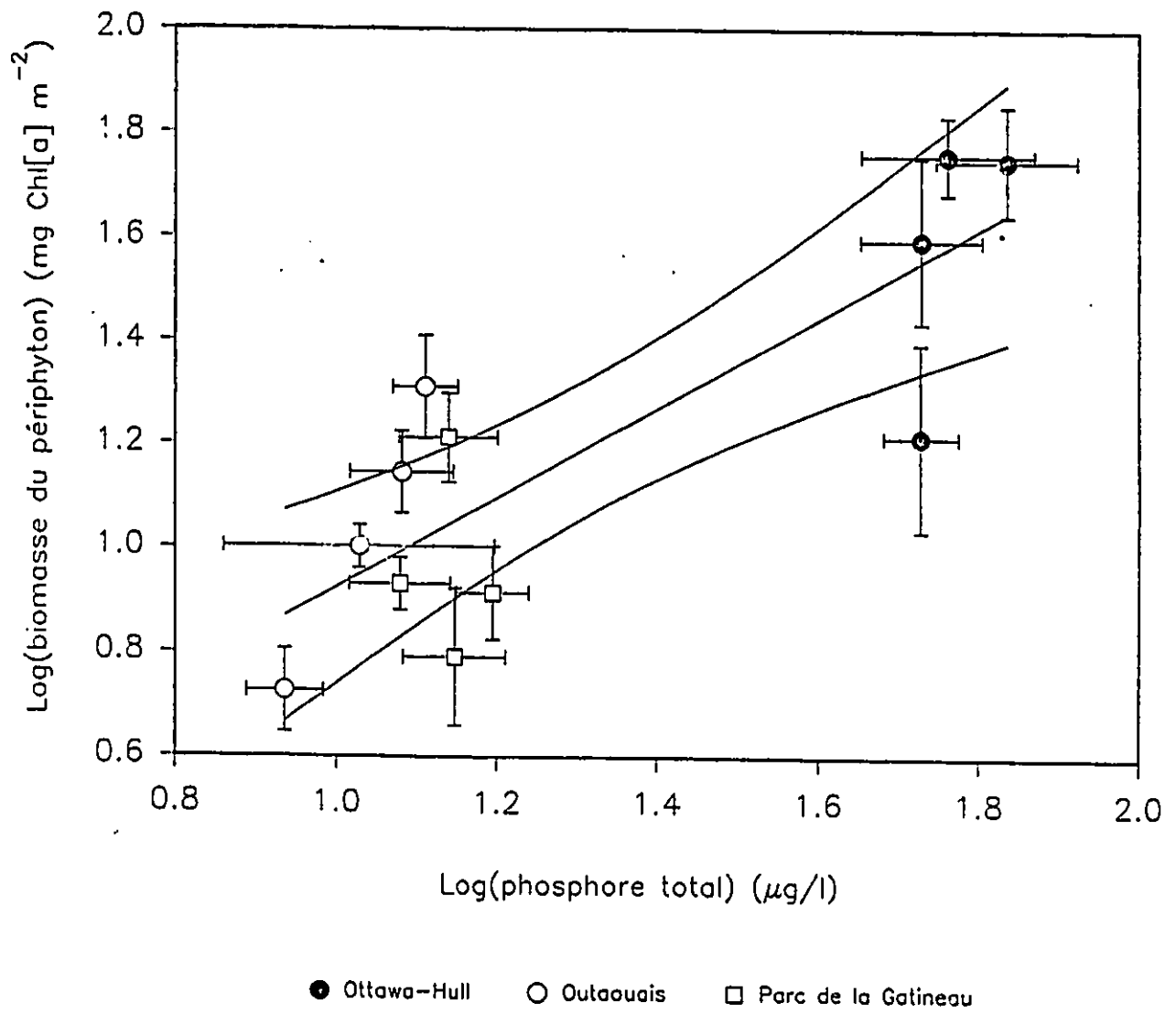
Résultats

Au total, environ 361 500 macroinvertébrés ont été récoltés, soit environ 47 500 filtreurs et 314 000 non-filtreurs. Suite au fractionnement des échantillons lors de l'analyse, 25 463 filtreurs et 129 329 non-filtreurs ont été mesurés.

La concentration moyenne annuelle de phosphore total varie entre les trois régions étudiées (ANOVA, $F=17.7$, $p=0.0001$). Elle est plus élevée dans les sites de la région urbaine d'Ottawa-Hull que dans les sites de l'extérieur de la région urbaine et que les sites du Parc de la Gatineau (Test de comparaison multiple Tukey, $p<0.05$) (Fig.2.1). Il n'y a pas de différence dans l'abondance moyenne annuelle du phosphore total entre les sites situés à l'extérieur de la région urbaine et ceux du Parc de la Gatineau (Test de comparaison multiple Tukey, $p<0.05$). La régression entre l'abondance moyenne annuelle du périphyton dans un site et l'abondance moyenne annuelle du phosphore total dans ce site est significative ($r^2=0.69$, $F=22.5$, $p=0.0008$, $S^2=0.20$, $n=12$) (Fig.2.1).

Le spectre annuel moyen pour les quatre sites de ville semble avoir subi une translation vers la droite le long de l'abscisse par rapport au spectre annuel moyen pour les huit

Figure 2.1: Régression entre la biomasse du périphyton et la concentration moyenne annuelle du phosphore total entre les sites. Les traits verticaux et horizontaux représentent l'erreur standard des moyennes pour le périphyton et le phosphore respectivement. La droite de régression et son intervalle de confiance à 95% sont illustrés. La régression est significative ($R^2=0.69$, $S^2=0.21$, $F=22.5$, $p=0.0008$, $n=12$) et est décrite par l'équation suivante: $\text{Log}(\text{Chla}) = 0.86 * \text{Log}(\text{Phosphore total})$.

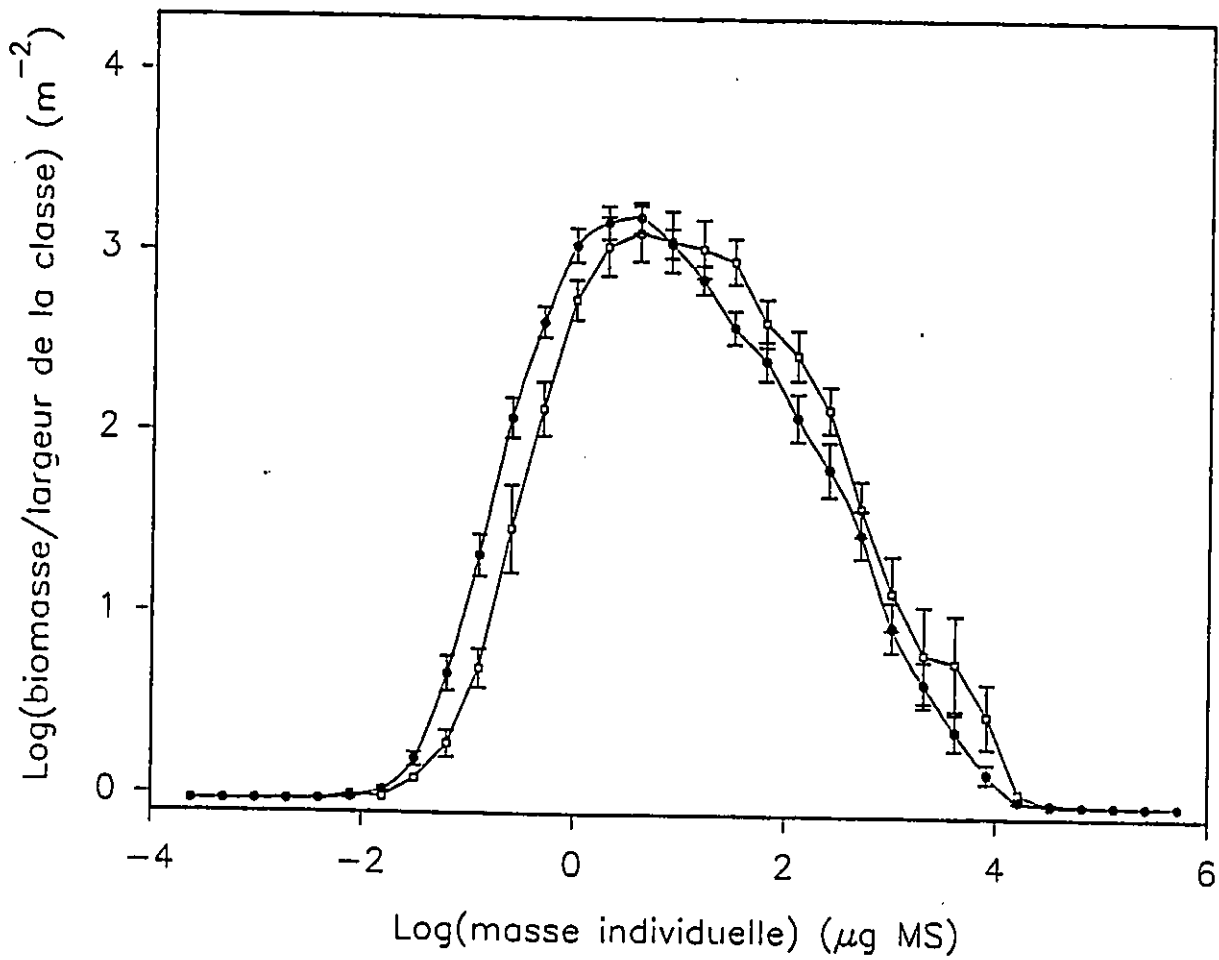


sites hors ville (Fig.2.2). Cette translation est significative puisque le poids moyen des macroinvertébrés pour les quatre sites de ville (Log PM =1.52 $\mu\text{g}/\text{ind.}$, DS=0.73) est significativement différent du poids moyen des macroinvertébrés pour les huit sites hors ville (Log PM =1.40 $\mu\text{g}/\text{ind.}$, DS=0.66) (t-test, $t=-2.97$, $p=0.003$, $n_1=441$, $n_2=882$).

Le spectre annuel de chaque site de ville semble avoir la même position le long de l'abscisse que le spectre annuel moyen pour ces quatre sites (Fig.2.3, Ottawa-Hull). Le poids moyen annuel des macroinvertébrés n'est pas significativement différent entre ces sites (ANOVA, $F=1.5$, $p=0.22$, $dl_1=3$, $dl_2=437$).

Le spectre annuel de chaque site hors ville ne semble pas être différent du spectre annuel moyen pour ces huit sites dans sa position le long de l'abscisse (Fig.2.3, Outaouais et Parc Gatineau). Pourtant, le poids moyen annuel est significativement différent entre ces sites (Anova, $F=6.0$, $p<0.05$, $dl_1=7$, $dl_2=859$). Les poids moyens annuels des macroinvertébrés des sites Rainville et Pélissier sont tous deux différents des poids moyens annuels des macroinvertébrés des sites Chelsea et Lapêche Sud (Test de comparaison multiple Tukey, $p<0.05$) (Tableau 2.1). Aussi, le poids moyen annuel des macroinvertébrés de Corriveau

Figure 2.2: Spectre de taille annuel moyen pour les 4 sites de ville (\square) et pour les huit sites hors ville (\cdot). Les barres d'erreur représentent l'erreur standard de la moyenne.



• sites hors ville ◻ sites de ville

Figure 2.3: Comparaison entre le spectre de taille annuel moyen pour chaque site (·) et le spectre annuel moyen des sites de son groupe (-). Les sites Sawmill, Green Creek, Leamy, Des Trembles sont comparés au spectre annuel moyen pour les sites des ville. Les sites Blackburn, Corriveau, Rainville, Pélissier, Chelsea, Taylor, Renaud et Lapêche Sud sont comparés au spectre annuel moyen pour les sites hors ville.

Ottawa-Hull

Outaouais

Parc Gatineau

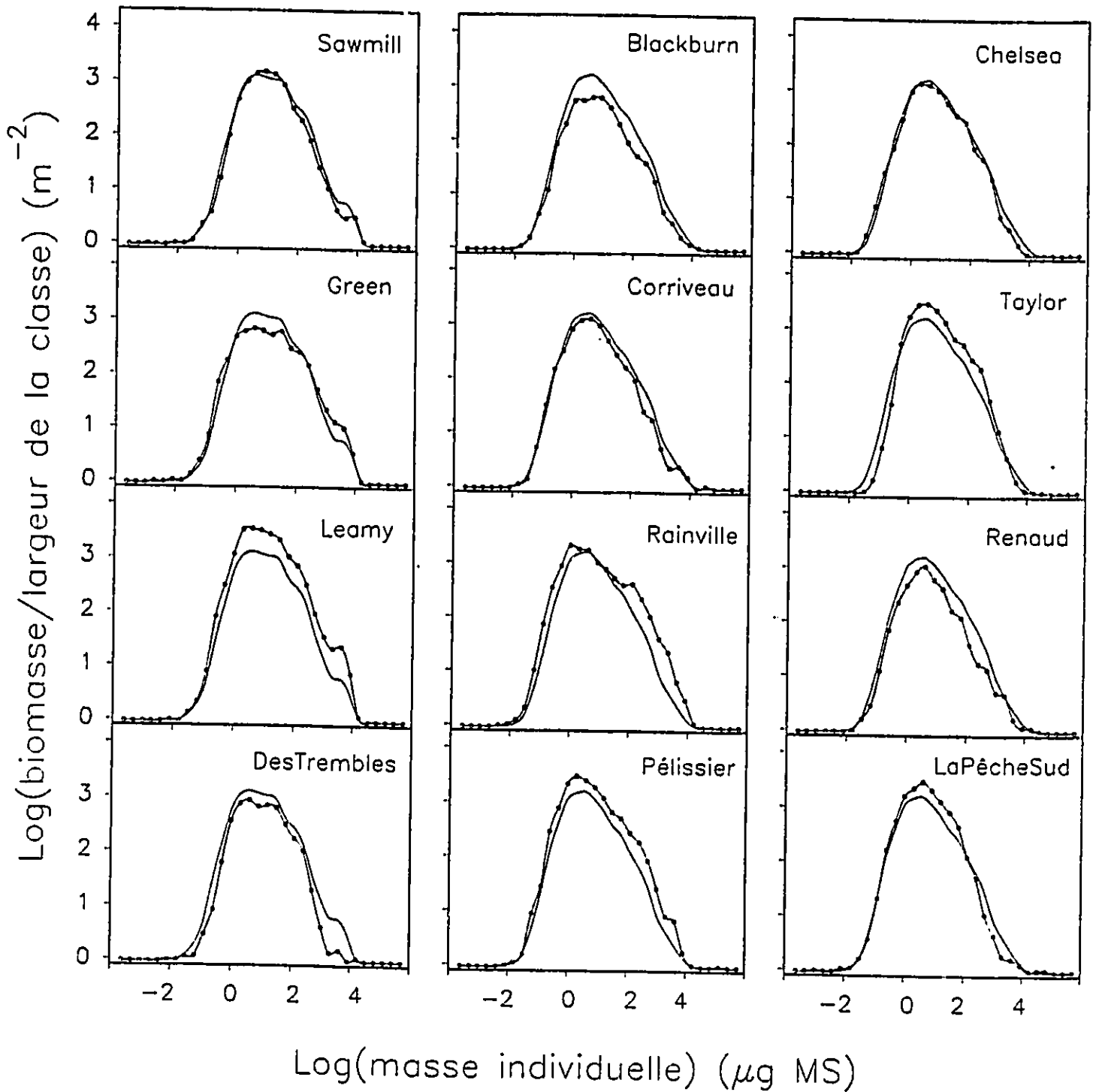


Tableau 2.1: Poids moyen annuel pour chaque site et résultats du test de comparaison multiple Tukey. Les sites ont été comparés deux à deux. (*) = significativement différents ($p < 0.05$), (=) = pas significativement différents ($p > 0.05$), LPM = Log(poids moyen ($\mu\text{g}/\text{ind.}$)), DS = déviation standard.

Site	LPM	DS	Codsit	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Sawmill	1.50	0.68	1	=											
Green Creek	1.52	0.75	2	=	=										
Leamy	1.63	0.85	3	=	=	=									
Destrembles	1.42	0.59	4	=	=	=	=								
Blackburn	1.38	0.63	5					=							
Pélissier	1.56	0.51	6					=	=						
Corriveau	1.43	0.59	7					=	=	=					
Rainville	1.64	0.56	8					=	=	=	=				
Chelsea	1.25	0.67	9					=	*	=	*	=			
Taylor	1.39	0.78	10					=	=	=	=	=	=		
Renaud	1.40	0.69	11					=	=	=	=	=	=	=	
Lapêche Sud	1.16	0.65	12					=	*	*	*	*	*	*	=

est significativement différent du poids moyen annuel des macroinvertébrés de Lapêche Sud (Test de comparaison multiple Tukey, $p < 0.05$).

Pour les dates d'échantillonnage correspondant au 10 mai 1990, au 8 novembre 1990, au 18 décembre 1990, au 20 mars 1991 et au 25 avril 1991, autant pour les sites de ville que pour les sites hors ville, le flanc gauche du spectre semble se déplacer vers la droite par rapport à celui du spectre annuel moyen indiquant une diminution dans l'abondance des macroinvertébrés de petite taille de la communauté (Fig.2.4-A, 2.4-I à 2.4-L et 2.5-A, 2.5-I à 2.5-L). Le poids moyen des macroinvertébrés des quatre sites de ville et le poids moyen des macroinvertébrés des huit sites hors ville varient entre les dates (ANOVA, respectivement, $F=2.3$, $p=0.006$, $dl_1=13$, $dl_2=427$ et $F=12.8$, $p < 0.05$, $dl_1=13$, $dl_2=868$) (Fig.2.4 et 2.5).

Pour les sites de ville (Fig.2.4), le poids moyen du 10 mai 1990 est significativement différent du poids moyen au 20 juin 1990 et au 1er août 1991. Le poids moyen du 20 juin 1990 est significativement différent du poids moyen au 18 décembre 1990 (Test de comparaison multiple, $p < 0.05$) (Tableau 2.2).

Pour les sites hors ville (Fig.2.5), le poids moyen des macroinvertébrés du 20 mars 1991 est significativement

Figure 2.4: Comparaison entre le spectre moyen des sites de ville à chaque date d'échantillonnage (·) et le spectre annuel moyen de ces sites (-). Les dates d'échantillonnage sont données sur chaque graphique sous forme année/mois/jour (AA/MM/JJ).

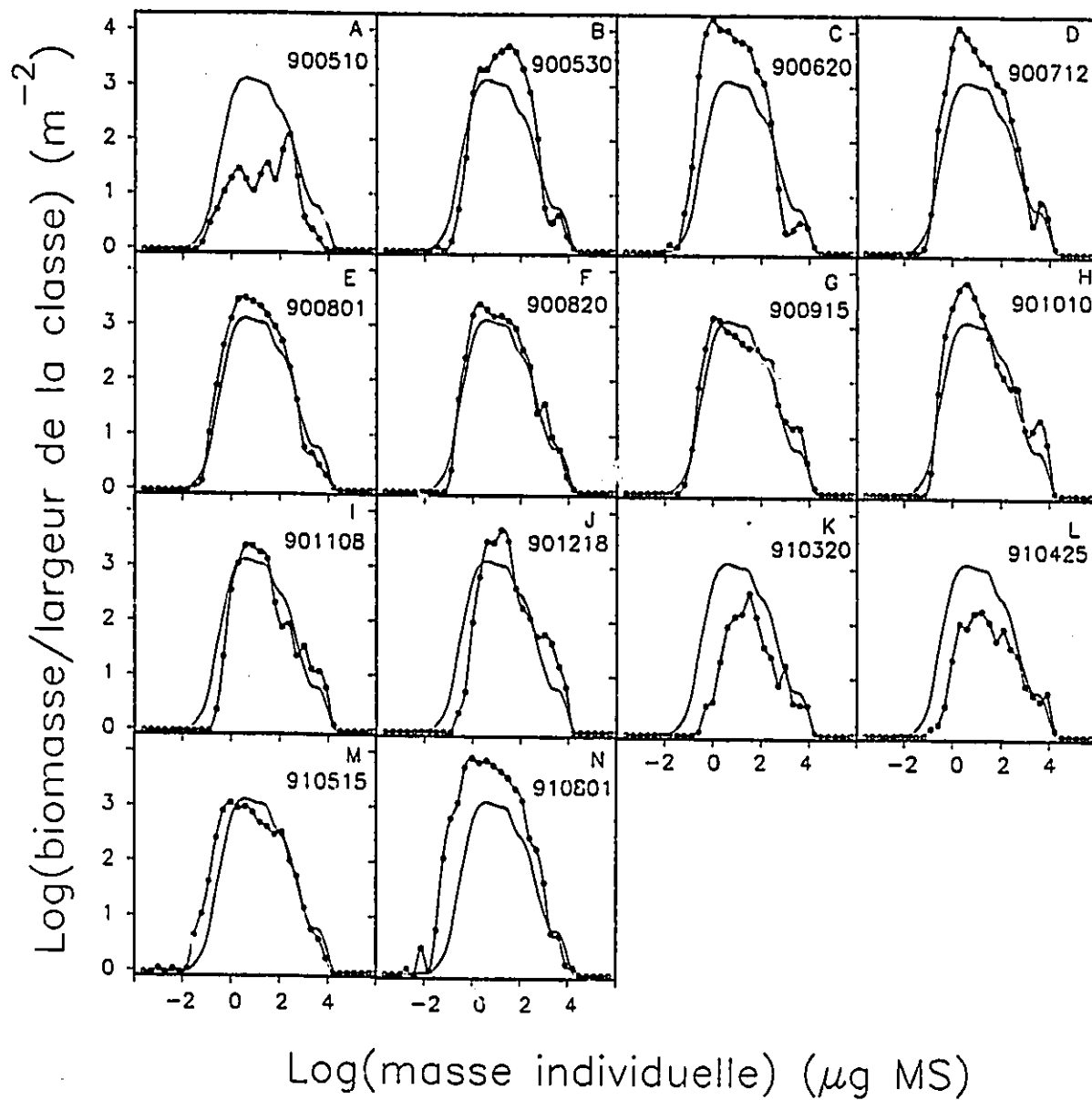


Figure 2.5: Comparaison entre le spectre moyen des sites hors ville à chaque date d'échantillonnage (·) et le spectre annuel moyen de ces sites (-). Les dates d'échantillonnage sont données sur chaque graphique sous forme année/mois/jour (AA/MM/JJ).

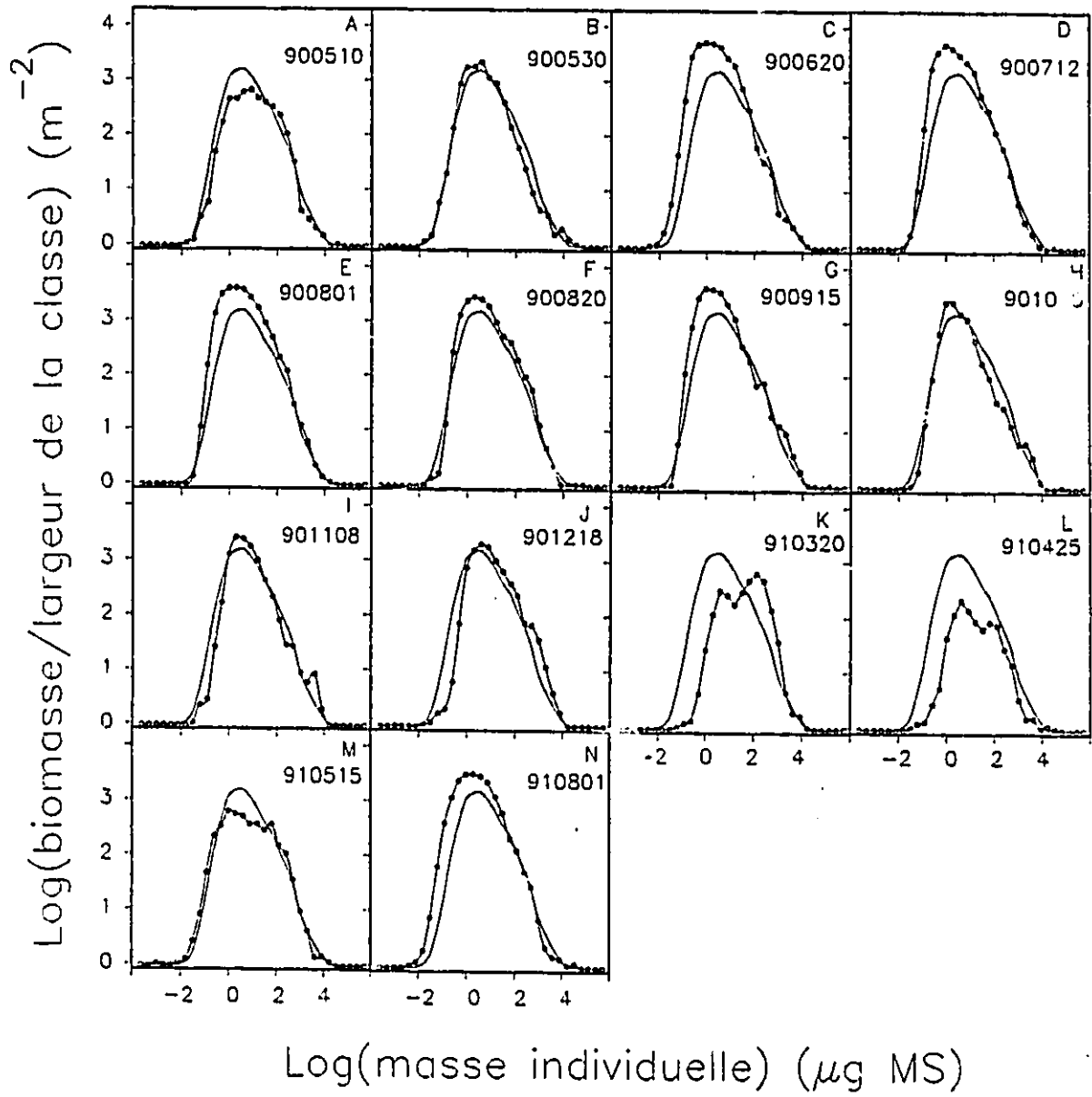


Tableau 2.2: Poids moyen des macroinvertébrés provenant des quatre sites de ville pour chaque date d'échantillonnage et résultats du test de comparaison multiple Tukey. Les dates ont été comparées par paires. (*) = significativement différents ($p < 0.05$), (=) = pas significativement différents ($p > 0.05$), LPM = Log(poids moyen) ($\mu\text{g}/\text{ind.}$), DS = déviation standard.

Date	LPM	DS	Coddatt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
90/05/10	1.90	0.68	1	=													
90/05/30	1.65	0.41	2	=	=												
90/06/20	1.10	0.38	3	*	=	=											
90/07/12	1.39	0.57	4	=	=	=											
90/08/01	1.42	0.56	5	=	=	=											
90/08/20	1.48	0.67	6	=	=	=											
90/09/15	1.59	1.19	7	=	=	=											
90/10/10	1.42	0.77	8	=	=	=											
90/11/08	1.61	0.63	9	=	=	=											
90/12/18	1.69	0.44	10	=	=	*											
91/03/20	1.58	0.98	11	=	=	=											
91/04/25	1.63	1.06	12	=	=	=											
91/05/15	1.53	0.63	13	=	=	=											
91/08/01	1.29	0.44	14	*	=	=											

différent des poids moyens de toutes les autres dates (Test de comparaison multiple Tukey, $p < 0.05$). Les poids moyens du 18 décembre 1990, du 20 mars 1991, du 25 avril 1991 et du 15 mai 1991 sont significativement différents des poids moyens au 20 juin 1990, au 12 juillet 1990 et au 1er août 1990 (Test de comparaison multiple Tukey, $p < 0.05$). Les poids moyens du 10 mai 1990, du 18 décembre 1990, du 25 avril 1991 et du 15 mai 1991 sont significativement différents du poids moyen au 1er août 1991 (Test de comparaison multiple Tukey, $p < 0.05$). Les poids moyens du 10 mai 1990, du 30 mai 1990 et du 8 novembre 1990 sont significativement différents du poids moyen au 20 juin 1990 (Test de comparaison multiple Tukey, $p < 0.05$). Le poids moyen du 10 mai 1990 est significativement différent du poids moyen au 12 juillet 1990, et, enfin, le poids moyen du 25 avril 1991 est significativement différent du poids moyen au 15 septembre 1990 (Test de comparaison multiple, $p < 0.05$) (Tableau 2.3).

Tableau 2.3: Poids moyen des macroinvertébrés provenant des huit sites hors ville pour chaque date d'échantillonnage et résultats du test de comparaison multiple Tukey. Les dates ont été comparés deux à deux. (*) = significativement différents ($p < 0.05$), (=) = pas significativement différents ($p > 0.05$), LPM = Log(poids moyen) ($\mu\text{g}/\text{ind.}$), DS = déviation standard.

Date	LPM	DS	Coddatt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
90/05/10	1.57	0.60	1	=													
90/05/30	1.37	0.60	2	=	=												
90/06/20	1.01	0.50	3	*	*	=											
90/07/12	1.07	0.44	4	*	=	=	=										
90/08/01	1.21	0.51	5	=	=	=	=	=									
90/08/20	1.35	0.70	6	=	=	=	=	=	=								
90/09/15	1.28	0.70	7	=	=	=	=	=	=	=							
90/10/10	1.32	0.59	8	=	=	=	=	=	=	=	=						
90/11/08	1.42	0.55	9	=	=	*	=	=	=	=	=	=					
90/12/18	1.58	0.61	10	=	=	*	*	*	*	*	*	*	=				
91/03/20	2.03	0.49	11	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	=			
91/04/25	1.68	0.87	12	=	=	*	*	*	*	*	*	*	*	*	=		
91/05/15	1.58	0.67	13	=	=	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	=	
91/08/01	1.12	0.54	14	*	=	=	=	=	=	=	=	=	*	*	*	*	=

Discussion

Les sites échantillonnés sont clairement divisés en deux groupes (Fig.2.1): le groupe des sites de ville (Sawmill, Green Creek, Leamy et Destrembles) où l'on retrouve une grande abondance de phosphore, et le groupe des sites hors ville (Blackburn, Pélissier, Corriveau, Rainville, Chelsea, Taylor, Renaud et Lapêche Sud) où l'abondance du phosphore est beaucoup plus faible. Les spectres de taille normalisés annuels moyens de ces deux groupes sont différents, non pas dans leur forme, mais dans leur position le long de l'abscisse. Le spectre normalisé annuel moyen des sites de ville a subi une translation vers la droite le long de l'abscisse par rapport au spectre normalisé annuel moyen des sites hors ville (Fig.2.2). Ce résultat vient appuyer notre hypothèse qui soutenait que les différences de productivités entre les écosystèmes lotiques seraient exprimées sous forme de translation du spectre le long de l'abscisse. Cette translation du spectre indique, pour les sites de ville, une augmentation dans l'abondance des macroinvertébrés de grande taille. Or, comme le mentionne Peters (1992) dans sa discussion traitant de l'hypothèse de "l'efficacité reliée à la taille", les organismes de grande taille peuvent induire, dans la structure de la communauté, des changements drastiques et généralisés puisque, par exemple, ceux-ci sont beaucoup moins sélectifs que les organismes de petite taille quant à la nourriture qu'ils consomment. Ainsi, cette translation du spectre de taille des

sites de ville vers la droite le long de l'abscisse n'indique pas seulement une augmentation dans l'abondance des macroinvertébrés de grande taille. Elle indique probablement aussi, des modifications importantes dans la structure de la communauté.

Le spectre annuel moyen des sites de ville représente bien les spectres annuels de chaque site. En effet, comme le démontre la figure 2.3 (Ottawa-Hull), la position du spectre annuel de chaque site est la même par rapport à l'abscisse, que celle du spectre annuel moyen des quatre sites. Le poids moyen annuel n'est pas significativement différent entre ces sites (Anova, $F=1.5$, $p=0.22$).

La position le long de l'abscisse des spectres annuels des sites hors ville semble varier très peu par rapport à celle du spectre annuel moyen pour ces sites (Fig.2.3, Outaouais et Parc Gatineau). Pourtant, des seize combinaisons en paires possibles pour ces sites, quatre regroupent des sites dont le poids moyen annuel est significativement différent. Dans ces quatre cas, le poids moyen annuel d'un site du Parc de la Gatineau était comparé au poids moyen annuel d'un site de l'Outaouais et le poids moyen annuel du site du Parc de la Gatineau était significativement plus petit. Aussi, si on rassemble les sites par groupe et qu'on les compare entre eux, les poids moyens des groupes d'Ottawa-Hull (Log PM = $1.52 \mu\text{g}/\text{ind.}$, $DS=0.73$), de l'Outaouais (Log PM = $1.50 \mu\text{g}/\text{ind.}$, $DS=0.59$) et du Parc de la Gatineau (Log PM = 1.30

$\mu\text{g}/\text{ind.}$, $DS=0.70$), sont significativement différents (ANOVA, $F=13.8$, $p<0.05$, $dl_1=2$, $dl_2=1305$). Le poids moyen du groupe Parc de la Gatineau est significativement différent des poids moyens des groupes Ottawa-Hull et Outaouais (Test de comparaison multiple Tukey, $p<0.05$). Par contre, les poids moyens de ces deux derniers groupes, ne sont pas significativement différents entre eux. Ces résultats sont surprenant puisque l'abondance du phosphore total n'était pas significativement différente entre le groupe Outaouais et le groupe Parc de la Gatineau. On s'attend généralement à ce que les petits organismes qui sont habituellement habiles à utiliser efficacement les ressources, soient plus abondants dans les milieux où la disponibilité des ressources est faible. Les organismes de grande taille devraient être avantagés et plus abondants dans les milieux où la disponibilité des ressources est grande (Grubb, 1986; Peters, 1992). Ce n'est pas ce qui semble se produire ici face à l'abondance du phosphore total. Une différence dans l'abondance des prédateurs entre les sites du Parc de la Gatineau et les sites de l'Outaouais pourrait expliquer les résultats obtenus. D'autres expériences seront nécessaires afin de mettre à l'épreuve cette hypothèse.

Hanson et al. (1989), qui ont étudié le spectre de taille des macroinvertébrés benthiques du lac Narrow, en Alberta centrale, de la mi-mai au début septembre 1986, ont noté que le spectre de taille non-normalisé (i.e. ayant en ordonnée la

biomasse de chaque classe en g/m^2) varie considérablement d'une date à l'autre mais qu'il varie moins dans la zone littorale que dans les zones sublittorales ou profondes. Ils soutiennent que la variabilité est causée par le cycle biologique des espèces présentes (émergence, forte mortalité suivant la période de reproduction, etc.) et que la zone littorale, en ayant une plus grande diversité d'espèces, est moins sujette à ce genre de variation puisque l'impact de l'émergence d'une espèce sur la biomasse de la communauté est moins important. Hanson et al. (1989) ont également noté que le spectre de taille normalisé (i.e. ayant en ordonnée le logarithme du quotient de la biomasse présente dans la classe de taille sur la largeur de la classe de taille) était peu sensible à ce genre de variation.

De même, en milieu lotique, le spectre de taille normalisé varie peu à court terme. Par contre, il varie à long terme. En effet, comme l'illustre les figures 2.4 et 2.5, il semble exister deux grandes périodes à l'intérieur desquelles le spectre de taille normalisé semble relativement constant mais entre lesquelles le spectre semble différent. Pour la première période, allant du début novembre à la reprise suivant la crue printannière, le flanc gauche du spectre se déplace vers la droite par rapport au spectre annuel moyen, indiquant une réduction dans l'abondance relative des macroinvertébrés de petite taille. Cette réduction est probablement attribuable au fait que la plupart des macroinvertébrés de petite taille ont un

cycle de vie court, qu'ils complètent à l'intérieur d'une saison, alors que les macroinvertébrés de grande taille ont généralement un cycle de vie plus long.

Pour la seconde période, allant de la mi-juillet à la mi-septembre, le spectre de taille moyen pour chacun des groupes a généralement la même position le long de l'abscisse que le spectre annuel moyen pour son groupe (Fig.2.4 et 2.5). A cette période, un grand nombre de macroinvertébrés se relayent probablement dans des cycles d'émergence, de ponte et de croissance, assurant ainsi une stabilité dans l'abondance des macroinvertébrés de petite taille.

Conclusion

Le spectre de taille normalisé des macroinvertébrés benthiques lotiques provenant de sites de ville a subi une translation vers la droite, le long de l'abscisse, par rapport au spectre de taille normalisé des autres sites. Le spectre de taille normalisé est donc sensible aux variations du milieu même si cette translation ne semble pas uniquement reliée au niveau d'eutrophie du site. D'autres études, en milieu contrôlé cette fois, seront nécessaires afin de déterminer la cause de la translation observée.

Conclusion générale

La présente étude a démontré que la biomasse moyenne annuelle des macroinvertébrés non-filtreurs est positivement corrélée à la biomasse moyenne annuelle du périphyton entre les sites. De plus, le logarithme de la biomasse moyenne annuelle du périphyton explique 50% de la variabilité du logarithme de la biomasse moyenne annuelle des macroinvertébrés non-filtreurs. Cette valeur passe à 70% si l'on considère seulement la période allant de la mi-juillet à la mi-août. La présente étude a également démontré que la relation entre l'abondance du périphyton et l'abondance des macroinvertébrés non-filtreurs varie peu pendant l'année et est constante entre la mi-juillet et la mi-août.

Dans des travaux ultérieurs, les résultats de Morin et Peters (1988) devront être généralisés et combinés aux résultats du chapitre 1 pour qu'à partir d'une mesure de l'abondance du périphyton et d'une mesure de l'abondance du seston, l'abondance de l'ensemble des macroinvertébrés benthiques lotiques puisse être estimée. L'abondance des poissons et la diversité des espèces dans le milieu devront ensuite être reliées aux mesures de seston et de périphyton pour que cet outil devienne pleinement utile et efficace dans l'évaluation et la comparaison des sites lotiques présents sur le territoire.

Enfin, la présente étude démontre que le spectre de taille

normalisé de l'ensemble des macroinvertébrés benthiques provenant de milieux lotiques urbains a subi une translation vers la droite le long de l'abscisse par rapport au spectre de taille normalisé des autres sites lotiques. Cette translation indique un poids moyen des macroinvertébrés plus grand dans les sites urbains que dans les sites du Parc de la Gatineau. Elle ne semble pas uniquement liée au niveau d'eutrophie du site.

Dans des travaux ultérieurs, les facteurs causant la translation observée devront être identifiés pour que le spectre de taille normalisé puisse devenir un outil utile de suivi environnemental.

Ces outils, je l'espère, en étant des solutions partielles mais concrètes à des problèmes réels et grandissants sauront répondre aux besoins de la société actuelle et aux exigences des générations à venir. Si ce n'est pas le cas, j'aurai tout de même fait un effort en ce sens.

Références

- Adamus, P.R. et A.R. Gaufin, 1976. A synopsis of Nearctic taxa found in aquatic drift. *American Midland Naturalist*, 95: 198-204.
- Allan, J.D., 1978(a). Diet of brook trout (*Salvelinus fontinalis* MITCHILL) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in an alpine stream. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 20: 2045-2050.
- Allan, J.D., 1978(b). Trout predation and the size composition of stream drift. *Limnol. Oceanogr.*, 23: 1231-1237.
- Anderson, N.H., J.R. Sedell, L.M. Roberts et F.J. Triska, 1978. The role of aquatic invertebrates in processing of wood debris in coniferous forest streams. *American Midland Naturalist* 100: 64-82.
- Begon, M., J.L. Harper et C.R. Townsend, 1986. *Ecology: Individuals, Populations, and Communities*. Sinauer Associates, Inc. Publishers, Massachusetts, 876 p.
- Behmer, D.J. et C.P. Hawkins, 1986. Effects of overhead canopy on macroinvertebrate production in a Utah stream. *Freshwater Biology*, 16: 287-300.
- Biggs, B.J.F. et M.E. Close, 1989. Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effects of flows and nutrients. *Freshwater Biology*, 22: 209-231.
- Boston, H.L. et W.R. Hill, 1991. Photosynthesis-light relations of stream periphyton communities. *Limnol. Oceanogr.*, 36: 644-656.

- Bushong, S.J. et R.W. Bachmann, 1989. In situ nutrient enrichment experiments with periphyton in agricultural streams. *Hydrobiologia*, 178: 1-10.
- Brooks, L.A. et S.I. Dodson, 1965. Predation, body size, and composition of plankton. *Science* 150: 28-35.
- DeNicola, D.M., C.D. McIntire, G.A. Lamberti, S.V. Gregory et L.R. Ashkenas, 1990. Temporal patterns of grazer-periphyton interactions in laboratory streams. *Freshwater Biology*, 23: 475-489.
- DeNicola, D.M. et C.D. McIntire, 1991. Effects of hydraulic refuge and irradiance on grazer-periphyton interactions in laboratory streams. *J.N. Am. Benthol. Soc.*, 10: 251-262.
- Dudley, T.L. et C.M. D'Antonio, 1991. The effects of substrate texture, grazing, and disturbance on macroalgal establishment in streams. *Ecology*, 72: 297-309.
- Dudley, T.L., S.D. Cooper et N. Hemphill, 1986. Effects of macroalgae on a stream invertebrate community. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 5: 93-106.
- Elwood, J.W., J.D. Newbold, A.F. Trimble et R.W. Stark, 1981. The limiting role of phosphorus in a woodland stream ecosystem: effects of P enrichment on leaf decomposition and primary producers. *Ecology*, 62: 146-158.
- Fandall, L.F., J.L. Roelofs et T.J. Fry, 1986. The importance of algae to stream invertebrates. *J.N. Am. Benthol. Soc.*, 5: 290-296.

- Fuller, R.L., J.L. Roelofs et T.J. Fry, 1986. The importance of algae to stream invertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 5: 290-296.
- Gregory, S.V., 1983. Plant-herbivore interactions in stream systems. Pages 157-189 dans J.R. Barnes et G.W. Minshall (eds). *Stream ecology*, Plenum, New York.
- Grimm, N.B. et S.G. Fisher, 1986. Nitrogen limitation in a Sonoran Desert stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 5: 2-15.
- Grubb, P.J., 1986. Problems posed by sparse and patchily distributed species in species-rich plant communities. *In*: J. Diamond & T.J. Case (eds), *Community Ecology*, Harper and Row, N.Y.: 207-225.
- Hall, D.J., S.T. Threlkeld, C.W. Burns et P.H. Crowley, 1976. The size-efficiency hypothesis and the size structure of zooplankton communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 7: 177-208.
- Hanson, J. M., E. E. Prepas, et W. C. Mackay, 1989. Size Distribution of the Macroinvertebrate Community in a Freshwater Lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 1510-1519.
- Hart, D.D., 1985. Causes and consequences of territoriality in a grazing stream insect. *Ecology*, 66: 404-414.
- Hart, D.D. et C.T. Robinson, 1990. Resource limitation in a stream community: phosphorus enrichment effects on periphyton and grazers. *Ecology*, 71: 1494-1502.
- Hart, D.D., 1981. Foraging and resource patchiness: field experiments with a grazing stream insect. *Oikos*, 37: 46-52.

- Hart, D.D., 1987. Experimental studies of exploitative competition in a grazing stream insect. *Oecologia*, 73: 41-47.
- Hart, D.D. et V.H. Resh, 1980. Movement patterns and foraging ecology of a stream caddisfly larva. *Can. J. Zool.*, 58: 1174-1185.
- Hawkins, C.P., M.L. Murphy et N.H. Anderson, 1982. Effects of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in cascade range streams of Oregon. *Ecology*, 63: 1840-1856.
- Hawkins, C.P. et J.R. Sedell, 1981. Longitudinal and seasonal changes in functional organization of macroinvertebrate communities in four Oregon streams. *Ecology*, 62: 387-397.
- Hawkins, C.P., M.L. Murphy et N.H. Anderson, 1982. Effects of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in cascade range streams of Oregon. *Ecology*, 63: 1840-1856.
- Hill, W.R. et A.W. Knight, 1987. Experimental analysis of the grazing interaction between a mayfly and stream algae. *Ecology*, 68: 1955-1965.
- Horner, R.R. et E.B. Welch, 1981. Stream periphyton development in relation to current velocity and nutrients. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38: 449-457.
- Horner, R.R., E.B. Welch, M.R. Seeley et J.M. Jacoby, 1990. Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration. *Freshwater Biology*, 24: 215-232.

- Hughes, D.A., 1966a. The role of responses to light in the selection and maintenance of microhabitat by the nymph of two species of mayfly. *Animal Behavior*, 14: 14-33.
- Hughes, D.A., 1966b. Mountain streams of the Barberton area, eastern Transvaal. Part II. The effect of vegetational shading and direct illumination on the distribution of stream fauna. *Hydrobiologia*, 27: 401-438.
- Hynes, H.B.N., (1970), *The Ecology of Running Waters*, University of Toronto Press, Toronto, Canada, 555 p.
- Jacoby, J.M., 1985. Grazing effects on periphyton by *Theodoxus fluviatilis* (Gastropoda) in a lowland stream. *Journal of Freshwater Ecology*, 3: 265-274.
- Jacoby, J.M., 1987. Alterations in periphyton characteristics due to grazing in a Cascade foothill stream. *Freshwater Biology*, 18: 495-508.
- Lamberti, G.A., L.R. Ashkenas et S.V. Gregory, 1987(a). Effects of three herbivores on periphyton communities in laboratory streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 6: 92-104.
- Lamberti, G.A., J.W. Feminella et V.H. Resh, 1987(b). Herbivory and intraspecific competition in a stream caddisfly population. *Oecologia* 73: 75-81.
- Lamberti, G.A. et V.H. Resh, 1983a. Geothermal effects on stream benthos: separate influences of thermal and chemical components on periphyton and macroinvertebrates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40 1995-2009.

- Lamberti, G.A. et V.H. Resh, 1983b. Stream periphyton and insect herbivores: an experimental study of grazing by a caddisfly population. *Ecology*, 64: 1124-1135.
- Lamberti, G.A. et J.W. Moore, 1984. Aquatic insects as primary consumers. Pages 164-195 dans V.H. Resh et D.M. Rosenberg (eds), *The ecology of aquatic insects*, Praeger, New York.
- Lamberti, G.A., S.V. Gregory, L.R. Ashkenas, A.D. Steinman et D. McIntire, 1989. Productive capacity of periphyton as a determinant of plant-herbivore interactions in streams. *Ecology*, 70: 1840-1856.
- Marshall, C.T. et R.H. Peters, 1989. General patterns in the seasonal development of chlorophyll [a] for temperate lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 34(5): 856-867.
- Mazumder, A., W.D. Taylor, D.J. McQueen et D.R.S. Lean, 1989. Effects of nutrients and grazers on periphyton phosphorus in lake enclosures. *Freshwater Biology*, 22: 405-415.
- McAuliffe, J.R., 1984a. Competition for space, disturbance, and the structure of a benthic stream community. *Ecology*, 65(3): 894-908.
- McAuliffe, J.R., 1984b. Resource depression by a stream herbivore: effects on distributions and abundances of other grazers. *Oikos*, 42: 327-333.
- Merritt, R.W. and K.W. Cummins, 1978. *An introduction to the aquatic insects of North America*, Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa, USA.

- Menzel, D.W. et N. Corwin, 1965. The measurement of total phosphorus in seawater based on the liberation of organically bound fractions by persulfate oxidation. *Limnol. Oceanogr.* 10: 280-282.
- Meyer, E., 1989. The relationship between body length parameters and dry mass in running water invertebrates. *Arch. Hydrobiol.*, 117(2): 191-203.
- Morin, A., 1987. Unsuitability of introduced tiles for sampling blackfly larvae (Diptera: Simuliidae). *Freshwater Biology*, 17: 143-150.
- Morin, A. et D. Nadon, 1991. Size distribution of epilithic lotic invertebrates and implications for community metabolism. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 10: 300-308.
- Morin, A. et R.H. Peters, 1988. Effect of microhabitat features, seston quality, and periphyton on abundance of overwintering black fly larvae in southern Québec. *Limnol. Oceanogr.*, 33: 431-446.
- Müller, K., 1974. Stream drift as a chronobiological phenomenon in running water ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 5: 309-323.
- Mundie, J.H., K.S. Simpson et C.J. Perrin, 1991. Responses of stream periphyton and benthic insects to increases in dissolved inorganic phosphorus in a mesocosm. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48: 2061-2072.
- Murphy, M.L. et J.D. Hall, 1981. Vaired effects of clear-cut logging on predators and their habitat in small streams of the Cascade Mountains, Oregon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38: 137-145.

- Murphy, M.L., 1984. Primary production and grazing in freshwater and intertidal reaches of a coastal stream, Southeast Alaska. *Limnol. Oceanogr.*, 29: 805-815.
- Ostrofsky, M.L. et F.H. Rigler, 1987. Chlorophyll-phosphorus relationships for subarctic lakes in western Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 775-781.
- Peters, R.H., 1983. *The Ecological Implications of Body Size.* Cambridge University Press, New York, 329 p..
- Peters, R.H., 1992. Lessons from the size efficiency hypothesis II. The mire of complexity. *Hydrobiologia* 235/236: 435-455.
- Peterson, B.J., J.E. Hobbie, A.E. Hershey, M.A. Lock, T.E. Ford, J.R. Vestal, V.L. McKinley, M.A.J. Hullar, M.C. Miller, R.M. Ventullo et G.S. Volk, 1985. Transformation of a tundra river from heterotrophy to autotrophy by addition of phosphorus. *Science*, 229: 1383-1386.
- Power, M.E., 1984. Habitat quality and the distribution of algae-grazing catfish in a Panamanian stream. *Journal of Animal Ecology*, 53: 357-374.
- Pringle, C.M., 1985. Effects of chironomid (Insecta: Diptera) tube-building activities on stream diatom communities. *J. Phycol.*, 21: 185-194.
- Sprules, W. G. et M. Munawar, 1986. Plankton Size Spectra in Relation to Ecosystem Productivity, Size, and Perturbation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1789-1794.

- Steinman, A.D. et C.D. McIntire, 1990. Recovery of lotic periphyton communities after disturbance. *Environmental Management* 14: 589-604.
- Steinman, A.D., 1991. Effects of herbivore size and hunger level on periphyton communities. *J. Phycol.*, 27: 54-59.
- Strickland, J.D.H. et T.R. Parsons, 1968. A Practical Handbook of Seawater Analysis. Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 167.
- Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell et C.E. Cushing, 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 130-137.
- Vaughn, C.C., 1986. The role of periphyton abundance and quality in the microdistribution of a stream grazer, *Helicopsyche borealis* (Trichoptera: Helicopsychidae). *Freshwater Biology*, 16: 485-493.
- Waters, T.F., 1972. The drift of stream insects. *Annu. Rev. Entomol.*, 17: 253-272.
- Whitford, L.A. et G.J. Schumacher, 1961. Effect of current on mineral uptake and respiration by a fresh-water alga. *Limnology and Oceanography*, 6: 423-425.
- Whitford, L.S. et G.J. Schumacker, 1964. Effects of a current on respiration and mineral uptake in *Spirogyra* and *Oedogonium*. *Ecology*, 45: 168-170.
- Whittaker, R.H., 1975. *Communities and Ecosystems*. MacMillan Publishing Co., Inc., New York, 385 p.