

**ÉTABLISSEMENT DES CONDITIONS DE RÉFÉRENCE POUR LA SURVEILLANCE  
DES INVERTÉBRÉS BENTHIQUES DANS LE BASSIN HYDROGRAPHIQUE DU  
FLEUVE FRASER, EN COLOMBIE-BRITANNIQUE, AU CANADA**

**DAVID M. ROSENBERG**

**Ministère des Pêches et des Océans  
Institut des eaux douces  
501, University Crescent  
Winnipeg (Manitoba) R3T 2N6**

**TREFOR B. REYNOLDSON**

**Environnement Canada  
Institut national de recherche sur les eaux  
867, chemin Lakeshore  
Burlington (Ontario) L7R 4A6**

**VINCENT H. RESH**

**Department of Environmental Science, Policy & Management  
201, Wellman Hall  
University of California  
Berkeley, CA 94720**

**1999**

**DOE-FRAP 1998-32**

Cette étude a été financée par Environnement Canada dans le cadre du programme de qualité environnementale du Plan d'action du Fraser.

Pour tout commentaire concernant ce rapport :

Division des sciences atmosphériques et aquatiques

Direction générale de la conservation de l'environnement

Environnement Canada

700-1200, 73<sup>e</sup> Avenue Ouest

Vancouver (Colombie-Britannique) V6P 6H9

## RÉSUMÉ

Pour aborder le problème de l'évaluation de la pollution dans le bassin versant du Fraser, en Colombie-Britannique, au Canada, nous avons utilisé des macroinvertébrés benthiques afin d'élaborer un programme de biosurveillance basé sur l'approche des conditions de référence appliquée à l'évaluation de la qualité de l'eau. Les conditions de référence sont représentées par des groupes de sites minimalement perturbés, organisés selon certaines caractéristiques physiques, chimiques et biologiques. On peut ensuite comparer les sites potentiellement perturbés d'un bassin versant au groupe de référence approprié. L'analyse statistique multidimensionnelle permet de créer les groupes de référence d'assemblages de macroinvertébrés, d'établir les modèles physico-chimiques permettant de prédire l'appartenance à un groupe, et de comparer les sites potentiellement perturbés aux groupes de référence. Nous décrivons des techniques permettant : 1) de choisir les sites de référence; 2) de choisir les variables physiques, chimiques et biologiques à mesurer dans chaque site ainsi que les méthodes de mesurage nécessaires; 3) de développer les protocoles d'échantillonnage et de traitement des macroinvertébrés benthiques; 4) de créer un modèle prédictif de la structure des assemblages d'invertébrés au niveau de la famille, et de le tester sur des sites exposés à des perturbations causées par l'exploitation forestière, l'extraction minière et l'agriculture; 5) de choisir les paramètres pertinents pour l'analyse et l'interprétation.

Les sites de référence et les sites perturbés, qui ont été choisis avec l'aide d'experts de la région, représentaient la gamme d'écorégions et d'ordres de cours d'eau présente dans le bassin versant du Fraser. Les variables chimiques, physiques et biologiques mesurées dans chaque site ont été pour l'essentiel tirées de publications pertinentes et représentaient quatre échelles spatiales différentes : paysage, site/tronçon, chenal/substrat, colonne d'eau. Une étude pilote d'étalonnage réalisée dans un affluent du Fraser a révélé : 1) que le nombre de cinq échantillons répétés était optimal pour ce qui est

de l'effectif total et du nombre d'individus prélevés dans les principaux ordres (mais un examen approfondi de multiples échantillons répétés a révélé qu'un échantillon par site était suffisant); 2) qu'on ne notait pas de différences liées à l'opérateur dans la collecte des échantillons en ce qui concerne l'effectif total ou le nombre d'individus dans les principaux ordres; 3) qu'il n'existait pas de différences entre les prélèvements de 1, 3 et 5 min en termes d'effectif total ou de nombre d'individus dans les principaux ordres, mais le nombre de taxons (principalement la famille) était moins élevé dans les échantillons de 1 min que dans les autres; 4) que le filet troubleau à maille de 200  $\mu\text{m}$  retenait plus d'invertébrés que le filet à maille de 400  $\mu\text{m}$ , même si le nombre total de taxons était semblable. L'effectif total et le nombre d'individus par famille, estimés à partir de sous-échantillons de 100, 200 et 300 organismes à l'aide d'une boîte de Marchant, étaient semblables. Les sous-échantillons présentaient généralement un nombre moins grand de familles que les échantillons entiers, mais rares étaient les familles manquantes. Le protocole finalement mis au point pour échantillonner et traiter les macroinvertébrés benthiques était le suivant : prélèvement d'un seul échantillon répété avec un filet troubleau (maille de 400  $\mu\text{m}$ ) pendant 3 min dans chaque site et sous-échantillonnage des 200 premiers organismes trouvés dans une boîte de Marchant. Le protocole représentait la façon la plus efficace et la moins coûteuse d'obtenir les données sur les macroinvertébrés nécessaires pour établir les conditions de référence.

Sur le total de 270 sites échantillonnés, 219 ont été identifiés comme sites de référence. Ces sites de référence ont été utilisés pour construire un modèle prédictif basé sur la famille qui relie la structure des assemblages d'invertébrés à des attributs environnementaux. Les sites de référence ont été classés en groupes représentant des assemblages similaires d'invertébrés à l'aide d'une analyse de groupement. Le modèle prédictif a été développé à partir d'une analyse discriminante (AD) et de descripteurs

environnementaux. Le modèle a attribué 62 % des sites de référence au bon groupe d'invertébrés.

Le modèle basé sur la famille a ensuite servi à évaluer 21 sites exposés à des activités agricoles, forestières ou minières. Il a réussi à faire la distinction entre les sites perturbés et les sites non perturbés, et à identifier le degré de perturbation à partir de l'ampleur de la modification de l'assemblage d'invertébrés. Il n'y avait pas de relation constante entre la perturbation physique apparente d'un site et la réaction de l'assemblage d'invertébrés dans le cours d'eau. L'utilisation du modèle basé sur la famille est donc nécessaire à une évaluation objective de la condition biologique d'un cours d'eau.

Nous avons comparé la performance du modèle basé sur la famille à d'autres modèles de sites de référence basés sur des niveaux taxinomiques inférieurs et sur des mesures biologiques dérivées (paramètres) plutôt que sur la structure de l'assemblage. Le modèle basé sur la famille s'est révélé supérieur, et nous le recommandons pour l'évaluation des sites dans le bassin du Fraser.

Les échantillons de macroinvertébrés benthiques prélevés dans les 219 sites de référence du Fraser contenaient au moins 318 taxons appartenant à 74 familles et à 14 ordres; leur répartition et leur abondance sont présentées par sous-bassin. Nous avons établi pour chaque sous-bassin des paramètres décrivant des aspects structurels et fonctionnels des assemblages de macroinvertébrés benthiques (33 au niveau du genre et de l'espèce et 14 au niveau de la famille). Ces paramètres, que l'on peut répartir en descripteurs de la richesse taxinomique, en dénombrements, en proportions des groupes trophiques fonctionnels, et en valeurs des indices biotiques, peuvent servir de base à la conception d'opérations de biosurveillance multimétrique et/ou être employée pour l'interprétation des résultats des modèles multidimensionnels (décrits plus haut). Nous analysons aussi, par sous-bassin, les descripteurs de l'habitat faisant appel à des mesures physiques, chimiques et biologiques (algues).

Nous avons calculé 44 paramètres à partir des macroinvertébrés benthiques prélevés dans 17 sites en 1994 afin de déterminer la précision et l'exactitude de ces paramètres pour la description des conditions des sites de référence et des sites évalués du bassin du Fraser. Ce sont les mesures de la richesse qui présentaient la plus faible variabilité des valeurs moyennes dans les cinq sous-bassins examinés et les plus faibles coefficients de variation à partir des échantillons répétés prélevés dans un seul site de chaque sous-bassin. La plupart (59,1 %) des paramètres ont pu être calculés dans tous les sites examinés dans notre étude, et la majorité (55,3 %) ont correctement indiqué la perturbation quand on comparait des sites perturbés et non perturbés. Toutefois, on a noté de fausses indications de perturbation dans 40-60 % des comparaisons paramétriques faites entre des sites non perturbés situés dans des écorégions différentes, entre des sites non perturbés de cours d'eau différents de la même écorégion, et entre des sites non perturbés d'un même cours d'eau.

Ce sont les mesures de la richesse qui présentaient de façon constante le taux d'erreur le plus faible. L'intégration dans les approches multidimensionnelles de paramètres non liés à la richesse peut accroître les fausses indications de perturbation (erreurs de type I). Alors que nous ne recommandons pas l'inclusion des paramètres dans les approches multidimensionnelles, nous suggérons dans les approches multimétriques d'intégrer des analyses multidimensionnelles pour définir les conditions de référence et évaluer la perturbation des sites évalués.

Ce projet apporte aux utilisateurs éventuels du bassin versant du Fraser : 1) des protocoles d'échantillonnage éprouvés; 2) des conditions de référence; 3) des méthodes et un modèle multidimensionnel basé sur la famille pour comparer les sites potentiellement perturbés aux sites de référence; 4) de l'information sur la faune et sa répartition; 5) des descripteurs de l'habitat. Notre rapport peut servir de prototype pour l'élaboration future de programmes de biosurveillance à l'échelle régionale.

## ABSTRACT

The problem of assessing pollution in the catchment of the Fraser River, British Columbia, Canada, was addressed by using benthic macroinvertebrates to develop a biomonitoring program based on the reference-condition approach to water-quality assessment. The reference condition is represented by groups of minimally disturbed sites organized by selected physical, chemical, and biological characteristics. Potentially impaired sites in the catchment can eventually be compared against the appropriate reference group. Multivariate statistics are used to create the reference groups of macroinvertebrate assemblages, to create the physical-chemical models to predict group membership, and to compare potentially impaired sites with reference groups. Techniques are described for: (1) selecting reference sites; (2) choosing physical, chemical, and biological variables to be measured at each site and the methods of measurement involved; (3) developing the sampling and processing protocols used for benthic macroinvertebrates; (4) creating a family-level predictive model of invertebrate assemblage structure, and testing it with sites exposed to logging, mining, and agricultural disturbances; and (5) choosing appropriate metrics for analysis and interpretation.

Reference and impaired sites were chosen with the aid of local experts, and represented the range of ecoregions and stream orders available in the Fraser River catchment. The chemical, physical, and biological variables measured at each site were mainly obtained from relevant literature and represented four different spatial scales: landscape, site/reach, channel/substrate, and water-column. A pilot calibration study done in a Fraser River tributary revealed that: (1) five replicate samples were optimal in terms of total numbers and numbers in major orders collected, although further examination of multiple replicates revealed that one per site was sufficient; (2) no operator differences existed in the collection of samples in terms of total numbers or numbers in major orders; (3) no differences existed among 1-, 3-, and 5-min collections in terms of total numbers or

numbers in major orders, although numbers of taxa (mainly family) were lower in 1-min samples than the others; and (4) 200- $\mu$ m-mesh kick nets retained higher numbers of invertebrates than 400- $\mu$ m-mesh nets, although the overall number of taxa was similar. Total numbers of individuals and family counts estimated from 100-, 200-, and 300-organism subsamples using a Marchant box were similar. The subsamples usually had fewer families than whole samples, but the missing families were rare. The protocol eventually used for sampling and processing benthic macroinvertebrates involved collecting a single replicate with a kick net (400- $\mu$ m mesh) for 3 min at each site and subsampling the first 200 organisms encountered in a Marchant box. The protocol represented the most efficient, cost-effective way to obtain the macroinvertebrate data needed to develop the reference condition.

A total of 270 sites was sampled, 219 of which were identified as reference sites. The reference sites were used to build a family-level predictive model relating invertebrate assemblage structure to environmental attributes. The reference sites were classified into groups representing similar invertebrate assemblages using cluster analysis. The predictive model was developed using Discriminant Function Analysis along with environmental descriptors. The model predicted 62% of the reference sites to the correct invertebrate group.

The family-level model was then used to assess 21 sites exposed to agriculture, logging, or mining activities. The model was able to discriminate between impaired and unimpaired sites, and identify the degree of impairment based on the extent of modification of the invertebrate assemblage. There was no consistent relationship between apparent physical disturbance at a site and the response of the in-stream invertebrate assemblage. Therefore, use of the family-level model is necessary for an objective assessment of biological stream condition.



Performance of the family-level model was compared to other reference-site models using lower taxonomic levels, and derived biological measures (metrics) rather than assemblage structure. The family-level model proved to be superior and is recommended for assessment of sites in the Fraser River catchment.

Benthic macroinvertebrate collections made at the 219 Fraser River reference sites contained at least 318 taxa belonging to 74 families and 14 orders; their distribution and abundance are presented by subcatchment. Metrics describing 33 genus/species-level and 14 family-level structural and functional aspects of benthic macroinvertebrate assemblages were calculated for each subcatchment. The metrics, which can be divided into descriptors of taxa richness, enumerations, proportions of functional feeding groups, and biotic index values, can serve as the basis for multimetric biomonitoring designs and/or be used in interpretation of the results of multivariate models (described above). Habitat descriptors involving physical, chemical, and other biological (algal) measures are also discussed by subcatchment.

Forty-four metrics were calculated from benthic macroinvertebrates collected at 17 sites in 1994 to determine precision and accuracy of metrics in describing reference- and test-site conditions in the Fraser catchment. Richness measures had the lowest variability in mean values across the five subcatchments examined, and lowest coefficients of variation based on replicate samples collected at a single site within each subcatchment. Most (59.1%) metrics could be calculated at all sites examined in this study, and most (55.3%) correctly indicated impairment when presumed impaired and unimpaired sites were compared. However, incorrect indications of impairment were noted in 40-60% of the metric comparisons made between unimpaired sites located in different ecoregions, between unimpaired sites in different streams of the same ecoregions, and between unimpaired sites in the same stream.

Richness metrics consistently had the lowest error rates of the metrics examined. Incorporation of non-richness metrics into multivariate approaches may increase incorrect indications of impairment (c.-à-d. Type 1 errors). Although we do not recommend the inclusion of metrics in multivariate approaches, we do recommend that multimetric approaches should consider incorporating multivariate analyses for defining reference conditions and assessing impairment of test sites.

This project provides prospective users in the Fraser River catchment with (1) tested sampling protocols, (2) reference conditions, (3) methods and a family-level multivariate model for comparing potentially impaired sites with reference sites, (4) faunal and distributional information, and (5) habitat descriptors. This report may serve as a prototype for future development of regionally based biomonitoring programs.

## REMERCIEMENTS

Un projet de cette envergure a nécessité l'appui de nombreux collaborateurs. Nous remercions particulièrement T. Tuominen pour ses encouragements et son aide sur le terrain ainsi que pour avoir rendu cette étude possible. Merci à B. Hall, S. Hughson, S. Kirby, C. Logan, M. Mawhinney, D. Milani, G. Moyle, P. Reece, M. Sekela, S. Sylvestre, S. Thompson et A. Wiens pour leur aide, tant en laboratoire que sur le terrain; à K. Andrews, L. Freyman et B. Grace, pour leurs judicieuses observations à propos du tableau 1.3.; à D. Cobb et T. Galloway, qui ont révisé une version antérieure de la section 1 du manuscrit. Nous remercions B. Bailey, S. Sylvestre et T. Tuominen pour leurs commentaires sur le manuscrit entier. Merci à Hélicoptères canadiens et à leurs pilotes, qui nous ont transportés jusqu'aux sites de façon sécuritaire. Merci enfin au Plan d'action du Fraser d'Environnement Canada pour son appui financier.

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ .....	iii
ABSTRACT .....	vii
REMERCIEMENTS.....	xi
TABLE DES MATIÈRES .....	xii
LISTE DES TABLEAUX.....	xv
LISTE DES FIGURES .....	xx
LISTE DES FIGURES.....	xx
LISTE DES ANNEXES.....	xxiii
1. ÉLABORATION DE PROTOCOLES POUR L'ÉTABLISSEMENT DE	
CONDITIONS DE RÉFÉRENCE DANS LE BASSIN HYDROGRAPHIQUE DU	
FLEUVE FRASER, EN COLOMBIE-BRITANNIQUE, AU CANADA .....	
1.1 Introduction .....	1
1.1.1 Zone d'étude .....	4
1.1.2 L'approche des conditions de référence pour la biosurveillance.....	6
1.2 Méthodes.....	7
1.2.1 Sélection des sites de référence .....	7
1.2.2 Choix des variables environnementales .....	9
1.2.3 Macroinvertébrés benthiques .....	14
1.2.3.1 Filet troubleau.....	14
1.2.3.2 Traitement des échantillons.....	16
1.2.3.2.1 Nombre de réplicats réexaminés.....	16
1.2.3.2.2 Sous-échantillonnage .....	16
1.2.3.3 Niveau taxinomique .....	17
1.2.3.4 Variation saisonnière et annuelle.....	18
1.2.3.5 Tests de toxicité .....	19
1.2.3.5.1 Méthodes.....	19
1.2.3.6 Assurance-qualité .....	20
1.2.3.6.1 Étapes sur le terrain .....	20
1.2.3.6.2 Étapes en laboratoire .....	21
1.2.3.6.3 Gestion des données .....	22
1.2.3.6.4 Variabilité des méthodes.....	23
1.3 Résultats et discussion.....	23
1.3.1 Sélection des sites .....	23
1.3.2 Macroinvertébrés benthiques .....	24
1.3.2.1 Étalonnage du filet troubleau .....	24
1.3.2.1.1 Nombre optimal de réplicats .....	24
1.3.2.1.2 Différences entre les opérateurs.....	24
1.3.2.1.3 Temps d'échantillonnage.....	30
1.3.2.1.4 Grosseur des mailles .....	30

1.3.2.1.3	Temps d'échantillonnage .....	33
1.3.2.1.4	Grosseur des mailles .....	33
1.3.2.2	Traitement des échantillons .....	37
1.3.2.2.1	Nombre de réplicats .....	37
1.3.2.2.2	Sous-échantillonnage .....	40
1.3.2.3	Tests de toxicité .....	43
1.3.3	Variabilité des méthodes .....	43
1.4	Résumé .....	46
<b>2. ÉLABORATION DE MODÈLES PRÉDICTIONNELS DE LA STRUCTURE</b>		
<b>D'ASSEMBLAGE D'INVERTEBRÉS .....</b>		
<b>46</b>		
2.1	Introduction .....	46
2.2	Méthodes .....	47
2.2.1	Zone d'étude et sites d'échantillonnage .....	47
2.2.2	Méthodes d'échantillonnage .....	48
2.2.3	Analyse des données .....	48
2.2.3.1	Descripteurs des assemblages et résolution taxinomique .....	51
2.2.4	Classification des sites de référence .....	52
2.2.5	Relation entre les données fauniques et les données sur l'habitat ..	53
2.2.6	Prédiction des groupes de sites .....	54
2.2.7	Variation temporelle .....	56
2.2.8	Analyse des sites évalués .....	57
2.3	Résultats et discussion .....	61
2.3.1	Composition des assemblages .....	63
2.3.2	Classification des sites .....	63
2.3.3	Prédiction de la classification des groupes de sites .....	72
2.3.4	Variation temporelle .....	76
2.3.4.1	Variation annuelle .....	76
2.3.4.2	Variation saisonnière .....	76
2.3.5	Analyse des sites évalués .....	81
2.3.5.1	Agriculture .....	81
2.3.5.2	Extraction minière .....	86
2.3.5.3	Exploitation forestière .....	87
2.4	Résumé .....	88
<b>3. MACROINVERTÉBRÉS PRÉLEVÉS DANS DES SITES DE RÉFÉRENCE DU</b>		
<b>BASSIN DU FRASER : CARACTÉRISTIQUES DE L'HABITAT, DES</b>		
<b>STRUCTURES ET DES FONCTIONS DES SOUS-BASSINS, ET PARAMÈTRES</b>		
<b>APPLICABLES À LA BIOEVALUATION .....</b>		
<b>90</b>		
3.1	Introduction .....	90
3.2	En quoi l'approche multimétrique et l'approche multidimensionnelle diffèrent-elles? .....	94
3.3	Zones d'étude et méthodes .....	96
3.3.1	Analyse de la composition faunique du fleuve Fraser .....	96
3.3.2	Analyse de la précision et de l'exactitude des paramètres .....	99

3.4	Résultats et discussion.....	102
3.4.1	Survol .....	102
3.4.2	La faune .....	103
3.4.3	Paramètres de la richesse .....	105
3.4.4	Paramètres de dénombrement.....	112
3.4.5	Paramètres des guildes alimentaires .....	113
3.4.6	Indices biotiques .....	114
3.4.7	Caractéristiques de l'habitat .....	115
3.4.8	Précision et exactitude des paramètres .....	119
3.4.9	Choix de paramètres pour la biosurveillance du fleuve Fraser .....	127
3.5	Résumé .....	128
	OUVRAGES CITÉS .....	132
	ANNEXE 1. FICHES DE TERRAIN NORMALISÉES UTILISÉS DANS LES SITES POUR L'ÉTUDE DU FLEUVE FRASER. ....	144
	ANNEXE 2. DENDROGRAMME DES 219 SITES DE RÉFÉRENCE DU BASSIN DU FRASER ÉCHANTILLONNÉS DE 1994 À 1996. LE NIVEAU DU RÉSOLUTION TAXINOMIQUE UTILISÉ EST LA FAMILLE (74 FAMILLES AU TOTAL). ....	117
	ANNEXE 3. LISTE DES TAXON CAPTURÉS DANS LES 219 SITES DE RÉFÉRENCE DU BASSIN DU FRASER, NOMBRE DE SITES DANS CHAQUE SOUS-BASSIN OÙ LES TAXONS ÉTAIENT PRÉSENTS, ET ABONDANCE RELATIVE DES TAXONS DANS CHAQUE SOUS-BASSIN. LES VALEURS DE TOLÉRANCE TOL.-F S'APPLIQUENT À LA FAMILLE; LES VALEURS DE TOLÉRANCE TOL.-E S'APPLIQUENT À L'ESPÈCE, SI CETTE DERNIÈRE EST IDENTIFIÉE, OU AU GENRE. ....	122

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1. Sommaire des variables environnementales entretenant un lien de corrélation avec la structure d'assemblage des invertébrés benthiques dans les eaux lotiques. + = variable mesurée; +++ = variable corrélée avec la structure d'assemblage des invertébrés (tableau tiré de Rosenberg *et al.*, 1997b, avec la permission de la Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, Floride).

Tableau 1.2 Variables environnementales mesurées dans le cadre du programme de biosurveillance du Fraser. Les variables s'appliquant au paysage, au site/tronçon au chenal/substrat et à la colonne d'eau ont été utilisées.

Tableau 1.3 Catégorisation subjective des perturbations dans les sous-bassins principaux du Fraser (N – non perturbé; M – moyennement perturbé; P – perturbé; écorégions d'après le ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique (B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, 1991).

Tableau 1.4 Nombre de familles d'invertébrés présentes dans l'ensemble des trois réplicats et dans le quatrième réplicat entièrement trié, et nombre de familles estimé à partir des sous-échantillons. Voir le tableau 1.3 pour les abréviations de sites.

Tableau 1.5 Effets du sous-échantillonnage sur l'occurrence des familles de macroinvertébrés.

Tableau 1.6 Coefficients de variation (CV) moyens de certaines variables tirées de l'étude sur le fleuve Fraser (voir le tableau 1.2).

Tableau 2.1 Variables environnementales mesurées dans le cadre du programme de biosurveillance du fleuve Fraser. Les 29 variables utilisées pour l'analyse des données sont identifiées (en gras) et sont accompagnées d'une abréviation et d'information sur la collecte des données (asl = au-dessus du

niveau de la mer).

Tableau 2.2 Intervalles des variables sélectionnées pour 219 sites de référence échantillonnés dans le bassin du Fraser (asl = au-dessus du niveau de la mer).

Tableau 2.3 Pourcentage d'occurrence et d'abondance des 12 familles d'invertébrés benthiques les plus communes (présentes dans >50 % des sites) des 219 sites de référence du bassin du Fraser.

Tableau 2.4 Richesse, abondance totale, et abondance et distribution des familles communes (présentes dans >50 % des sites) à l'intérieur de quatre groupes de sites de référence formés par l'analyse de groupement de 74 familles du bassin du Fraser.

Tableau 2.5 Caractéristiques sélectionnées de l'habitat (moyenne [écart type]) pour 219 sites de référence du fleuve Fraser, divisés en quatre groupes par l'analyse de groupement de 74 familles, et relation entre l'habitat et les matrices d'assemblage d'invertébrés à l'intérieur des 219 sites de référence identifiés par une corrélation des axes principaux. La force de la relation est indiquée par la valeur  $r$  (voir le tableau 2.1 pour les abréviations de variables).

Tableau 2.6 Performance de la resubstitution (Resub.) et de la validation croisée (Valcr.) de divers modèles discriminants dans la prédiction de la classification des sites de référence à l'aide des variables sélectionnées par une AD pas à pas, par une corrélation des axes principaux et par itération. Le modèle final est indiqué en caractères gras (voir le tableau 2.1 pour les abréviations de variables).

Tableau 2.7 Sommaire de la performance d'un modèle discriminant utilisant neuf variables dans la prédiction de la classification de 219 sites de référence dans quatre groupes formés par une analyse de groupement de données basées sur la famille. Le nombre de sites correctement prédestinés



(caractères gras) ainsi que le pourcentage total des groupes dont la classification a correctement été prédite sont indiqués pour chaque groupe.

Tableau 2.8 Sommaire des sites échantillonnés sur plusieurs années montrant leur appartenance à un groupe ainsi que le groupe qui leur était prédestiné (entre parenthèses), selon le modèle discriminant optimal. CHI = Chilcotin, CLR = Clearwater, PIT = Pitt, CLD = Coldwater, FRA = cours principal du Fraser.

Tableau 2.9 Sommaire de l'évaluation d'échantillons saisonniers provenant de sites de référence (réf.) et de sites perturbés (év.) relativement à l'échantillonnage automnal. Bande 1 – équivalent à la référence; bande 2 – potentiellement différent; bande 3 – différent; bande 4 – très différent. Les groupes fauniques (gr.) auxquels les sites étaient prédestinés sont indiqués entre parenthèses. AE = aucun échantillon.

Tableau 2.10 Analyse de 21 sites d'évaluation exposés à une perturbation potentielle due aux activités agricoles, minières et forestières. Les sites ont été évalués selon leur appartenance à l'une des quatre bandes de qualité en fonction des références. Bande 1 – équivalent, bande 2 – potentiellement différent, bande 3 – différent, bande 4 – très différent. DEA = Deadman, NIC = Nicola, SAL = Salmon, GUI = Guichon, WIL = Willow, BOW = Bowron, TOR = Torpy, TYA = Tyaughton (trib = tributaire), EPT = Éphéméroptères, plécoptères, et trichoptères.

Tableau 3.1 Précision (A) et exactitude (B) des méthodes d'évaluation exprimées en pourcentage d'exactitude; voir Reynoldson et al. (1997b) pour de plus amples détails. AusRivAS = AUStralian RIVER Assessment Scheme; BEAST = Benthic Assessment of Sediment.

Tableau 3.2 Description des sites d'échantillonnage utilisés dans cette analyse. L'astérisque indique les sites où des répliqués ont été prélevés.

Tableau 3.3 Résumé de la dominance taxinomique, distributionnelle et numérique,

par sous-bassin.

Tableau 3.4 Moyennes, écarts types (é. t.) et intervalles pour les paramètres de bioévaluation rapide, par sous-bassin. Les paramètres ont été établis par genre ou espèce (tableau 3.4A) et par famille (tableau 3.4B). EPT = éphéméroptères, plécoptères, trichoptères. Consulter le document de l'USEPA (1998) pour connaître la méthode de calcul.

Tableau 3.5 Moyennes, écarts types (é. t.) et intervalles pour les variables du milieu mesurées dans les sites échantillonnés, par sous-bassin. Voir la section 1 pour connaître la méthode de calcul.

Tableau 3.6 Valeurs moyennes et coefficients de variation (%) de paramètres sélectionnés (voir le tableau 3.2 pour les descriptions) pour six sites dans lesquels des réplicats ont été prélevés. Les paramètres identifiés par un astérisque (\*) correspondent à l'approche des paramètres fixes de Plafkin et al. (1989). Pour une description complète du calcul des paramètres, voir l'USEPA (1998; tableau 7.2). Les tirets indiquent que les paramètres ne pouvaient être calculés pour le site. CHI = Chilcotin; CLR = Clearwater; PIT = Pitt; SAL = Salmon; STU = Stuart. Les valeurs des familles sont parfois supérieures aux valeurs des taxons, car certains petits spécimens ont pu être identifiés au niveau de la famille uniquement.

Tableau 3.7 Résumé des tests t unilatéraux ( $p = 0,05$ ) comparant les paramètres en termes : a) de la fréquence à laquelle les données étaient accessibles pour une comparaison statistique; b) des signalements corrects de perturbations ( $n = 2$ ) et des signalements incorrects de perturbations selon une comparaison de sites dans différents cours d'eau, dans c) différentes écorégions ( $n = 1$ ), d) la même écorégion ( $n = 5$ ) ou e) différents sites d'un même cours d'eau ( $n = 4$ ). Voir les méthodes d'échantillonnage pour les sites comparés.

Tableau 3.8 Paramètres considérés comme utiles pour l'évaluation des

macroinvertébrés benthiques lors d'études précédentes : Kerans et al. (1992) ont considéré le résultat d'un paramètre comme fructueux si aucune différence n'était observée ou si des différences constantes étaient observées entre les appareils d'échantillonnage utilisés, entre les radiers et les mouilles ainsi que d'année en année; Barbour et al. (1992) se sont fiés sur la capacité des paramètres de distinguer les classes (écorégions subalpines versus vallées/plaines); Resh et Jackson (1993) se sont appuyés sur la faible variabilité entre les sites et la faible variabilité annuelle ainsi que sur des patrons constants de différences entre des sites perturbés et non perturbés; Kerans et Karr (1994) ont utilisé la concordance avec les analyses de la qualité des eaux et des assemblages de poissons ainsi que la variabilité d'un habitat à l'autre et d'une écorégion à l'autre; enfin, Fore et al. (1996) ont distingué les sites perturbés des sites minimalement perturbés. EPT = Éphéméroptères, plécoptères, et trichoptères.

## LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Le bassin hydrographique du fleuve Fraser, en Colombie-Britannique, au Canada. Vue de l'axe fluvial, de ses affluents principaux et des sites testés de 1994 à 1996. Il est possible que des symboles se superposent.

Figure 1.2 Coefficients de variation (CV) cumulatifs pour 10 réplicats prélevés à l'aide d'un filet troubleau dans un radier de la rivière Coldwater. Les réplicats ont généralement été regroupés dans un ordre qui maximisait la variabilité (c. à d. dénombrements faibles, élevés, faibles, etc.).

Figure 1.3 Nombres moyens (+1 écart type) d'organismes prélevés lors de séances d'échantillonnage réalisées à l'aide d'un filet troubleau par trois opérateurs différents (Op.) dans un radier de la rivière Coldwater.

Figure 1.4 A) Effet du temps d'échantillonnage (1, 3 et 5 min), exprimé par unité de temps, sur le nombre moyen (+1 écart type) d'organismes et le nombre moyen (+1 écart type) de taxons prélevés au troubleau dans un radier de la rivière Coldwater. B) Comparaison des temps d'échantillonnage au troubleau (1, 3 et 5 min) dans l'espace d'ordination (positionnement multidimensionnel non métrique).

Figure 1.5 Nombre moyen (+1 écart type) d'organismes prélevés à l'aide de deux grosseurs de mailles (200  $\mu\text{m}$  et 400  $\mu\text{m}$ ) utilisées dans le cadre d'échantillonnages à l'aide d'un filet troubleau dans un radier de la rivière Coldwater.

Figure 1.6 Dendrogramme illustrant une analyse de groupement qui compare la variation intrasite (trois réplicats) et la variation intersite (22 sites) des échantillons prélevés à l'aide d'un filet troubleau dans le bassin du fleuve Fraser, en 1994. Les flèches indiquent la séparation des réplicats de la station 1 de la rivière Clearwater. Les abréviations de sites sont répertoriées

dans le tableau 1.3.

Figure 1.7 Comparaison entre le dénombrement total moyen d'organismes estimé pour trois tailles de sous échantillons (100, 200 et 300 organismes [org.]) et le dénombrement total d'un réplikat entièrement trié (réplikat 4), et dénombrement total de trois réplikats entièrement triés. Les échantillons prélevés à l'aide d'un filet troubleau proviennent de quatre sites du bassin hydrographiques du Fraser (voir le tableau 1.3 pour les abréviations de sites). Les lignes verticales signifient +1 écart type.

Figure 2.1 Ellipses de probabilité (à 90, 99 et 99,9 %) tracées autour de sites de référence, qui décrivent quatre bandes de qualité.

Figure 2.2 Classification (dendrogramme A) et ordination (B et C) au niveau de la famille des organismes de 219 sites de référence du bassin du Fraser. Quinze groupements de sites sont présentés dans le dendrogramme (le nombre de sites dans chaque groupement est indiqué entre parenthèses). Les diagrammes d'ordination illustrent les sites de façon individuelle, associés aux quatre groupes fauniques (B) et les vecteurs des variables liées aux familles et aux habitats correspondant à l'ordination des sites. Voir le tableau 2.1 pour les abréviations de sites.

Figure 2.3 Distribution géographique de quatre groupes de sites, formés à partir d'une analyse de groupement de données sur les assemblages d'invertébrés benthiques au niveau de la famille, provenant de 219 sites de référence du bassin du Fraser.

Figure 2.4 Ordination de sites évalués (cercles) et de sites de référence (cercles) pour des axes d'ordination sélectionnés (voir le tableau 2.10 pour les abréviations de sites). Seuls deux axes d'ordination pour les groupes (Gr) 3 et 4 sont illustrés. Le calcul des ellipses de probabilité a été effectué aux

niveaux de probabilité de 90, 99 et 99,9 %, uniquement autour des sites de référence.

## **LISTE DES ANNEXES**

ANNEXE 1. FICHES DE TERRAIN NORMALISÉES UTILISÉS DANS LES SITES POUR L'ÉTUDE DU FLEUVE FRASER.

ANNEXE 2. DENDROGRAMME DES 219 SITES DE RÉFÉRENCE DU BASSIN DU FRASER ÉCHANTILLONNÉS DE 1994 À 1996. LE NIVEAU DU RÉOLUTION TAXINOMIQUE UTILISÉ EST LA FAMILLE (74 FAMILLES AU TOTAL).

ANNEXE 3. LISTE DES TAXON CAPTURÉS DANS LES 219 SITES DE RÉFÉRENCE DU BASSIN DU FRASER, NOMBRE DE SITES DANS CHAQUE SOUS-BASSIN OÙ LES TAXONS ÉTAIENT PRÉSENTS, ET ABONDANCE RELATIVE DES TAXONS DANS CHAQUE SOUS-BASSIN. LES VALEURS DE TOLÉRANCE TOL.-F S'APPLIQUENT À LA FAMILLE; LES VALEURS DE TOLÉRANCE TOL.-E S'APPLIQUENT À L'ESPÈCE, SI CETTE DERNIÈRE EST IDENTIFIÉE, OU AU GENRE.

# 1. ÉLABORATION DE PROTOCOLES POUR L'ÉTABLISSEMENT DE CONDITIONS DE RÉFÉRENCE DANS LE BASSIN HYDROGRAPHIQUE DU FLEUVE FRASER, EN COLOMBIE-BRITANNIQUE, AU CANADA

## 1.1 Introduction

Le bassin hydrographique du fleuve Fraser couvre  $\sim 230\,000\text{ km}^2$ , soit  $\sim 25\%$  du territoire de la Colombie-Britannique, province la plus occidentale du Canada (figure 1.1; ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs et Environnement Canada, 1993). Le Fraser détient à lui seul un débit annuel de  $3\,620\text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , ce qui fait de lui le sixième fleuve le plus important d'Amérique du Nord, après le Mississippi ( $18\,400\text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ), le Saint-Laurent ( $10\,800\text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ), le Mackenzie ( $9\,910\text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ), le Columbia ( $7\,500\text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) et le Yukon ( $6\,370\text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) (Dynesius et Nilsson, 1994). Environ 1,7 million de personnes vivent dans le bassin hydrographique du Fraser, soit approximativement les deux tiers de la population de la Colombie-Britannique. Bien que le Fraser soit l'un des derniers grands fleuves non régulés d'Amérique du Nord, les pressions urbaines et industrielles menacent sérieusement la santé de cet écosystème. Environnement Canada a donc créé, en 1991, le Plan d'action du Fraser (PAF) (Environnement Canada, 1995). La recherche dont il est question dans ce rapport technique traite de l'évaluation de la pollution dans le bassin hydrographique du Fraser par l'utilisation de macroinvertébrés benthiques et la mise sur pied d'un programme de biosurveillance basé sur l'approche des conditions de référence pour évaluer la qualité de l'eau (Reynoldson *et al.*, 1997b). Les macroinvertébrés benthiques sont à la base de la plupart des programmes de biosurveillance présentement utilisés dans le monde (Rosenberg et Resh, 1993b), et l'utilisation de ces organismes a fait ses preuves (Rosenberg et Resh, 1996). L'objectif visé par notre recherche est de fournir aux chercheurs éventuels dans le bassin du Fraser : 1) des protocoles d'échantillonnage efficaces; 2) des bases pour les conditions de référence; 3) des méthodes de comparaison



des sites potentiellement menacés avec des groupes de référence appropriés; 4) de l'information de base sur la faune. Nous avons aussi intégré dans ce rapport des renseignements sur les tests de toxicité effectués en réponse aux craintes concernant les impacts potentiels de contaminants chimiques rejetés par les fabriques de pâtes et papiers dans le Fraser.

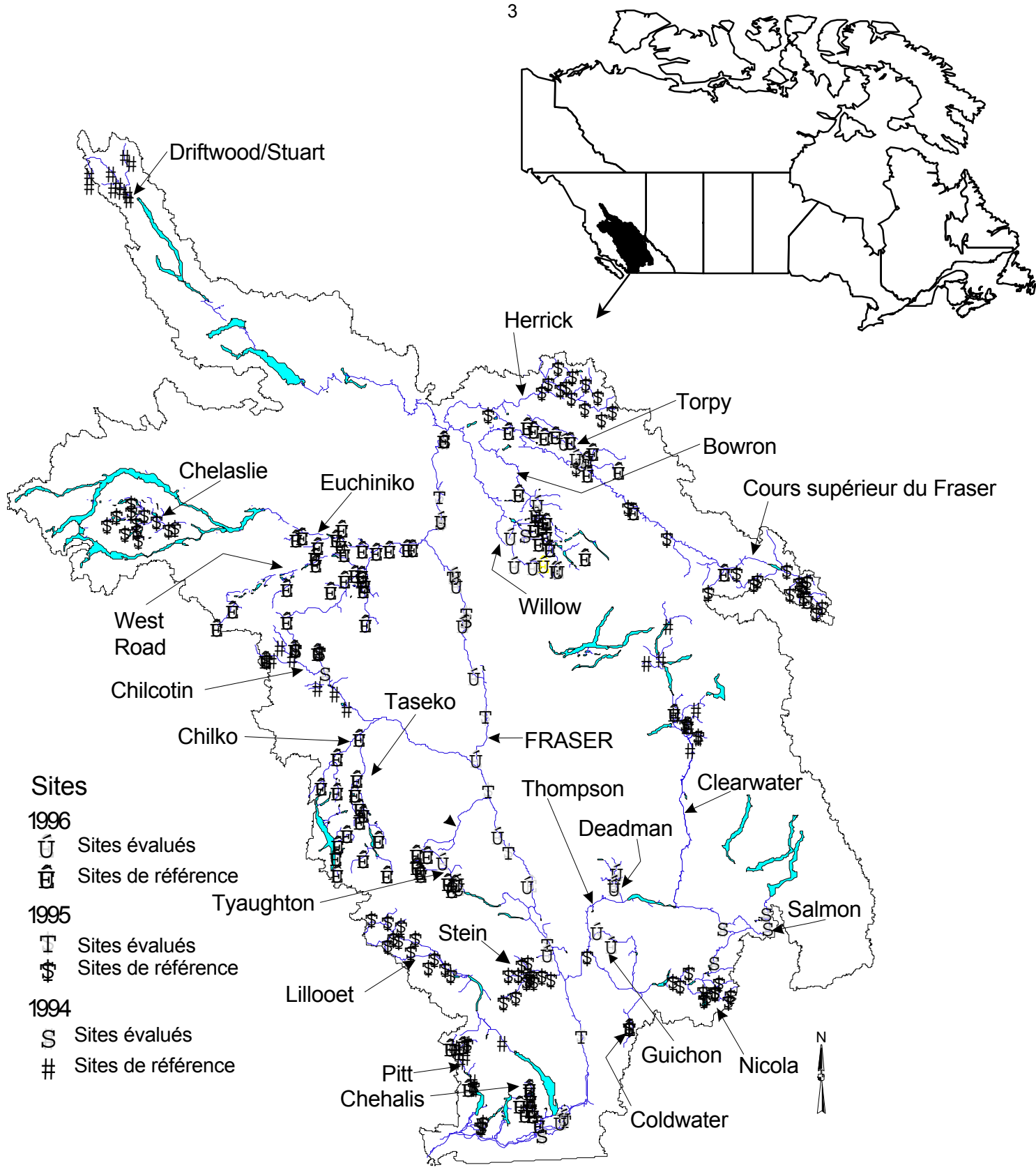


Figure 1.1 Le bassin hydrographique du fleuve Fraser, en Colombie-Britannique, au Canada. Vue de l'axe fluvial, de ses affluents principaux et des sites testés de 1994 à 1996. Il est possible que des symboles se superposent.

Cette section décrit principalement la planification et les activités menées durant la première année de l'étude (1994), tandis que les deux sections suivantes traitent des données recueillies tout au long des trois années de l'étude (1994 à 1996). Dans la première section, nous discuterons de la façon dont les éléments clés des programmes de surveillance benthique à l'échelle régionale ou à l'échelle du bassin versant peuvent être adaptés aux conditions locales. Nous décrirons des aspects précis de la structure du projet : la sélection des sites, le choix des variables environnementales, la mise au point de méthodes et de protocoles d'échantillonnage, les méthodes d'analyse et les décisions quant aux meilleures approches à adopter. La structure de ce projet pourrait servir de prototype pour des essais futurs d'élaboration de programmes de biosurveillance s'appliquant à certaines régions ou à certains bassins hydrographiques.

### **1.1.1 Zone d'étude**

Le cours principal du fleuve Fraser s'étend sur 1 375 km (voir les descriptions dans Dorcey et Griggs, 1991). Il prend sa source près du mont Robson (à 3 956 m d'altitude), dans les montagnes Rocheuses de l'est de la Colombie-Britannique, s'écoule vers le nord-ouest en décrivant un « S » à travers les monts Caribou du centre de la Colombie-Britannique, continue vers le sud-ouest dans la chaîne Côtière et atteint Vancouver, où il se jette dans l'océan Pacifique (figure 1.1). Son débit moyen varie entre  $750 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  en hiver et  $11\,500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  en été (un écart global de  $450\text{-}20\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ).

La pluie, la fonte des neiges et la fonte glaciaire alimentent en eau le bassin du Fraser; chacune de ces sources d'eau varie temporellement et spatialement (voir Moore, 1991 pour plus de détails). Les précipitations peuvent atteindre jusqu'à 2 000 mm, moyenne annuelle dans la chaîne Côtière, mais peuvent aussi être de l'ordre de 400 à 800 mm dans le Plateau Intérieur. À mesure qu'augmentent la latitude et l'altitude, les

températures moyennes chutent, les précipitations de neige augmentent et les variations saisonnières de l'apport des eaux de fonte des neiges aux cours d'eau sont plus importantes.

Le Fraser traverse quatre ceintures géologiques (Cameron, 1995); une description simplifiée de la géologie de l'assise rocheuse du bassin comprend des zones d'intrusion ignée, de roche volcanique et sédimentaire, de roche métamorphique foliée, de roche sédimentaire plissée et de couches de lave horizontales et de roche sédimentaire (Hall *et al.*, 1991). L'importante variation du climat, de la structure des sols et de l'altitude font en sorte que 11 des 14 zones biogéoclimatiques de la Colombie-Britannique sont comprises à l'intérieur du bassin du Fraser. Différents types de forêts s'y trouvent, mais les principales sont la zone sub-boréale à épinette (6,9 millions ha), la zone à épinette d'Engelmann (5 millions ha) et la zone intérieure à douglas (3,3 millions ha) (Moore, 1991). La qualité de l'eau et les impacts des activités liées à l'utilisation des sols, le rejet de déchets, les pratiques agricoles et forestières, l'extraction minière et les effluents provenant des fabriques de pâtes et papiers sont présentés dans Schreier *et al.* (1991).

Même s'il n'est que le 6<sup>e</sup> plus important fleuve d'Amérique du Nord en termes de débit et le 28<sup>e</sup> au monde en termes de longueur, le Fraser demeure le plus important cours d'eau producteur de saumons du monde (Northcote et Burwash, 1981; Northcote et Larkin, 1989). La faune piscicole du Fraser compte aujourd'hui 53 espèces, mais il n'en a pas toujours été ainsi. En effet, en 40 millions d'années, cette faune est passée d'absente à plutôt abondante (Northcote et Burwash, 1991). De plus, le fleuve offre de riches habitats pour la sauvagine (21 espèces) (Dorcey, 1991).

Des 40 sous-bassins du fleuve Fraser, nous en avons étudié 21. De ces 21 sous-bassins, certains ont été utilisés pour décrire les conditions de référence (*sensu* Reynoldson *et al.*, 1997b)

### 1.1.2 L'approche des conditions de référence pour la biosurveillance

Les « conditions de référence » sont les conditions représentatives d'un groupe de sites peu perturbés, classés selon des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques définies (Reynoldson *et al.*, 1997b; voir aussi Reynoldson *et al.*, 1995; Wright, 1995). Une fois les conditions de référence établies, elles peuvent être utilisées pour évaluer les impacts environnementaux, la situation de la conservation ou la biodiversité d'un nouveau site, quel qu'il soit. Le Fraser est le premier fleuve canadien d'envergure auquel on applique l'approche des conditions de référence.

L'approche des conditions de référence peut être envisagée comme méthode de bioévaluation en remplacement des études plus traditionnelles de type témoin-impact. Cette approche détermine une gamme de sites de référence (c.-à-d. des régions peu ou pas perturbées) qui représentent les nombreuses conditions biologiques potentielles d'une région (Reynoldson *et al.*, 1997b). Les nouveaux sites susceptibles d'être perturbés sont ensuite comparés à un sous-groupe adéquat de sites de référence. Ce sous-groupe de sites est formé à partir de modèles qui établissent un lien entre, d'une part, les variables de conservation physiques et chimiques identifiées dans chaque site et, d'autre part, l'assemblage benthique. La création de groupes de référence et de modèles physico-chimiques visant à prévoir l'appartenance à un groupe ainsi que la comparaison des sites évalués avec les groupes de référence sont effectuées à l'aide de méthodes statistiques multidimensionnelles (revu par Reynoldson *et al.*, 1997b).

Des approches similaires basées sur les conditions de référence ont été utilisées au Royaume-Uni pour l'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau (Wright, 1995), au Canada pour l'élaboration des recommandations pour la qualité des sédiments des Grands Lacs laurentiens (Reynoldson *et al.*, 1995) et en Australie dans le cadre de l'Australian National River Health Program (Parsons et Norris, 1996; Simpson et Norris, 2000). Une approche différente, toujours basée sur les conditions de référence et faisant appel aux

« méthodes multimétriques » a été mise au point pour la surveillance de la qualité de l'eau aux États-Unis (Plafkin *et al.*, 1989; Barbour *et al.*, 1995, 1996; Resh *et al.*, 1995; USEPA, 1998). Une étude antérieure élaborée à partir de données sur le fleuve Fraser a révélé que les méthodes multimétriques étaient moins précises que les approches canadiennes et australiennes basées sur les conditions de référence (Reynoldson *et al.*, 1997b), mais de plus amples recherches sur ce sujet seraient nécessaires (Resh *et al.*, 2000).

## **1.2 Méthodes**

Les renseignements qui suivent portent sur les motifs concernant : 1) la sélection des sites de référence; 2) le choix des variables physiques, chimiques et biologiques mesurées dans chaque site; 3) les protocoles d'échantillonnage adoptés; 4) le programme d'essais de toxicité; 5) les procédures d'assurance-qualité.

### **1.2.1 Sélection des sites de référence**

Les méthodes multidimensionnelles utilisées pour associer de nouveaux sites à un sous-groupe de sites de référence demandent un travail préliminaire considérable, car les sites doivent être échantillonnés en nombre suffisant pour refléter les multiples conditions présentes dans le bassin et la variabilité de ces conditions. Il n'existe aucune recommandation absolue quant au nombre total de sites requis. D'autres études (p. ex., Reynoldson *et al.*, 1995; Wright, 1995) ont révélé que ~250 sites sont nécessaires pour illustrer adéquatement la variabilité et élaborer des modèles prédictifs pertinents, même si un minimum de 60 à 70 sites pourraient permettre de formuler un modèle préliminaire (Reynoldson et Wright, 2000).

Deux niveaux de stratification ont été identifiés afin de cerner l'ensemble des conditions recensées au sein de la zone d'étude : 1) l'écorégion, qui nous a permis de nous assurer que certaines conditions du climat et du paysage étaient présentes au sein des

sites de référence sélectionnés, selon des études antérieures de Demarchi (1990) et du ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique (B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, 1991); 2) l'ordre du cours d'eau, qui nous a garanti la présence d'un ensemble de conditions hydrauliques au sein des sites sélectionnés, selon Strahler (1964).

La sélection des sites dont il est ici question a été effectuée en deux étapes. D'abord, une série d'ateliers avec des experts de la province nous ont permis d'identifier les sous-bassins non perturbés, moyennement perturbés et gravement perturbés, et de choisir des sous-bassins couvrant le plus grand nombre possible d'écorégions. Les sous-bassins de référence sélectionnés pour l'échantillonnage ont ensuite été délimités sur des cartes à l'échelle de 1:250 000, et les ordres de cours d'eau ont été identifiés selon la méthode de Strahler (1964). Deux ou trois sites ont été placés au hasard sur chaque ordre de cours d'eau au sein d'un même sous-bassin. Nous avons considéré comme « site » un tronçon de cours d'eau possédant une distance longitudinale de ~6X sa largeur (Newbury, 1984). Seuls les tronçons d'érosion (c.-à-d. radier/plat) ont été échantillonnés (sauf dans le cas des essais de toxicité; voir plus bas) parce qu'ils correspondaient au type d'habitat dominant. L'échantillonnage d'autres types d'habitats aurait pris plus de temps, et l'échantillonnage de plusieurs types d'habitats donne souvent des résultats redondants (Parsons et Norris, 1996). Les mêmes cartes géographiques ont ensuite été utilisées afin de localiser les sites sur le terrain.

Ensuite, la vérification du terrain par relevés terrestres ou aériens (par hélicoptère) de la région entourant le site a confirmé que les sites n'étaient pas perturbés. À quelques occasions, les emplacements ont été modifiés au cours des travaux sur le terrain, soit parce que les sites de départ étaient inaccessibles, soit parce que les cours d'eau identifiés étaient à sec; toutefois, la répartition des sites en fonction des ordres de cours d'eau a été maintenue.

Un petit nombre de bassins perturbés ont aussi été considérés afin de vérifier la performance du modèle basé sur le site de référence au cours de son élaboration, et 28 sites répartis le long du Fraser ont été choisis à des intervalles de ~50 km afin d'obtenir des données pour l'analyse de la santé du cours principal du Fraser. Cinq, 14 et 17 de ces sites ont été échantillonnés respectivement en 1994, 1995 et 1996.

Ce nombre élevé de sites de référence a exigé la réalisation d'un programme d'échantillonnage étalé sur trois ans : ~50 sites ont été échantillonnés en 1994, puis ~100 sites ont été échantillonnés chaque fois en 1995 et 1996. En 1994, les sites ont été échantillonnés par une équipe de quatre personnes, alors qu'en 1995 et 1996 ils ont été échantillonnés par deux équipes de quatre personnes. Les relevés ont été effectués par hélicoptère en deux semaines à l'automne afin de maximiser l'accessibilité aux cours d'eau durant la période d'étiage. La plupart des sites étaient inaccessibles par d'autres moyens.

### **1.2.2 Choix des variables environnementales**

L'approche des conditions de référence demande la création de deux matrices de données pour les sites de référence. La première contient les données recueillies à l'aide de techniques multidimensionnelles qui portent sur la structure d'assemblage des invertébrés (les taxons présents selon le type de site) et qui sont regroupées selon la similarité des sites. La deuxième contient les données environnementales utilisées pour établir un rapport entre la condition des habitats et les sous-ensembles de sites sélectionnés en fonction de la similarité des assemblages d'invertébrés. Ces données sur l'habitat sont ensuite utilisées pour élaborer des modèles prédictifs visant à associer de nouveaux sites au sous-ensemble approprié de sites de référence. L'ensemble des variables environnementales (physiques, chimiques et biologiques) choisies pour évaluer chaque site est donc d'une importance capitale puisque certaines d'entre elles serviront éventuellement à prédire l'appartenance à un groupe des macroinvertébrés benthiques de



chaque site (p. ex., Wright *et al.*, 1984; Reynoldson *et al.*, 1995, 1997b). Parce que l'ensemble optimal de variables prédictives ne peut être déterminé *a priori*, il est nécessaire de sélectionner un maximum de variables possibles pour les mesures.

Des études antérieures portant sur le lien existant entre les caractéristiques environnementales et la structure d'assemblage des invertébrés benthiques dans les eaux lotiques ont été dépouillées afin de cerner les variables considérées les plus utiles (tableau 1.1). La liste qui en résulte a fait l'objet d'une discussion lors d'un atelier préliminaire et a été modifiée pour répondre aux besoins des travaux dans le bassin hydrographique du fleuve Fraser. La liste finale contenait donc des variables correspondant à quatre échelles spatiales distinctes : 1) les variables liées au paysage (p. ex., latitude, longitude); 2) les variables liées au site/tronçon (p. ex., faciès d'écoulement, densité du couvert); 3) les variables liées au chenal/substrat (p. ex., débit, composition du substrat); 4) les variables liées à la colonne d'eau (p. ex., pH, conductivité) (tableau 1.2). Cet ensemble de variables communes ont été mesurées sur tous les sites.

Des protocoles existants élaborés dans d'autres régions ou dans le cadre d'autres programmes ont été passés en revue afin d'obtenir de l'information sur les variables environnementales, p. ex., les variables hydrauliques (Newbury, 1984; Newbury et Gaboury, 1993); les variables de la végétation riveraine et de l'étendue de l'exploitation forestière (B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks and Department of Fisheries and Oceans, 1994); les variables de la densité du couvert (G.A. Lamberti, Université de Notre Dame, Notre Dame, Indiana, communication personnelle); les variables tirées de l'analyse du substrat de Nielsen *et al.* (1983). Le prélèvement d'algues benthiques sur les roches aux fins d'étude de la production primaire (mesurée en fonction de la concentration de chlorophylle *a*) et de la biomasse (mesurée en fonction de la concentration de carbone en suspension) a été réalisé au moyen d'une méthode mixte décrite par Lamberti et Resh (1985), Turner *et al.* (1991), le ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la

Colombie-Britannique et le ministère des Pêches et des Océans du Canada (B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks and Department of Fisheries and Oceans, 1994), M.A. Turner (Institut des eaux douces, Winnipeg, Manitoba, communication personnelle), G.A. Lamberti (communication personnelle) et M.P. Stainton (Institut des eaux douces, Winnipeg, Manitoba, communication personnelle). Des échantillons d'eau ont été envoyés à l'Institut national de recherche sur les eaux (INRE), à Burlington, pour l'analyse du total des solides en suspension (TSS), du phosphore total, des nitrates et des ions majeurs (Cancilla, 1994; Paquette *et al.*, 1997). D'autres échantillons de sédiments benthiques fins ont été envoyés pour une analyse granulométrique (Duncan et LaHaie, 1979). Des sous-échantillons d'algues benthiques pour le dosage de la chlorophylle *a* et du carbone en suspension ont été envoyés à l'Institut des eaux douces, d'après Stainton *et al.* (1977).

**Tableau 1.1.** Sommaire des variables environnementales entretenant un lien de corrélation avec la structure d'assemblage des invertébrés benthiques dans les eaux lotiques. + = variable mesurée; +++ = variable corrélée avec la structure d'assemblage des invertébrés (tableau tiré de Rosenberg *et al.*, 1997b, avec la permission de la Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, Floride).

Variable	Royaume-Uni <sup>1</sup>	Pacifique Nord-Ouest <sup>2</sup> (Amérique du Nord)	South Wales <sup>3</sup>
Distance de la source	+	+++	+++
Pente	+++	+	+++
Latitude		+++	
Altitude	+	+	+++
Classe du débit	+++		+
Géologie		+++	
Couvert végétal		+++	
Physiographie		+	
Utilisation des sols		+++	
Ordre du cours d'eau			+
Largeur moyenne du chenal	+++	+	
Classe de profondeur	+		
Hétérogénéité du substrat	+		
Date	+	+++	
Largeur de l'étendue d'eau	+	+++	
Profondeur de l'eau	+	+	+++
Vitesse superficielle	+++	+	
Grosseur moyenne du substrat dominant	+++	+	+
Classe granulométrique dominante	+++		
% de la couverture de macrophytes	+++	+	
Végétation en saillie		+++	
pH	+++	+	+++
Oxygène	+		
Nitrates	+		+++
Chlorure	+++		
Phosphate	+++		+
Alcalinité	+++		+++
Conductivité		+++	+++

<sup>1</sup> Wright *et al.* (1984).

<sup>2</sup> Corkum et Currie (1987), Corkum (1989).

<sup>3</sup> Ormerod et Edwards (1987).

**Tableau 1.2** Variables environnementales mesurées dans le cadre du programme de biosurveillance du Fraser. Les variables s'appliquant au paysage, au site/tronçon au chenal/substrat et à la colonne d'eau ont été utilisées.

Paysage	Site/tronçon	Chenal/substrat	Colonne d'eau
Latitude	Date de l'échantillonnage	Largeur mouillée	pH
Longitude	Faciès d'écoulement	Profondeur moyenne	Oxygène dissous
Altitude	Couverture de macrophytes	Profondeur maximale	Conductivité
Écorégion	Végétation riveraine <sup>1</sup>	Largeur à pleins bords	Température
Ordre du cours d'eau	Herbes <sup>2</sup>	Pente	Phosphore total
	Arbustes <sup>2</sup>	Vitesse du courant (moyenne et maximale)	Nitrates-nitrites et azote Kjeldahl
	Conifères <sup>2</sup>	Classe dominante <sup>3</sup> de substrat	Alcalinité
	Décidus <sup>2</sup>	Matrice <sup>4</sup>	Total des solides en suspension
	Densité du couvert	Matières interstitielles (%)	
	Étendue de l'exploitation forestière en zone riveraine	Gravier	
		Sable	
		Limon	
		Argile	
		Comblement interstitiel <sup>5</sup>	
		Biomasse d'algues benthiques	
		Chlorophylle a contenue dans les algues benthiques	

<sup>1</sup> Résultats des classes végétales : herbes = 1; arbustes = 2; conifères = 3; décidus = 4.

<sup>2</sup> Présence (1), absence (0).

<sup>3</sup> Diamètre des particules du substrat dominant (voir la section 2 pour de plus amples détails).

<sup>4</sup> Diamètre des particules du deuxième substrat dominant (voir la section 2 pour de plus amples détails).

<sup>5</sup> Degré d'exposition du substrat dominant (voir la section 2 pour de plus amples détails).

### 1.2.3 Macroinvertébrés benthiques

Les études réalisées au milieu de 1993 sur les invertébrés benthiques du bassin du Fraser ont été résumées par Johansen et Reis (1994). Toutefois, les études rassemblées par ces auteurs imposent certaines limites, car : 1) la plupart de ces études ont été effectuées dans l'estuaire du fleuve; 2) la plupart des études concernant le bassin du cours intermédiaire du Fraser ont été réalisées sous forme de relevés de conformité par des organismes de réglementation; 3) les données ont été recueillies selon différentes méthodes; 4) les paramètres mesurés et analysés ont différé d'un site à l'autre (Johansen et Reis, 1994). Néanmoins, la collecte, l'entrée et l'analyse de la majeure partie de ces ensembles de données étaient de très grande qualité. Ces données, combinées aux données recueillies dans le cadre de notre étude, constituent une excellente documentation de référence en vue de recherches futures sur le bassin du Fraser. Les clés taxinomiques pertinentes pour cette région sont présentées par Johansen et Reis (1994).

Le prélèvement de macroinvertébrés benthiques était au cœur de la biosurveillance effectuée dans le cadre de l'étude sur le fleuve Fraser. Le choix de l'équipement d'échantillonnage, les méthodes de traitement des échantillons et le niveau taxinomique utilisé ont donc représenté d'importants aspects du programme.

#### 1.2.3.1 Filet troubleau

Un filet troubleau triangulaire (38,5 cm de côté) a été choisi, parmi d'autres possibilités, comme instrument de prélèvement, parce qu'il était peu coûteux à fabriquer et facile à transporter et à utiliser. Un équipement simple est aussi propre à d'autres programmes de surveillance à grande échelle (p. ex., Wright *et al.*, 1984; Wright, 1995). La méthode d'échantillonnage est décrite par Rosenberg *et al.* (1997a).

Une étude d'étalonnage a été réalisée dans la rivière Coldwater, tributaire de la rivière Nicola (bassin du Fraser), en août 1994, afin de déterminer les caractéristiques d'utilisation suivantes du filet troubleau : 1) le nombre optimal de réplicats (entre 1 et 10); 2) le temps idéal d'échantillonnage (1, 3 ou 5 min); 3) les différences parmi les trois opérateurs; 4) la différence entre deux grosseurs de mailles (200  $\mu\text{m}$  et 400  $\mu\text{m}$ ).

Afin de déterminer le nombre idéal de réplicats, dix échantillons ont été prélevés par la même personne à l'aide d'un filet troubleau mouillé pendant trois minutes dans un radier de la rivière Coldwater. Les échantillons ont été triés à l'échelle de la famille, puis dénombrés. Les coefficients de variation (CV) cumulatifs ont été calculés en fonction du nombre total d'organismes et du nombre d'organismes correspondant à quatre ordres d'insectes (éphéméroptères plécoptères et trichoptères [EPT], diptères).

Pour évaluer les différences entre les opérateurs, on a demandé à trois personnes de prélever cinq réplicats de trois minutes dans le même radier de la rivière Coldwater. Les échantillons ont été classés à l'échelle de la famille, puis dénombrés. Le nombre total d'organismes et le nombre d'organismes appartenant aux ordres principaux ont été comparés à l'aide de la méthode ANOVA.

Les effets du temps d'échantillonnage ont été évalués par une personne, qui a prélevé cinq réplicats pendant 1, 3 et 5 minutes pour chaque série de cinq prélèvements dans le même radier de la rivière Coldwater. Les échantillons ont été classés à l'échelle de la famille, dénombrés et exprimés en nombre d'organismes prélevés par minute d'effort d'échantillonnage. Le nombre total d'organismes et le nombre d'organismes faisant partie des ordres principaux ont été comparés pour les trois durées d'échantillonnage à l'aide de la méthode ANOVA, et on a reproduit les réplicats dans l'espace d'ordination au moyen de la méthode de positionnement (cadrage) multidimensionnel non métrique (Belbin, 1991) pour révéler les similarités et les différences entre les trois durées.

Pour comparer l'efficacité de prélèvement des mailles de 200  $\mu\text{m}$  et celle des mailles de 400  $\mu\text{m}$ , une personne a effectué, pour chaque type de maille, cinq prélèvements de trois minutes à l'aide d'un filet troubleau dans un radier de la rivière Coldwater. Les dénombrements ont été comparés à l'aide de la méthode ANOVA.

### **1.2.3.2 Traitement des échantillons**

Après la campagne sur le terrain de 1994, le tri des échantillons a été le seul facteur freinant la production opportune de données. En se basant sur le temps qu'il a fallu pour trier trois répliquats sur cinq par site (voir « Résultats et discussion ») pour 22 sites, le triage d'un seul répliquat demandait en moyenne cinq jours. Le traitement des cinq répliquats provenant de cinquante sites aurait donc demandé ~ 5 années-personnes. Évidemment, nous devons réduire le temps consacré au traitement des échantillons; nous avons donc considéré le besoin de réplication et la possibilité du sous-échantillonnage.

#### **1.2.3.2.1 Nombre de répliquats réexaminés**

Une analyse de groupement (groupement selon l'association moyenne [UPGMA]; Belbin, 1993) a été effectuée afin d'évaluer l'importance de la variation au sein d'un site (tel que démontré par la variation d'un répliquat à l'autre) en comparaison avec les variations entre les sites pour les trois répliquats triés provenant des 22 sites.

#### **1.2.3.2.2 Sous-échantillonnage**

Le temps exceptionnellement long requis pour le traitement des échantillons de 1994 nous a poussés à effectuer d'autres recherches sur les méthodes moins coûteuses et nous a guidés vers l'adoption de l'appareil et de la méthode d'échantillonnage de Marchant (1989). Cet appareil de sous-échantillonnage est une boîte (35 X 25 X 10 cm) divisée en

100 cellules de dimensions égales. Un échantillon non trié est placé dans la boîte. Cette dernière est ensuite recouverte et agitée de manière à distribuer l'échantillon de façon uniforme dans les 100 cellules. On détermine à l'avance le nombre d'organismes à recueillir (100, 200 ou 300), puis on échantillonne les cellules au hasard jusqu'à concurrence du nombre d'organismes souhaité. Le nombre d'organismes de l'échantillon entier est ensuite estimé par extrapolation.

La pertinence du dénombrement de 100, 200 ou 300 organismes a été évaluée. Un quatrième réplikat provenant de quatre sites (choisis parmi les 22 sites pour lesquels trois réplikats avaient déjà été triés) ont été sous-échantillonnés de la manière décrite ci-dessus. Le contenu des 100 cellules a été dénombré pour chacun des quatre échantillons. Les cellules ont ensuite été choisies au hasard jusqu'à ce que 100 organismes soient dénombrés. Cette dernière opération a été répétée cinq fois. La même opération a été reproduite avec des dénombrements de 200 et de 300 organismes. Les dénombrements du nombre total d'organismes contenus dans le quatrième réplikat entier et les estimations faites à partir des dénombrements de 100, 200 et 300 organismes ont ensuite été comparés aux moyennes obtenues à partir de la moyenne des trois réplikats triés antérieurement. Les dénombrements des familles pour les sous-échantillons de 100, 200 et 300 organismes pour les quatre sites étudiés ont été comparés à l'aide de la méthode ANOVA, puis du test de comparaison multiple de Tukey. L'abondance totale moyenne des trois réplikats déjà triés a été comparée aux estimations tirées de chaque taille de sous-échantillon du quatrième réplikat à l'aide de la méthode ANOVA.

### **1.2.3.3 Niveau taxinomique**

L'identification à l'échelle de l'espèce plutôt qu'à des niveaux taxinomiques supérieurs dans le cadre de la biosurveillance est un sujet de débat continu (p. ex., Resh et McElravy, 1993). Le besoin éventuel de non-spécialistes pour l'identification de



macroinvertébrés constitue l'un des enjeux typiques de l'étude sur le fleuve Fraser. Pour cette dernière étude, nous avons donc identifié le sujet tant au niveau de la famille qu'aux niveaux taxinomiques les plus bas possibles (principalement le genre et l'espèce) pour permettre l'évaluation de la capacité relative des modèles basés sur la famille et sur les niveaux taxinomiques inférieurs de prédire de façon exacte la classification des sites de référence et de relever les différences existant entre les sites de référence et les sites évalués (voir la section 2, qui traite uniquement du niveau de la famille).

#### **1.2.3.4 Variation saisonnière et annuelle**

La plupart des sites de référence n'ont été visités qu'une seule fois, soit à l'automne, à cause de la vaste aire géographique couverte par l'étude. Nous avons choisi l'automne parce qu'il correspond à la période d'étiage dans l'hydrogramme à long terme du fleuve Fraser, facteur important en ce qui concerne l'accessibilité aux cours d'eau du bassin.

Parce que les modèles prédictifs développés à partir de la base de données de référence pourraient être limités à un échantillonnage annuel d'automne, nous avons examiné les effets de la variabilité saisonnière et annuelle sur la précision des modèles prédictifs (p. ex., Reynoldson *et al.*, 1995; Wright, 1995). La variation saisonnière a été observée grâce à l'échantillonnage de huit sites par mois, sur une période de deux ans (Dymond, 1998; Reece *et al.*, en attente de publication). Les résultats obtenus ont révélé des effets saisonniers imprévisibles sur les modèles prédictifs. Dymond (1998) a donc recommandé que l'échantillonnage soit effectué l'automne seulement ou qu'il s'échelonne sur diverses saisons. La variation annuelle a été étudiée en échantillonnant de nouveau 10 % des sites au cours des deuxième et troisième années de l'étude. De plus amples détails sur l'étude de la variabilité saisonnière et annuelle sont présentés dans la section 2.

### 1.2.3.5 Tests de toxicité

Les tests étaient axés sur les zones sédimentaires du fleuve, car les contaminants organiques sont généralement associés aux sédiments fins, qui se trouvent habituellement dans ces zones. Cinq sites d'échantillonnage ont été placés en amont et en aval de points de rejet de fabriques de pâtes et papiers à Prince George et à Quesnel en 1994 : 1) Fraser (FRA) 11 – à Shelley, à ~5 km en amont de Prince George; 2) FRA13 – à Woodpecker, à ~50 km en aval de Prince George; 3) FRA14 – à ~100 km en aval de Prince George et juste en amont de Quesnel; 4) FRA16 – à ~25 km en aval de Quesnel et sujet aux effluents municipaux de même qu'aux rejets de deux fabriques de pâtes et papiers; 5) FRA28 – à Seabird Island, à ~20 km en aval de Hope.

#### 1.2.3.5.1 Méthodes

Cinq prélèvements de sédiments réalisés à l'aide d'une benne mini-Ponar ont été effectués dans chaque site en vue de tests en laboratoire. Chaque réplicat a été placé dans un sac de plastique et préservé à 4 °C, sans agent de conservation, jusqu'à ce que les tests puissent être effectués (le temps maximal de conservation était de deux mois).

Quatre espèces d'invertébrés benthiques ont été utilisées pour évaluer l'état des sédiments du Fraser : *Chironomus riparius* Meigen (larves de moucheron), *Hexagenia limbata* Serville (nymphe d'éphémère), *Hyalella azteca* (Saussure) (crevettes d'eau douce) et *Tubifex tubifex* (Müller) (vers d'eau douce). Les effets des sédiments du Fraser sur la survie (des quatre espèces), la croissance (*C. riparius*, *H. limbata*, *H. azteca*) et la reproduction (*T. tubifex*) ont été mesurés au laboratoire de l'INRE selon les méthodes décrites par Borgmann *et al.* (1989), Reynoldson *et al.* (1991), Bedard *et al.* (1992) et Day *et al.* (1994). Les données de référence provenant des Grands Lacs ont été utilisées pour établir des limites pour chacun des paramètres (p. ex., la survie et la croissance des *C. riparius*) et les classer dans l'une des trois catégories de toxicité : non toxique,

potentiellement toxique et toxique (Reynoldson *et al.*, 1997a). Les caractéristiques sédimentaires du fleuve Fraser telles que la taille des particules et le contenu de la matière organique étaient similaires à celles des Grands Lacs, nous permettant d'utiliser les paramètres de référence de ces derniers.

### **1.2.3.6 Assurance-qualité**

Les recherches sur les conditions de référence du fleuve Fraser tenaient compte de certaines précautions que devaient suivre les programmes de recherche en milieu benthique. Les mesures se présentent sous quatre grands thèmes : les étapes sur le terrain, les étapes en laboratoire, la gestion des données et la variabilité des méthodes.

#### **1.2.3.6.1 Étapes sur le terrain**

La collecte des données est décrite par Reynoldson *et al.* (1998). Les équipes de terrain ont été formées chaque année dans le cadre d'un atelier, avant le début de l'échantillonnage. La collecte de données sur le terrain a été uniformisée grâce à l'utilisation de fiches de terrain normalisées pour chaque site (annexe 1). Ces fiches de terrain servaient à saisir certaines données physiques, chimiques ou biologiques de la collecte, ou se présentaient sous forme de listes de vérification servant à s'assurer qu'aucun détail n'avait été omis.

La plupart des contenants d'échantillons ont été étiquetés avec un papier adhésif apposé à l'extérieur afin de permettre leur réutilisation. Des étiquettes de papier ont aussi été ajoutées à l'intérieur des contenants retenant les échantillons biologiques. Le type d'échantillon, le numéro de la station et la date de l'échantillonnage ont été inscrits sur toutes les étiquettes.

Pour chaque site échantillonné par une équipe de quatre personnes, deux personnes ont procédé à l'échantillonnage biologique, tandis que les deux autres ont

effectué l'échantillonnage physico-chimique. Le système de travail d'équipe a assuré une certaine sécurité et a servi à s'assurer que tous les échantillons étaient prélevés selon les méthodes adéquates et qu'ils étaient correctement identifiés.

### **1.2.3.6.2 Étapes en laboratoire**

On a comptabilisé tous les échantillons à leur arrivée à l'INRE ou à l'Institut des eaux douces en les comparant aux fiches de terrain. Ils ont ensuite été envoyés au laboratoire approprié, soit à l'INRE (eau, sédiments, macroinvertébrés benthiques), soit à l'Institut des eaux douces (algues benthiques) (voir ci-dessus).

Les échantillons de macroinvertébrés benthiques ont été traités selon le protocole suivant : 1) le contenu de l'échantillon a été confirmé par la vérification de son étiquette interne; 2) les gros débris ont été enlevés et lavés, et on a vérifié s'il y restait des organismes; 3) l'échantillon a été rincé dans un tamis de 250 µm et 200 organismes ont été sous-échantillonnés par la méthode de Marchant (1989) ou la méthode de Sebastien *et al.* (1988) quand de grandes quantités d'algues filamenteuses ou de mousses étaient présentes; 4) les résidus non triés ont été conservés de nouveau dans de l'éthanol à 70 % et gardés pour référence future.

L'efficacité acceptable du tri a été fixée à 90 %. Les premiers échantillons triés par du nouveau personnel ont été triés une deuxième fois afin de s'assurer que ce seuil était bien respecté. Des vérifications mensuelles au hasard ont été effectuées pour tous les trieurs. Une efficacité de 95 à 99 % a été observée.

L'identification des macroinvertébrés jusqu'aux taxons inférieurs a été effectuée par une seule personne (C. Logan). Les taxons identifiés ont été conservés séparément dans un flacon d'un dram entièrement étiqueté. Les identifications ont été inscrites sur des feuilles de laboratoire, lesquelles ont servi à l'entrée des données (voir ci-dessous). Les nouveaux taxons ont été soumis à des experts reconnus pour fins de vérification. Les

erreurs d'identification ont été corrigées; elles étaient généralement de l'ordre de <10 % (calculées en divisant le nombre d'erreurs d'identification par le nombre total de spécimens présentés pour fins de vérification). Des collections de spécimens de chaque espèce sont conservées à l'INRE (Environment Canada, 867, chemin Lakeshore, Burlington [Ontario] L7R 4A6; communiquez avec T.B. Reynoldson) et au Royal British Columbia Museum (675, rue Belleville, Victoria [Colombie-Britannique] V8V 1X4; communiquez avec J. Cosgrove), et sont accessibles pour consultation.

### **1.2.3.6.3    *Gestion des données***

Toutes les données concernant le fleuve Fraser sont conservées dans le **Benthic Information system for Reference Conditions** (BIRC; Pascoe et Reynoldson, 1998), qui utilise une base de données relationnelle pour gérer la grande quantité d'information sur les modèles de conditions de référence du fleuve Fraser. Une structure relationnelle gère de grandes quantités de données plus efficacement qu'une simple feuille de calcul, réduit la duplication et permet le rappel et la manipulation rapides des données emmagasinées (Silberschatz *et al.*, 1997). Le BIRC utilise comme base Microsoft Access, qui conserve les données dans une série de tables reliées. L'information est stockée de façon hiérarchique. Le groupement préliminaire de l'information est basé sur des noms uniques d'études, assignés par l'utilisateur. Chaque site d'échantillonnage de chaque étude est identifié par un numéro unique, et les données sur les sites sont saisies dans la table appropriée (p. ex., dénombrement des taxons benthiques, chimie de l'eau, etc.). La structure hiérarchique et relationnelle des données est conservée automatiquement grâce à la mise en œuvre d'une interface utilisateur graphique (GUI). Fondée sur un ensemble de menus et de formulaires, l'interface utilisateur graphique automatise aussi l'entrée des données, limitant ainsi les erreurs habituellement associées à ce processus. Les calculs, dont celui du nombre moyen d'organismes dans les réplicats, sont exécutés par le système, et les intervalles

acceptables des variables sont appliqués. Une liste maîtresse des noms des taxons est aussi conservée, ce qui accélère l'entrée des données et élimine les erreurs d'épellation. Un système de codage des taxons permet un accès aux données à partir de plusieurs niveaux taxinomiques.

#### **1.2.3.6.4 Variabilité des méthodes**

Dix pour cent des sites échantillonnés chaque année ont été échantillonnés trois fois (c.-à-d. toutes les mesures des variables physiques et chimiques et tous les prélèvements de matériau biologique) pour évaluer la reproductibilité des méthodes. Les CV ont été calculés pour certaines variables sélectionnées, et la moyenne des CV a été calculée sur les trois années de l'étude.

### **1.3 Résultats et discussion**

#### **1.3.1 Sélection des sites**

Les sous-bassins principaux du fleuve Fraser dans lesquels des sites de référence et des sites à évaluer ont été choisis et échantillonnés au cours des trois ans de l'étude sont répertoriés dans le tableau 1.3, qui présente aussi une liste des écorégions traversées par le Fraser et ses affluents. Le cours principal du Fraser franchit sept écorégions, et chaque tributaire traverse quant à lui un maximum de trois écorégions.

On a échantillonné 222 sites de référence et 48 sites à évaluer au cours des trois ans qu'ont duré l'étude (figure 1.1) : 37 sites de référence et neuf sites à évaluer en 1994, 89 sites de référence et 12 sites à évaluer en 1995, et 96 sites de référence et 27 sites à évaluer en 1996. Neuf sites ont été échantillonnés à nouveau chaque année pour mesurer la variabilité annuelle, et 21 sites ont été échantillonnés en triplicat afin de fournir de l'information sur la variabilité intrasite des méthodes.

## **1.3.2 Macroinvertébrés benthiques**

### **1.3.2.1 Étalonnage du filet troubleau**

#### **1.3.2.1.1 Nombre optimal de réplicats**

Les CV cumulatifs du nombre total d'organismes et du nombre de plécoptères, d'éphéméroptères, de trichoptères (EPT) et de diptères contenus dans dix réplicats ont révélé que les CV du nombre total d'organismes s'étaient stabilisés entre trois et cinq réplicats; ceux du nombre d'EPT, entre quatre et cinq réplicats; ceux du nombre de diptères, entre trois et quatre réplicats (figure 1.2). Par conséquent, à cause des tendances asymptotiques démontrées, cinq réplicats ont été prélevés au cours de l'étude pilote de 1994.

#### **1.3.2.1.2 Différences entre les opérateurs**

Aucune différence significative ( $p > 0,05$ ; ANOVA) n'a été relevée entre les trois opérateurs en termes de nombre total d'organismes prélevés ou de nombre d'organismes prélevés correspondant aux quatre ordres principaux prélevés (figure 1.3). La robustesse évidente de la méthode d'échantillonnage au troubleau a été rassurante, car il n'existait pas de différence entre l'opérateur 3 non expérimenté et les deux autres opérateurs expérimentés. Toutefois, quelques différences mineures ont été observées concernant l'opérateur 3 : parmi dix taxons majeurs (ordres ou classes) et douze familles, l'opérateur 3 a prélevé de façon significative ( $p < 0,05$ ) un plus grand nombre d'individus correspondant à quatre groupes (Hydracarina, Chloroperlidae, Tipulidae et Simuliidae) que les deux autres opérateurs. Aucune différence n'a été notée entre les opérateurs 1 et 2.

**Tableau 1.3** Catégorisation subjective des perturbations dans les sous-bassins principaux du Fraser (N – non perturbé; M – moyennement perturbé; P – perturbé; écorégions d’après le ministère de l’Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique (B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, 1991).

Sous-bassin	Code du site	Écorégion <sup>1</sup>	Site de référence (R)/ site évalué (E)	Perturbation	Année d’échantillonnage
Affluents du cours supérieur du Fraser	UFR		R	N	1995
Cours principal du Fraser	FRA				1994, 1995, 1996
- en amont de McBride		SRS, OCC	R	N	
- de McBride à Prince George		SRS, BFF	R <sup>2</sup>	M – exploitation forestière	
- de Prince George à Marguerite		BFF	E	P – fabriques de pâtes et papiers	
- de Marguerite à Lytton		PF, CTI	E	M – exploitation forestière, fabriques de pâtes et papiers M – agriculture	
- de Lytton à Hope		CTI, CP	E	P – agriculture, exploitation forestière, développement urbain	
- de Hope à Mission		CP, BTC	E	M – exploitation forestière	
Torpy	TOR	ECC	R		1996
Bowron	BOW				
- Cours supérieur		SRS	R	N	1996
- Cours inférieur		BFF, SRS	E	M – exploitation forestière	
- Willow	WIL	SRS	E	P – exploitation forestière, extraction minière	1994, 1996
McGregor	-	ECC		M – exploitation forestière	
Herrick	HRK	ECC	R	N	1995
Nechako	-				
- en amont de Vanderhoof		PF		M – agriculture, exploitation forestière développement hydroélectrique	
- en aval de Vanderhoof		BFF		M/P – agriculture, exploitation forestière	
Chelaslie	CLA	PF	R	N	1995
Stuart	STU	CO, BFF	R	N	1994
Chilako	-	BFF, PF		N	
West Road	WRD	PF	R	N/M – un peu d’élevage, chalets de pêche, tourisme N – un peu d’élevage	1996
Euchiniko	EUC	PF	R	N/M – exploitation forestière, élevage	1996
Nazko	-	PF			
Quesnel	-	SRS, PF, BFF		M – exploitation forestière, extraction minière	



Sous-bassin	Code du site	Écorégion <sup>1</sup>	Site de référence (R)/ site évalué (E)	Perturbation	Année d'échantillonnage
Cariboo	-	SRS		M – extraction minière, exploitation forestière M – exploitation forestière, chalets de pêche, élevage	
Horsefly	-	PF			
Chilcotin (en amont du lac Chilcotin)	CHI	PF	R/E	N/M – exploitation forestière (nouveau), canot, élevage M – élevage, exploitation forestière	1994
Big Creek	-	CC, PF		M – ancienne coupe, extraction minière M – ancienne coupe, rafting, élevage, chalets de pêche	
Taseko	TAS	CC, PF	R <sup>2</sup>		1996
Chilko	CKO	CC, PF	R <sup>2</sup>	M – ancienne coupe, élevage	1996
Chilanko	-	PF			
Bridge	-	CTI		M/P – développement hydroélectrique	
Tyughton	TYA	CC, CTI	R/E	N/M – exploitation forestière	1996
Stein	STN	CTI	R	N	1995
Thompson (en aval de Kamloops)	TOM	PT-O, CTI	R <sup>2</sup>	P – agriculture, transport, fabriques de pâtes et papiers, développement urbain	1995
Bonaparte	-	PF, CTI, PT-O		P – agriculture, exploitation forestière, développement urbain	
Deadman	DEA	PF, PT-O	E	M – agriculture, exploitation forestière	1996
Nicola	NIC	PT-O	R <sup>2</sup> /E	P – agriculture, exploitation forestière, développement urbain	1995
Guichon	GUI	PT-O	E	P – extraction minière, agriculture	1996
Coldwater	CLD	PT-O, CTI	R <sup>2</sup>	M – agriculture, exploitation forestière	1995, 1996
Thompson Nord	-	PT-O, HCC		M – exploitation forestière, développement urbain, agriculture	
Clearwater	CLR	PF, HCC, PT-O	R	N – sauf le cours inférieur	1994
Thompson Sud	-	PT-O, HCC		M/P – agriculture, exploitation forestière	
Adams	-	HCC, PT-O		N	
Salmon	SAL	PT-O	E	P – agriculture, exploitation forestière	1994

Sous-bassin	Code du site	Écorégion <sup>1</sup>	Site de référence (R)/ site évalué (E)	Perturbation	Année d'échantillonnage
Harrison/Lillooet	-	CP		M/P – exploitation forestière, développement urbain M/P – exploitation forestière	
Lillooet (en amont de Pemberton)	LIL	CP	R <sup>2</sup>	P – exploitation forestière	1995
Chehalis	CHH	CP	R <sup>2</sup>		1996
Pitt (en amont du lac Pitt)	PIT	CP	R	N/M – exploitation forestière	1994

<sup>1</sup> SRS = Sillon des Rocheuses du Sud; OCC = Ouest des chaînons continentaux; BFF = Bassin du fleuve Fraser; PF = Plateau du Fraser; CTI = Chaîne de transition intérieure; CP = Chaînons du Pacifique; BTC = Basses terres continentales; ECC = Est des chaînons continentaux; CO = Chaîne Omineca; CC = Chaînons Chilcotin; PT-O = Plateau Thompson-Okanagan; HCC = Hautes terres du Columbia et chaîne Columbia.

<sup>2</sup> Sites échantillonnés dans des zones non perturbées, classés par conséquent comme sites de référence.

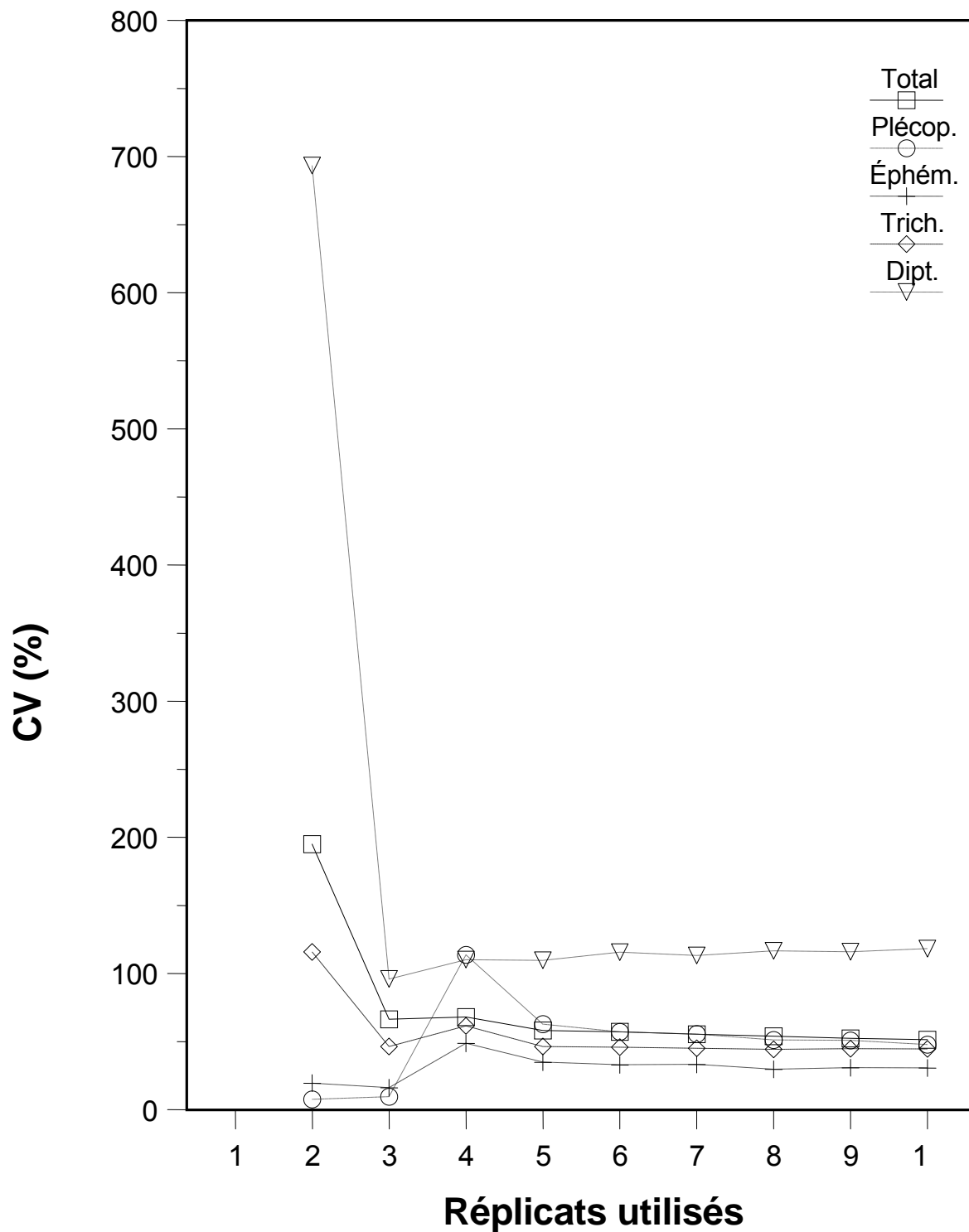


Figure 1.2 Coefficients de variation (CV) cumulatifs pour 10 réplicats prélevés à l'aide d'un filet troubleau dans un radier de la rivière Coldwater. Les réplicats ont généralement été regroupés dans un ordre qui maximisait la variabilité (c.-à-d. dénombrements faibles, élevés, faibles, etc.).

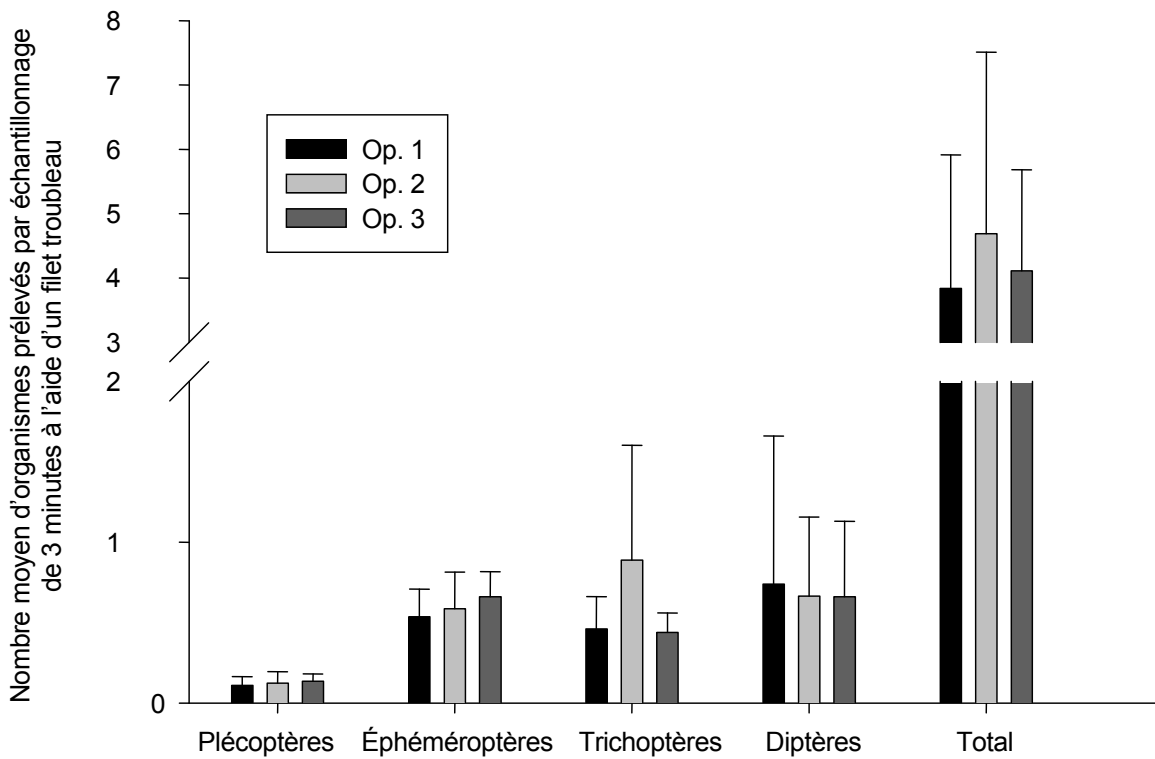


Figure 1.3 Nombres moyens (+1 écart type) d'organismes prélevés lors de séances d'échantillonnage réalisées à l'aide d'un filet troubleau par trois opérateurs différents (Op.) dans un radier de la rivière Coldwater.

### **1.3.2.1.3 Temps d'échantillonnage**

Aucune différence significative ( $p > 0,05$ ; ANOVA) n'a été remarquée entre les trois durées d'échantillonnage en ce qui concerne le nombre total d'organismes prélevés ou le nombre d'organismes appartenant aux ordres principaux, lesquels ont tous été ajustés afin de refléter le nombre d'organismes prélevés par minute d'effort d'échantillonnage ( $n^{\text{bre}} \cdot m^{-1}$ ) (figure 1.4A). Toutefois, le nombre de taxons prélevés au cours des échantillonnages d'une minute était significativement ( $p < 0,05$ ) inférieur au nombre de taxons prélevés lors des échantillonnages de trois et de cinq minutes. Par exemple, les Pteronarcidae, d'autres plécoptères non identifiés et les Athericidae étaient absents des échantillonnages d'une minute. La similarité entre les prélèvements de trois et de cinq minutes a été vérifiée d'après la répartition des réplicats dans l'espace d'ordination (figure 1.4B). Le prélèvement de trois minutes a donc été adopté comme temps normal d'échantillonnage.

### **1.3.2.1.4 Grosseur des mailles**

Les filets à maille de 200  $\mu\text{m}$  ont retenu un nombre significativement plus élevé d'invertébrés que les filets à maille de 400  $\mu\text{m}$  ( $p < 0,05$ ; ANOVA); il s'agissait surtout d'éphéméroptères et de trichoptères (figure 1.5). Les Baetidae, les Leptoceridae et les Hydroptilidae ont été les familles les plus responsables de ces différences. D'autres taxons (des Platyhelminthes, des Hydracarina et des diptères non identifiés) ont aussi été prélevés de manière beaucoup plus significative ( $p < 0,05$ ) à l'aide des mailles plus fines. Malgré ces différences quantitatives, le nombre total de taxons prélevés était similaire avec les deux types de mailles ( $p > 0,05$ ). Nous avons donc décidé d'utiliser le filet à maille de 400  $\mu\text{m}$  pour le reste de l'étude pour des raisons simplement pratiques : les échantillons prélevés à l'aide du filet à maille de 200- $\mu\text{m}$  nécessitaient un traitement de  $\sim 8$  jours par réplicat ( $j \cdot \text{réplicat}^{-1}$ ), empêchant l'utilisation de cette grosseur de maille dans le cadre d'une étude à grande échelle.

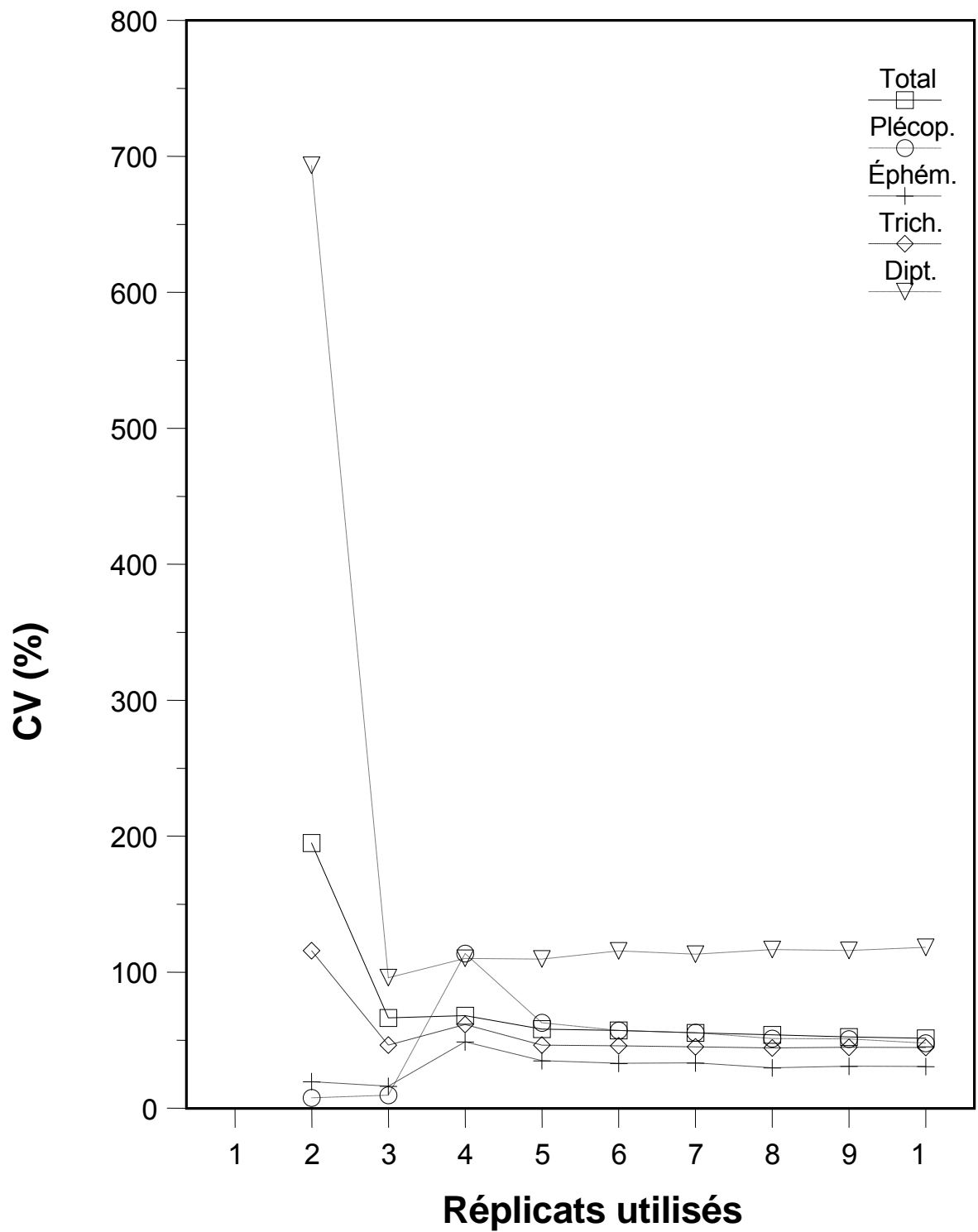


Figure 1.2 Coefficients de variation (CV) cumulatifs pour 10 réplicats prélevés à l'aide d'un filet troubleau dans un radier de la rivière Coldwater. Les réplicats ont généralement été regroupés dans un ordre qui maximisait la variabilité (c.-à-d. dénombrements faibles, élevés, faibles, etc.).

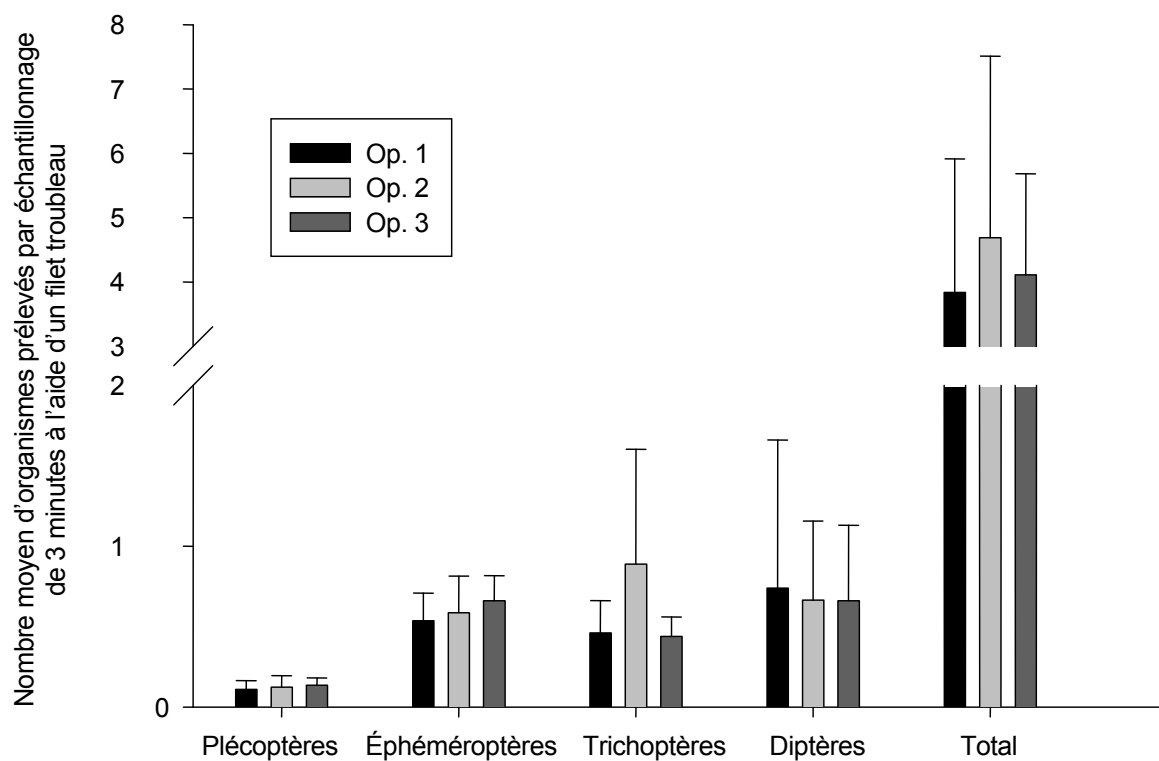


Figure 1.3 Nombres moyens (+1 écart type) d'organismes prélevés lors de séances d'échantillonnage réalisées à l'aide d'un filet troubleau par trois opérateurs différents (Op.) dans un radier de la rivière Coldwater.

### **1.3.2.1.3 Temps d'échantillonnage**

Aucune différence significative ( $p > 0,05$ ; ANOVA) n'a été remarquée entre les trois durées d'échantillonnage en ce qui concerne le nombre total d'organismes prélevés ou le nombre d'organismes appartenant aux ordres principaux, lesquels ont tous été ajustés afin de refléter le nombre d'organismes prélevés par minute d'effort d'échantillonnage ( $n^{\text{bre}} \cdot m^{-1}$ ) (figure 1.4A). Toutefois, le nombre de taxons prélevés au cours des échantillonnages d'une minute était significativement ( $p < 0,05$ ) inférieur au nombre de taxons prélevés lors des échantillonnages de trois et de cinq minutes. Par exemple, les Pteronarcidae, d'autres plécoptères non identifiés et les Athericidae étaient absents des échantillonnages d'une minute. La similarité entre les prélèvements de trois et de cinq minutes a été vérifiée d'après la répartition des répliquats dans l'espace d'ordination (figure 1.4B). Le prélèvement de trois minutes a donc été adopté comme temps normal d'échantillonnage.

### **1.3.2.1.4 Grosseur des mailles**

Les filets à maille de 200  $\mu\text{m}$  ont retenu un nombre significativement plus élevé d'invertébrés que les filets à maille de 400  $\mu\text{m}$  ( $p < 0,05$ ; ANOVA); il s'agissait surtout d'éphéméroptères et de trichoptères (figure 1.5). Les Baetidae, les Leptoceridae et les Hydroptilidae ont été les familles les plus responsables de ces différences. D'autres taxons (des Platyhelminthes, des Hydracarina et des diptères non identifiés) ont aussi été prélevés de manière beaucoup plus significative ( $p < 0,05$ ) à l'aide des mailles plus fines. Malgré ces différences quantitatives, le nombre total de taxons prélevés était similaire avec les deux types de mailles ( $p > 0,05$ ). Nous avons donc décidé d'utiliser le filet à maille de 400  $\mu\text{m}$  pour le reste de l'étude pour des raisons simplement pratiques : les échantillons prélevés à l'aide du filet à maille de 200- $\mu\text{m}$  nécessitaient un traitement de  $\sim 8$  jours par répliquat ( $j \cdot \text{répliquat}^{-1}$ ), empêchant l'utilisation de cette grosseur de maille dans le cadre d'une étude à grande échelle.



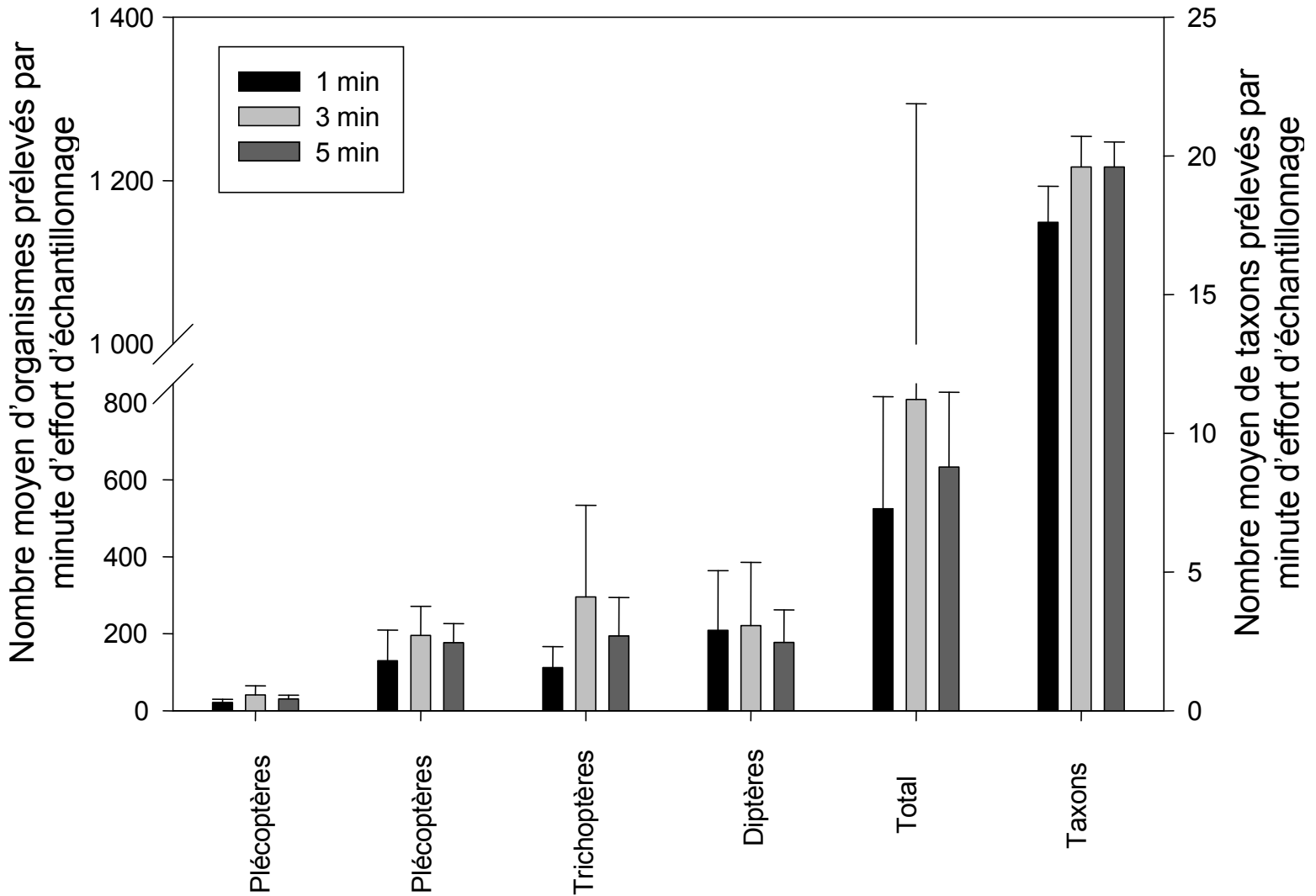
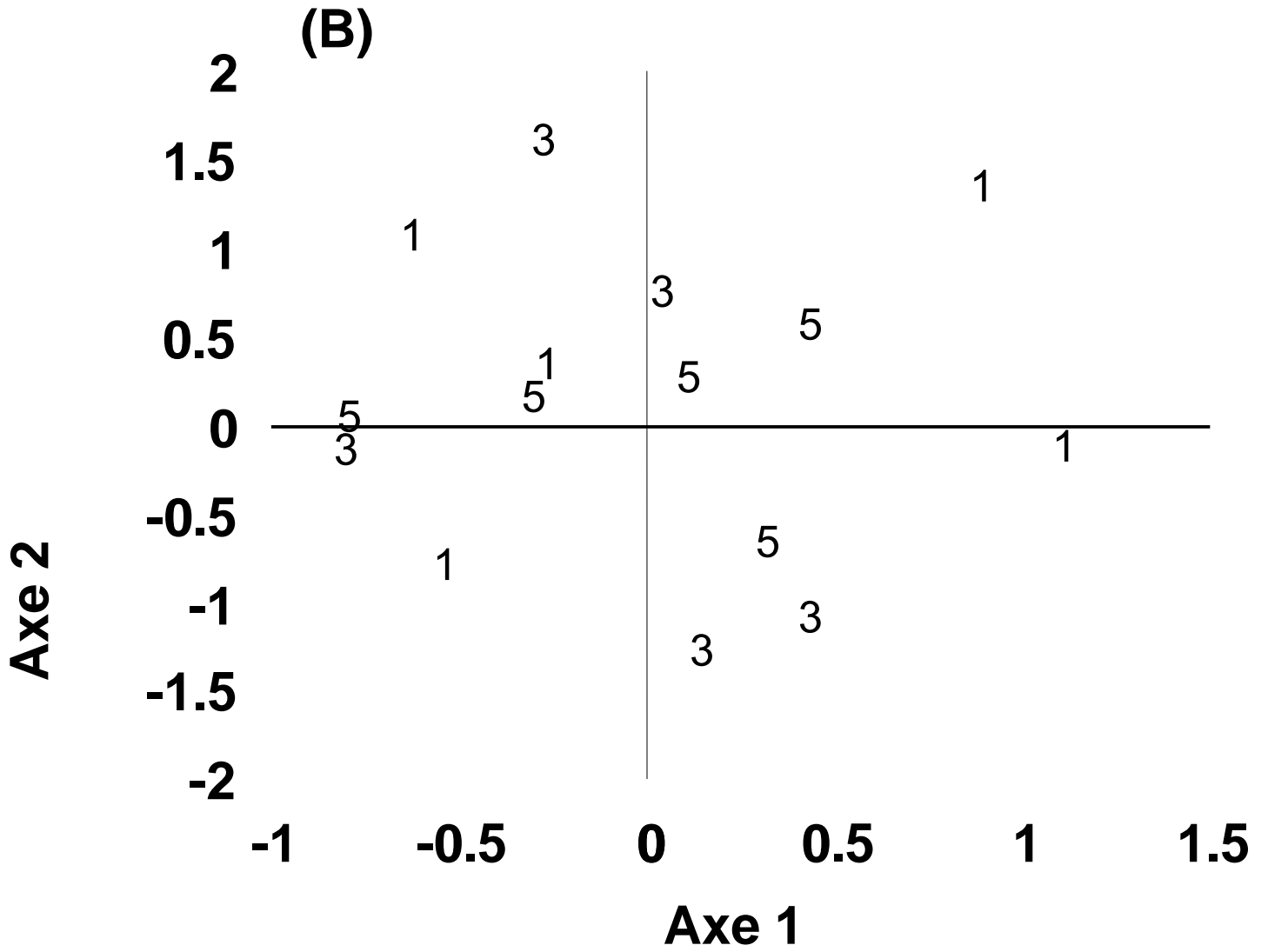


Figure 1.4 A) Effet du temps d'échantillonnage (1, 3 et 5 min), exprimé par unité de temps, sur le nombre moyen (+1 écart type) d'organismes et le nombre moyen (+1 écart type) de taxons prélevés au troubleau dans un radier de la rivière Coldwater. B) Comparaison des temps d'échantillonnage au troubleau (1, 3 et 5 min) dans l'espace d'ordination (positionnement multidimensionnel non métrique).



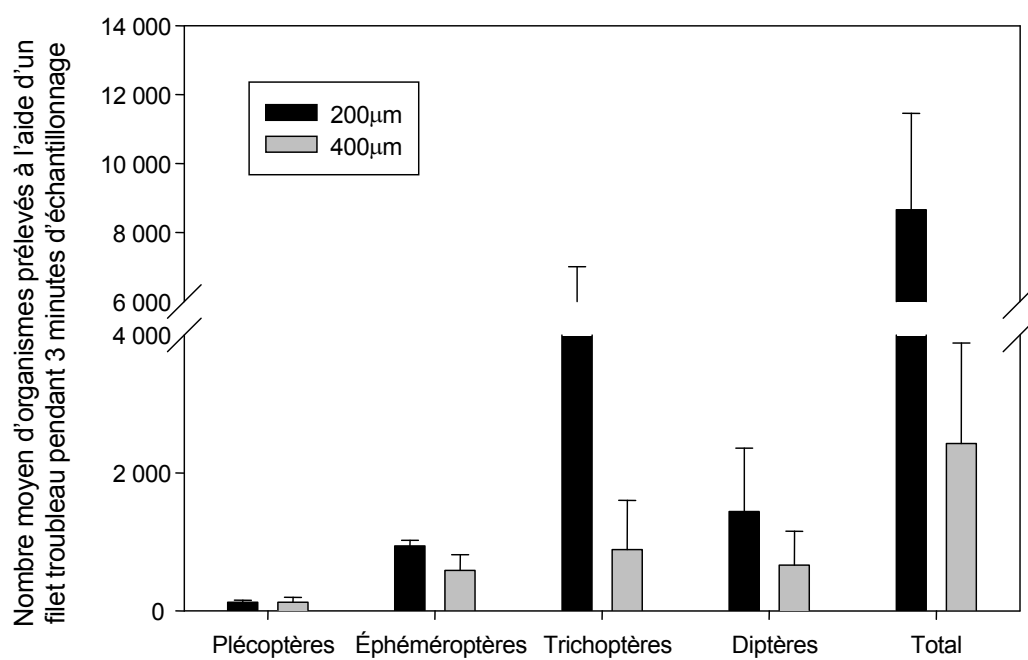


Figure 1.5 Nombre moyen (+1 écart type) d'organismes prélevés à l'aide de deux grosseurs de mailles (200 µm et 400 µm) utilisées dans le cadre d'échantillonnages à l'aide d'un filet troubleau dans un radier de la rivière Coldwater.

En résumé, d'après l'étude d'étalonnage de 1994, il a été convenu que cinq répliqués par site seraient prélevés à l'aide de filets troubleaux (ce nombre été modifié par la suite : voir ci-dessous), que le temps de prélèvement serait généralement de trois minutes, qu'une seule personne préleverait tous les échantillons à l'aide du filet troubleau pour éviter toute inconstance d'utilisation possible selon l'opérateur et qu'un filet à maille de 400 µm serait employé. En pratique, toutefois, plusieurs modifications ont été apportées. Par exemple, les échantillons de 1994 ont parfois été prélevés pendant une minute seulement, car le filet s'obstruait de débris organiques quand on l'utilisait pendant trois minutes. Malgré ces exceptions, le temps de prélèvement a été normalisé à trois minutes.

### **1.3.2.2 Traitement des échantillons**

#### **1.3.2.2.1 Nombre de répliqués**

La comparaison de la variation au sein d'un site et de la variation entre les sites (figure 1.6) a indiqué de façon significative une plus grande variation entre les sites qu'au sein d'un même site. Il a été possible de regrouper les trois répliqués provenant de chaque site dans le cas de 21 sites sur 22. Un seul répliquat provenant de la station 1 de la rivière Clearwater (CLR1) ne pouvait être associé aux autres. Compte tenu de ce résultat et de l'intérêt de l'étude sur les assemblages à l'échelle régionale, nous avons décidé qu'un seul répliquat par site était adéquat pour le caractériser. Le protocole pour 1995 et 1996 a donc été modifié de sorte qu'un seul échantillonnage de trois minutes au filet troubleau a été effectué dans chaque site.

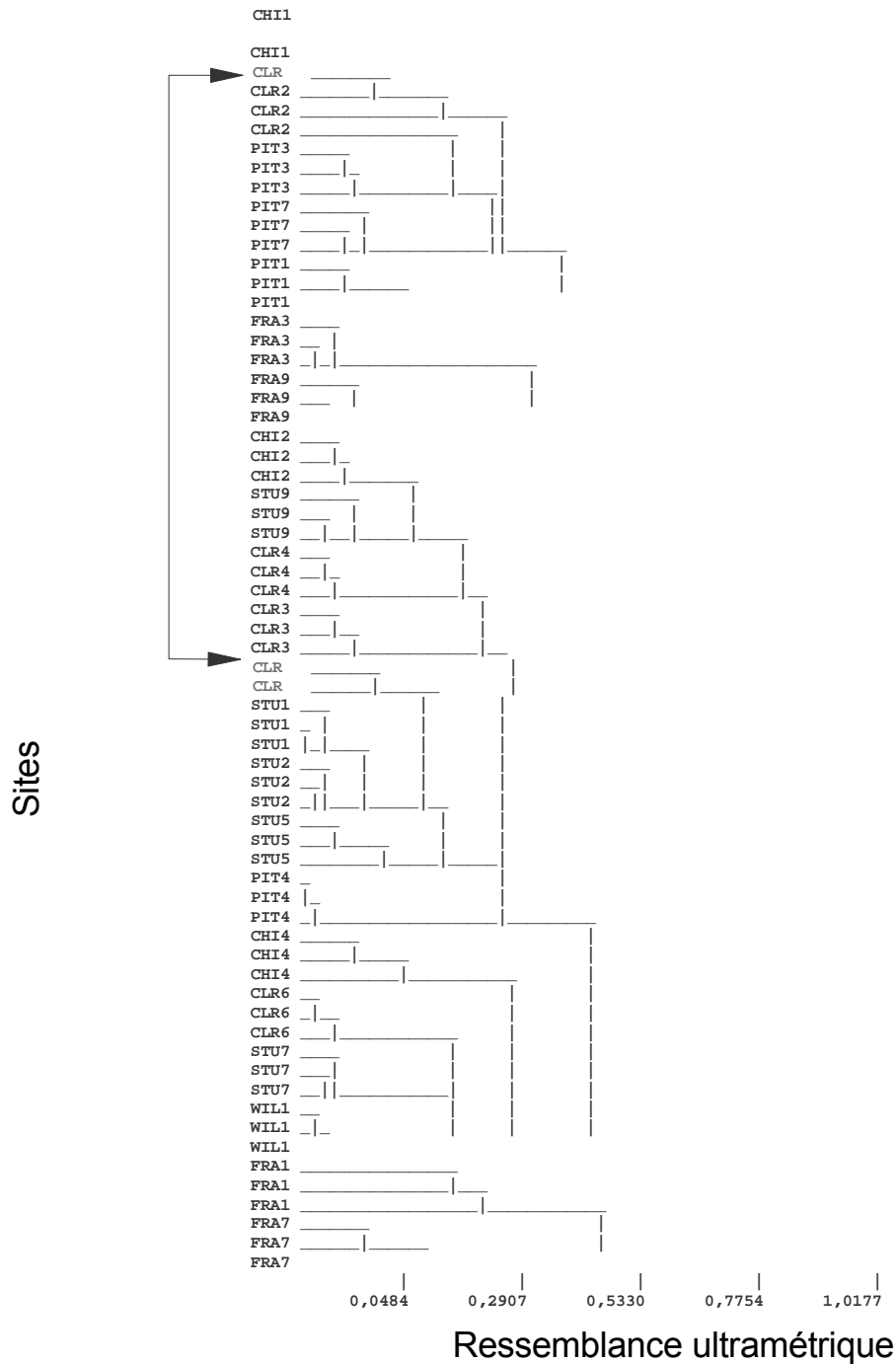


Figure 1.6 Dendrogramme illustrant une analyse de groupement qui compare la variation intrasite (trois réplicats) et la variation intersite (22 sites) des échantillons prélevés à l'aide d'un filet troubleau dans le bassin du fleuve Fraser, en 1994. Les flèches indiquent la séparation des réplicats de la station 1 de la rivière Clearwater. Les abréviations de sites sont répertoriées dans le tableau 1.3.

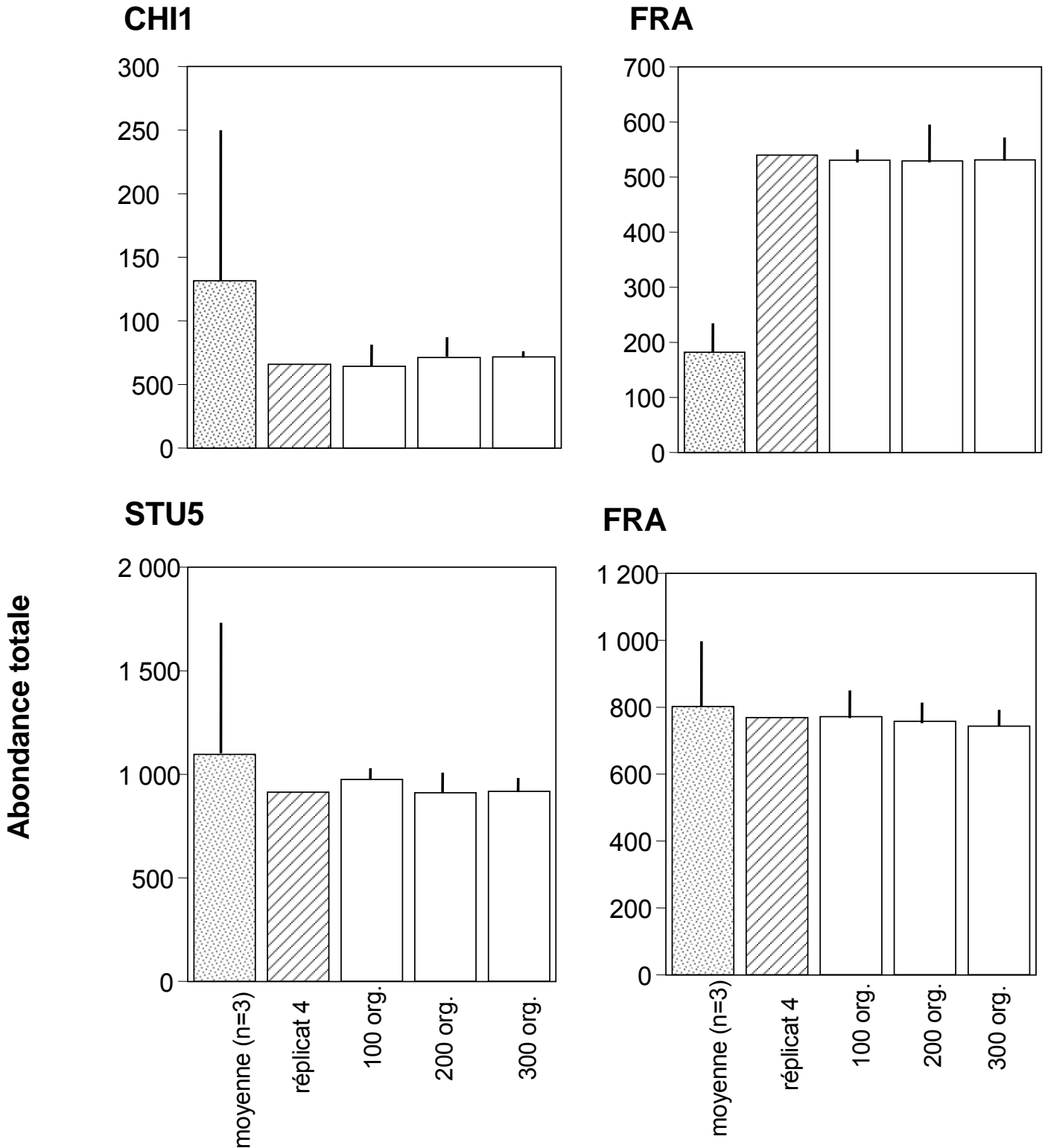


Figure 1.7 Comparaison entre le dénombrement total moyen d'organismes estimé pour trois tailles de sous-échantillons (100, 200 et 300 organismes [org.]) et le dénombrement total d'un réplicat entièrement trié (réplicat 4), et dénombrement total de trois réplicats entièrement triés. Les échantillons prélevés à l'aide d'un filet troubleau proviennent de quatre sites du bassin hydrographiques du Fraser (voir le tableau 1.3 pour les abréviations de sites). Les lignes verticales signifient +1 écart type.

### **1.3.2.2 Sous-échantillonnage**

Le nombre total d'individus estimés à partir des dénombrements de 100, 200 et 300 organismes se sont révélés similaires les uns aux autres et au nombre réel d'organismes contenus dans l'échantillon entier (figure 1.7). Les comparaisons des dénombrements de familles dans les sous-échantillons de 100, 200 et 300 organismes pour les quatre sites étudiés ont indiqué une seule différence significative parmi les 72 possibles (site CHI1; méthode ANOVA suivie du test de comparaison multiple de Tukey). Une plus grande variabilité était évidente lorsqu'on comparait les nombres moyens d'organismes présents dans trois réplicats, les nombres moyens estimés d'après le quatrième réplicat entièrement trié et le dénombrement des sous-échantillons (figure 1.7). Toutefois, les comparaisons entre la moyenne des trois réplicats et les estimations obtenues à partir des différentes tailles de sous-échantillons ont révélé une différence significative ( $p < 0,05$ ; ANOVA) uniquement en ce qui concerne le site FRA1.

En termes de richesse taxinomique, les sous-échantillons comptaient généralement moins de familles que le quatrième réplicat entièrement trié ou que l'ensemble des trois réplicats (tableau 1.4). Cependant, les familles manquantes étaient des familles constituées d'organismes rares (tableau 1.5), et les sous-échantillons de 100, 200 et 300 organismes contenaient toutes les familles représentant  $>5\%$  de l'échantillon entier. Le sous-échantillon de 100 organismes était le moins précis pour les familles représentant  $<5\%$  de l'échantillon entier; il ne comptait que  $88\%$  des familles représentant 1 à  $5\%$  de l'échantillon et  $36\%$  des familles représentant  $<1\%$  de l'échantillon. En revanche, les échantillons de 200 et 300 organismes contenaient toutes les familles représentant 1 à  $5\%$  de l'échantillon, et  $46\%$  (sous-échantillons de 200 organismes) et  $70\%$  (sous-échantillon de 300 organismes) des familles représentant  $<1\%$  de l'échantillon. Dans tous les cas, les

taxons rares ont été exclus de l'analyse des patrons, car ils peuvent être sources d'écart dans la caractérisation de l'assemblage global (Faith et Norris, 1989). L'absence de ces familles dans la procédure de sous-échantillonnage n'a donc pas été considérée comme un problème majeur. Les sous-échantillons de 200 organismes, qui ont pris en moyenne quatre heures à trier et à identifier, en comparaison à six heures pour les sous-échantillons de 300 organismes, ont par conséquent été choisis.

En prélevant un seul échantillon par site et en sous-échantillonnant 200 organismes à partir de cet échantillon, nous avons réduit d'environ 30 fois le temps requis pour le triage et l'identification (soit une réduction d'environ 20 fois pour les sous-échantillons de 300 organismes) en comparaison avec le temps requis pour trier et identifier trois réplicats entiers (sur cinq) par site. Le sous-échantillonnage d'un seul échantillon a donc été l'approche adoptée pour le reste de l'étude.

Le protocole d'échantillonnage de macroinvertébrés découlant de l'étude d'étalonnage effectuée sur la rivière Coldwater, l'échantillonnage effectué au cours de la campagne sur le terrain de 1994 et les analyses ultérieures en laboratoire peuvent donc être résumés comme suit : 1) un échantillon prélevé à l'aide d'un filet troubleau par site; 2) utilisation d'un filet à maille de 400  $\mu\text{m}$ ; 3) échantillonnage uniquement dans les zones d'érosion (radiers); 4) temps d'échantillonnage de trois minutes; 5) un sous-échantillon de 200 organismes prélevé à partir de chaque échantillon; 6) identification des macroinvertébrés à l'échelle de la famille ainsi qu'aux niveaux taxinomiques les plus bas possibles.



**Tableau 1.4** Nombre de familles d'invertébrés présentes dans l'ensemble des trois réplicats et dans le quatrième réplicat entièrement trié, et nombre de familles estimé à partir des sous-échantillons. Voir le tableau 1.3 pour les abréviations de sites.

Site	Ensemble de 3 réplicats  (moyenne $\pm 1$ écart type)	4 <sup>e</sup> réplicat  (total)	Sous-échantillon (moyenne $\pm 1$ écart type)		
			100	200	300
CHI1	12,7 (0,6)	12	9,2 (1,5)	9,0 (0,9)	10,8 (0,7)
FRA1	6,0 (1,0)	12	6,5 (1,5)	6,7 (0,7)	9,3 (1,2)
FRA9	9,0 (1,0)	10	7,0 (1,5)	7,5 (2,1)	8,7 (1,1)
STU5	17,7 (1,5)	16	11,3 (0,5)	11,0 (1,0)	11,8 (0,8)

**Tableau 1.5** Effets du sous-échantillonnage sur l'occurrence des familles de macroinvertébrés.

Proportion du nombre d'organismes d'une même famille dans l'échantillon entier (%)	Nombre de familles dans chaque catégorie (4 sites regroupés)	% d'occurrence ( $\pm 1$ écart type) dans un sous-échantillon (quatre sites regroupés) <sup>1</sup>		
		Taille du sous-échantillon (n <sup>bre</sup> d'organismes)		
		100	200	300
<1	28	36(28)	46(36)	70(28)
1-5	9	88(14)	100(0)	100(0)
5-10	3	100(0)	100(0)	100(0)
>10	10	100(0)	100(0)	100(0)

<sup>1</sup> CHI1, FRA1, FRA9, STU5 (voir le tableau 1.3 pour les abréviations de sites)

### 1.3.2.3 Tests de toxicité

Les tests fondés sur les quatre espèces d'invertébrés n'ont pas révélé de toxicité reliée aux sédiments et due aux rejets des fabriques de pâtes et papiers dans les zones sédimentaires échantillonnées du Fraser. Une survie et une croissance réduites des *H. limbata* ont été observées dans deux sites du cours principal (FRA11 et FRA13), et une croissance réduite de la même espèce a été notée dans le site FRA28. Cependant, ces résultats sont dus à la granulométrie sous-optimale des sédiments présents dans le Fraser. Les *Hexagenia* préfèrent un substrat limoneux; or, les substrats des sites susmentionnés contenaient beaucoup de sable. Une augmentation de la croissance des *C. riparius* et des *H. azteca* ainsi qu'une augmentation de la reproduction des *T. tubifex* dans les sites FRA14 et FRA16 laissent deviner un effet d'enrichissement causé par les rejets des fabriques de pâtes et papiers. En se basant sur l'absence d'effets toxiques, nous avons considéré que des essais de toxicité ultérieurs ne seraient pas nécessaires et avons donc éliminé cette composante de l'étude sur le fleuve Fraser.

### 1.3.3 Variabilité des méthodes

Les méthodes de mesure de la morphologie des chenaux (p. ex., largeur à pleins bords, profondeur du chenal) et du débit présentaient de faibles CV (~5 à 10 %), alors que les mesures sur la composition du substrat (~10 à 87 %) et des algues benthiques (~35 %) étaient plus variables (tableau 1.6A). Les caractéristiques du substrat et de la biomasse des algues benthiques sont naturellement irrégulières. Les forts CV de ces variables ne sont donc pas surprenants.

Toutes les variables liées à l'eau avaient des CV de <25 % (tableau 1.6B). Les plus faibles coefficients dans l'étude de variabilité ont été obtenus pour la mesure de caractéristiques physiques telles que le pH (0,26 %) et l'oxygène dissous (0,91 %). Par

contre, les CV concernant les nutriments et le total des solides en suspension étaient nettement plus élevés (~22 à 24 %).

Nous avons aussi vérifié la variabilité des prélèvements de macroinvertébrés benthiques en calculant les CV de deux variables (tableau 1.6C) : l'abondance (nombre d'organismes prélevés par unité de temps), dont le CV moyen était de 32,30 %, et le nombre de familles, dont le CV moyen était de 13,38 %. Ces valeurs ne sont pas du tout typiques de l'échantillonnage de macroinvertébrés (p. ex., Resh, 1979), probablement parce que l'échantillonnage au filet troubleau intègre des parcelles d'habitat. Elles ont accru la fiabilité des calculs des modèles faisant appel aux données sur les macroinvertébrés (voir Reynoldson *et al.*, en attente de publication).

**Tableau 1.6** Coefficients de variation (CV) moyens de certaines variables tirées de l'étude sur le fleuve Fraser (voir le tableau 1.2).

Variable	CV moyen (%)	Nombre de sites
<b>A : Chenal</b>		
Largeur à pleins bords	8,28	24
Profondeur moyenne	4,49	24
Profondeur maximale	5,56	24
Débit	9,50	20
Composition du substrat:		
% gravier	44,86	14
% sable	10,23	14
% limon/argile	87,32	14
Chlorophylle a	37,51	6
Carbone en suspension	35,29	10
<b>B : Eau</b>		
pH	0,26	20
Oxygène dissous	0,91	23
Conductivité	0,87	17
Température	0,39	19
Phosphore total	21,80	24
Nitrates	24,16	24
Alcalinité	5,72	24
Total des solides en suspension	23,91	24
<b>C : Invertébrés benthiques</b>		
Abondance	32,30	21
Nombre de familles	13,38	21

## 1.4 Résumé

L'approche des conditions de référence pour l'évaluation de la qualité des eaux est idéale pour les études à grande échelle et est présentement utilisée à cette fin au Royaume-Uni et en Australie (Reynoldson *et al.*, 1997b). Au Canada, elle a été employée pour étudier les Grands Lacs laurentiens (Reynoldson *et al.*, 1995) et, maintenant, le bassin du Fraser.

La structure de l'étude sur le fleuve Fraser pourrait servir de modèle à d'autres pays (compte tenu de la taille du bassin du Fraser) ou dans le cadre d'autres programmes de biosurveillance régionaux. Les éléments essentiels de tout programme ont été examinés dans cette section : 1) la sélection de sites de référence et de sites perturbés (sites évalués); 2) le choix de variables environnementales à mesurer dans chaque site; 3) l'élaboration de protocoles efficaces et peu coûteux pour l'échantillonnage et le traitement de macroinvertébrés benthiques. L'élaboration de modèles de conditions de référence basés sur la famille pour l'ensemble des sites de référence du bassin du Fraser, la capacité des modèles à faire la distinction entre les sites perturbés ainsi que les effets de la variabilité saisonnière et annuelle sont abordés dans la prochaine section.

## 2. ÉLABORATION DE MODÈLES PRÉDICTIFS DE LA STRUCTURE D'ASSEMBLAGE D'INVERTEBRES

### 2.1 Introduction

L'utilisation de l'approche des conditions de référence en biosurveillance demande l'élaboration d'une grande base de données de sites de référence contenant les renseignements amassés sur les assemblages d'invertébrés observés dans chaque site ainsi que sur un ensemble correspondant de descripteurs de l'habitat. À partir de cette base de données de référence, des modèles empiriques peuvent être élaborés. Ceux-ci

permettent de prédire l'assemblage d'invertébrés attendu dans un site présentant des caractéristiques de l'habitat particulières. Cette approche de description des assemblages d'invertébrés attendus dans un site a d'abord été mise en œuvre dans des réseaux dulcicoles par Wright *et al.* (1984). Une prédiction fiable du type d'assemblage attendu dans un site donné, qui fait appel aux descripteurs de l'habitat, peut servir de référence pour évaluer un site soupçonné d'être exposé à un stress chimique ou physique. L'objectif principal de notre étude consistait en l'élaboration d'un modèle prédictif de l'assemblage d'invertébrés pouvant servir de base à un programme de biosurveillance dans le bassin hydrographique du Fraser. Pour atteindre cet objectif, nous avons utilisé les méthodes de l'évaluation benthique des sédiments (**BE**nthic **A**ssessment of **S**edimen**T**, ou BEAST), d'abord décrites par Reynoldson *et al.* (1995) pour les Grands Lacs laurentiens.

Cette section traite : 1) des résultats de l'échantillonnage des assemblages d'invertébrés et de leurs habitats dans plus de 200 sites de référence; 2) de l'élaboration d'un modèle prédictif basé sur la famille utilisant les conditions de référence provenant de la base de données de sites de référence; 3) d'exemples d'analyses de sites évalués exposés à différents agresseurs.

## **2.2 Méthodes**

### **2.2.1 Zone d'étude et sites d'échantillonnage**

Les détails concernant la structure de l'étude, les méthodes utilisées dans la sélection des sites, l'échantillonnage et la collecte des données ont été présentés dans la section précédente. Les sites de référence et les sites évalués ont été choisis avec l'aide d'experts de la région afin de refléter la diversité des écorégions et des ordres de cours d'eau du bassin du Fraser. Un total de 222 sites de référence ont été échantillonnés au cours des trois années de l'étude, avec 48 sites évalués, dont 21 étaient exposés à des activités humaines précises (agriculture, exploitation forestière et extraction minière) et huit

ont été échantillonnés de façon saisonnière (figure 1.1). Trois des 222 sites de référence ont été exclus des analyses parce qu'ils présentaient un habitat couvert de mousses et un assemblage unique d'organismes. Des échantillonnages supplémentaires de sites présentant ce type d'habitat pourraient permettre l'intégration de ces derniers dans des modèles futurs. Un ensemble de 219 sites de référence a donc été utilisé pour l'analyse des données.

### **2.2.2 Méthodes d'échantillonnage**

On a échantillonné les invertébrés benthiques dans chaque site en prélevant un seul échantillon à l'aide d'un filet troubleau (mailles de 400 µm) mouillé pendant trois minutes (section 1). À partir de chaque échantillon, un sous-échantillon de 200 organismes a été dénombré au moyen d'une boîte de Marchant de 100 cellules (Marchant, 1989), et les organismes ont été identifiés jusqu'au taxon le plus bas possible. Le nombre de cellules requises pour obtenir un sous-échantillon de 200 organismes a été noté, puis on a réajusté le dénombrement pour un site en estimant le nombre d'organismes contenus dans l'échantillon entier, et ce, afin de connaître l'abondance relative dans chaque site. Les données ont été enregistrées en tant que nombre d'organismes prélevés par unité de trois minutes d'échantillonnage au troubleau.

Quarante variables environnementales ont été mesurées dans chaque site (tableau 2.1). Ces variables ont été sélectionnées à la lumière de la littérature pertinente et sont réparties dans quatre catégories (paysage, site/tronçon, chenal/substrat et colonne d'eau) (section 1).

### **2.2.3 Analyse des données**

Reynoldson *et al.* (1997b) ont décrit l'utilisation des sites de référence pour caractériser les conditions biologiques d'une région et la façon dont les sites évalués sont comparés à un sous-ensemble adéquat de sites de référence. Des méthodes statistiques

multidimensionnelles ont été utilisées pour classer les sites de référence, jumeler les sites évalués et les sites de référence appropriés et comparer les sites évalués et les sites de référence afin d'en connaître le niveau de perturbation.



**Tableau 2.1** Variables environnementales mesurées dans le cadre du programme de biosurveillance du fleuve Fraser. Les 29 variables utilisées pour l'analyse des données sont identifiées (en gras) et sont accompagnées d'une abréviation et d'information sur la collecte des données (asl = au-dessus du niveau de la mer).

Variable environnementale	Abréviation	Unité de mesure ou n <sup>bre</sup> de catégories	Notes
<b>Paysage</b>			
<b>Latitude</b>	LAT	Degrés décimaux	1, 2
<b>Longitude</b>	LON	Degrés décimaux	1, 2
<b>Altitude</b>	ALT	m asl	1, 2
<b>Écorégion</b>	ECOR	11 catégories	1
<b>Ordre du cours d'eau</b>	SORD	7 catégories	1
<b>Site/tronçon</b>			
Date de l'échantillonnage		1-365	
<b>Facès d'écoulement</b>	FLOW	3 catégories	3
<b>Couverture de macrophytes</b>	MCPHYT	5 catégories	4
<b>Herbes</b>	GRASS	2 catégories	5
<b>Arbustes</b>	SHRUB	2 catégories	5
<b>Conifères</b>	CONIF	2 catégories	5
<b>Décidus</b>	DECID	2 catégories	5
<b>Végétation riveraine</b>	RIPAR	1 à 10	6
Densité du couvert		pourcentage (%)	7
Étendue de l'exploitation forestière en zone riveraine		5 catégories	4
<b>Chenal/substrat</b>			
<b>Largeur mouillée</b>	WIDTH	m	
<b>Profondeur moyenne</b>	MNDEP	cm	8
<b>Profondeur maximale</b>	MXDEP	cm	8
<b>Largeur à pleins bords</b>	BNKWI	m	
<b>Pente</b>	SLOPE	m·m <sup>-1</sup>	
<b>Vitesse moyenne du courant</b>	MNVEL	m·s <sup>-1</sup>	9
<b>Vitesse maximale du courant</b>	MXVEL	m·s <sup>-1</sup>	9
<b>Classe dominante de substrat</b>	FWORK	7 catégories	10
<b>Matrice</b>	MTRX	7 catégories	11
<b>Comblement interstitiel</b>	EMBED	5 catégories	12
<b>Matières interstitielles</b>			
<b>Gravier</b>	GRVL	%	13
<b>Sable</b>	SAND	%	13
<b>Limon</b>	SILT	%	13
<b>Argile</b>	CLAY	%	13
Biomasse des algues benthiques		mg·L <sup>-1</sup>	14
Teneur des algues benthiques en chlorophylle a		mg·L <sup>-1</sup>	14
<b>Colonne d'eau</b>			
<b>pH</b>	PH		
Oxygène dissous	DO	mg·L <sup>-1</sup>	
<b>Alcalinité</b>	ALK	mg·L <sup>-1</sup>	
<b>Conductivité</b>	COND	µS·cm <sup>-1</sup>	
Température		°C	
Phosphore total	TP	mg·L <sup>-1</sup>	
Nitrates-nitrites	NO3	mg·L <sup>-1</sup>	
Azote Kjeldahl total	TKN	mg·L <sup>-1</sup>	
Total des solides en suspension	TSS	mg·L <sup>-1</sup>	

1. D'après des cartes topographiques à l'échelle de 1:250 000.
2. Mesuré au moyen d'un GPS intégré.
3. Enregistré comme : 1 = radier/rapides; 2 = plat; 3 = mouille/contre-courant.
4. Enregistré comme : 1 = 0 %; 2 = 0 à 25 %; 3 = 25 à 50 %; 4 = 50 à 75 %; 5 = 75 à 100 %.
5. Enregistré comme présent (1) ou absent (0).
6. Note pour les classes végétales présentes : Herbes = 1; Arbustes = 2; Conifères = 3; Décidus = 4.
7. Basé sur l'observation visuelle du site.
8. Basé sur la zone d'échantillonnage; dans les cours d'eau praticables, cela représente le chenal entier.
9. Basé sur un minimum de 5 estimations faites à l'aide d'un débitmètre.
10. Taille dominante des particules dans la zone d'échantillonnage : 1 = <0,2 cm; 2 = 0,2 à 0,5 cm; 3 = 0,5 à 2,5 cm; 4 = 2,5 à 5 cm; 5 = 5 à 10 cm; 6 = 10 à 25 cm; 7 = >25 cm.

11. Matières autour des particules dominantes : 1 = <0,2 cm; 2 = 0,2 à 0,5 cm; 3 = 0,5 à 2,5 cm; 4 = 2,5 à 5 cm; 5 = 5 à 10 cm; 6 = 10 à 25 cm; 7 = >25 cm.
12. Estimé dans la zone d'échantillonnage : 1 = complètement comblé; 2 = comblé à 75 %; 3 = comblé à 50 %; 4 = comblé à 25 %; 5 = non comblé.
13. D'après une analyse granulométrique des matières interstitielles effectuée à l'aide d'un sédigraphe (Duncan et LaHaie, 1979).
14. Basé sur la valeur moyenne d'un échantillon de 4 cm de diamètre prélevé sur trois surfaces rocheuses distinctes (section 1).

### 2.2.3.1 Descripteurs des assemblages et résolution taxinomique

L'approche des conditions de référence fait appel à des dénombrements taxinomiques (p. ex., nombre de taxons présents, présence ou absence de taxons) ou à un ensemble de mesures dérivées (paramètres) pour décrire l'assemblage d'invertébrés. Les méthodes statistiques multidimensionnelles utilisées pour décrire et classer les assemblages s'appuient sur la présence ou l'absence de taxons, comme au Royaume-Uni (Wright *et al.*, 1984) et en Australie (Parsons et Norris, 1996; Simpson et Norris, 2000), ou sur des méthodes de dénombrement quantitatifs de l'abondance, comme au Canada (Reynoldson *et al.*, 1995, 1997b; Rosenberg *et al.*, 2000). Une seconde approche pour l'utilisation des conditions de référence est basée sur des indices supplémentaires provenant d'un sous-ensemble de mesures dérivées (p. ex., nombre de taxons, pourcentage d'éphéméroptères). Elle est très répandue aux États-Unis (Karr, 1991; Barbour *et al.*, 1995, 1996). Cette approche est présentée en détail dans la troisième section du présent rapport.

Reynoldson *et al.* (en attente de publication) ont examiné la performance et l'aspect pratique des dénombrements taxinomiques bruts basés sur l'espèce, le genre et la famille, de même que les paramètres espèce, genre et famille dans les modèles prédictifs.

Reynoldson *et al.* (en attente de publication) ont suggéré que le niveau de la famille était le plus approprié pour évaluer les assemblages d'invertébrés dans le bassin du Fraser; c'est pourquoi nous n'avons décrit dans ce rapport que l'élaboration et l'application de modèles faisant appel à des dénombrements taxinomiques fondés sur la famille.

#### **2.2.4 Classification des sites de référence**

Des méthodes de classification ont été utilisées pour décrire la structure biologique des assemblages d'invertébrés dans le bassin du Fraser. La valeur de l'abondance pour chaque famille, obtenue à partir d'un prélèvement de trois minutes au filet troubleau, a été utilisée comme descripteur de l'assemblage d'invertébrés benthiques. Les données fauniques n'ont pas été modifiées parce que la méthode de sous-échantillonnage a généré des résultats proportionnels et que nous voulions pondérer les taxons numériquement dominants. Le coefficient de similarité de Bray-Curtis a été utilisé comme mesure de similarité des dénombrements d'invertébrés benthiques parce qu'il est toujours efficace dans une variété de tests et de simulations utilisant différents types de données (Faith *et al.*, 1987; Jackson, 1993).

Les sites de référence ont été regroupés suivant une méthode hiérarchique agglomérative de groupement selon l'association moyenne (UPGMA). Le nombre approprié de groupes a été sélectionné en fonction de la structure de chaque groupe et, plus particulièrement, de l'arrangement spatial des groupes dans l'espace d'ordination. Un regroupement minimal de dix sites a été déterminé et utilisé comme balise pour la classification. Les groupes formés de moins de dix sites ont été considérés comme trop petits pour décrire correctement la variabilité normale aux fins de comparaison avec les sites évalués.

L'ordination a aussi été utilisée pour décrire et expliquer la variabilité observée au sein du grand nombre de taxons avec un nombre réduit de nouvelles variables (axes d'ordination). Une méthode d'ordination de positionnement multidimensionnel hybride (HMDS) a été employée, c'est-à-dire une HMDS semi-forte (Belbin, 1991). Les méthodes de positionnement multidimensionnel peuvent faire appel à une hiérarchisation de l'information métrique ou non métrique. La technique hybride incorpore les positionnements

métriques et non métriques (Faith *et al.*, 1987). La méthode de positionnement métrique présume que la mesure de dissimilitude choisie entretient une relation linéaire avec la distance écologique, alors que la méthode de positionnement non métrique suppose que la monotonie et les distances entre les paires d'échantillons sont uniquement maintenues dans un ordre hiérarchique en fonction de leur dissimilitude. La méthode hybride décrite par Faith *et al.* (1987) diffère de ces deux approches, car elle utilise une mesure de dissimilitude préétablie entretenant une relation métrique robuste (linéaire) avec la distance seulement dans un intervalle donné. Une régression monotone est l'unique contrainte directe pour les grandes dissimilitudes. Cette caractéristique hybride a une valeur particulière lorsqu'elle met en relation les positions sur l'axe d'ordination et les caractéristiques environnementales. Tous les groupements et ordinations ont été réalisés à l'aide de PATN, un ensemble de logiciels d'analyse de la structure spatiale élaboré par CSIRO, en Australie (Belbin, 1993).

### **2.2.5 Relation entre les données fauniques et les données sur l'habitat**

L'utilisation de 29 des 40 variables environnementales mesurées dans le cadre de cette étude (tableau 2.1) a été considérée dans les modèles prédictifs de la structure biologique des données. Des variables ont été exclues pour une de ces deux raisons : 1) parce qu'elles étaient sujettes à l'influence d'activités humaines (p. ex., enrichissement en nutriments, perturbation physique) et que les modèles prédictifs sont utilisés pour prédire le type d'assemblage susceptible de se présenter dans un site évalué qui n'est pas affecté par les activités humaines; 2) parce que la variabilité temporelle ne pourrait pas être estimée correctement à l'aide d'une seule mesure (p. ex., température, oxygène dissous). Les variables utilisées étaient des descripteurs généraux du site, du chenal, du substrat et de la qualité de l'eau (tableau 2.1).

La relation avec les données biologiques a été observée de deux manières :

- 1) La corrélation des axes principaux (méthode PCC dans PATN), qui évalue dans quelle mesure un ensemble de caractéristiques (données environnementales) peut s'insérer dans un autre ensemble de variables (biote) dans l'espace d'ordination. Ce type d'analyse est une méthode de régression linéaire multiple qui considère chaque caractéristique environnementale et détermine la meilleure position du vecteur dans l'espace d'ordination. Les variables peuvent être représentées comme un axe sur un graphique d'ordination, et une corrélation de la variable avec les objets projetés dans l'espace d'ordination est fournie. Un modèle de randomisation a été utilisé pour établir la signification statistique des corrélations.
- 2) L'analyse discriminante (AD) pas à pas (méthode STEPDIS dans SAS) a été utilisée pour définir quelles variables environnementales divisaient le mieux les sites en groupes prédéfinis, formés par la classification de l'ensemble des données biologiques. Une procédure de sélection de variables pas à pas a été utilisée, et le niveau de signification pour l'entrée et la sélection des variables était de 0,05.

### **2.2.6 Prédiction des groupes de sites**

L'un des objectifs de l'étude était d'élaborer une méthode de sélection d'un sous-groupe de sites approprié à partir du nombre total de sites de référence à utiliser dans l'analyse de tout nouveau site évalué. Les sous-groupes de sites de référence ont été formés en regroupant des sites similaires (voir ci-dessus). Une AD a été utilisée pour prédire le groupe de référence auquel un site évalué devait être associé. Dans le cadre de cette méthode, la description des habitats est utilisée pour classer les sites à l'intérieur des groupes formés à partir des données sur les invertébrés.

Les méthodes PCC et STEPDIS ont été employées afin de sélectionner des variables pour les modèles discriminants. En fonction des résultats, les variables environnementales ont été utilisées dans une AD dans le but de déterminer des fonctions pour les variables qui répartissaient le mieux les sites dans les groupes biologiques prédéfinis. La version de l'AD dans SAS (méthode DISCRIM dans SAS) a été utilisée avec des données environnementales brutes pour générer des résultats discriminants et prédire la probabilité d'appartenance à un groupe. L'exactitude des prédictions faites à partir du modèle discriminant a été vérifiée en observant si les sites de référence avaient été prédestinés aux groupes appropriés. Les groupements prédits et les groupements réels ont ensuite été comparés pour établir un taux d'erreur pour les groupements ainsi qu'un taux d'erreur global.

La sélection finale du jeu de données optimal de variables prédictives a été faite par itération. Différentes combinaisons de variables prédictives ont été sélectionnées à partir des résultats de l'AD pas à pas et de la méthode PCC. Les sites peuvent être classés dans les groupes de référence formés par la faune des invertébrés à l'aide des variables prédictives. La performance de la classification prédite peut être comparée à la première classification, basée sur la faune des invertébrés, de deux façons : 1) par resubstitution – l'ensemble des données d'apprentissage est utilisé pour élaborer des équations de classification; ces équations sont ensuite utilisées pour classer les sites pour lesquels elles ont été dérivées; 2) par validation croisée – l'utilité des équations de classification est testée pour un échantillon sur lequel les équations n'étaient pas fondées (Lachenbruch et Mickey, 1968). La validation croisée est un test plus intéressant sur le plan des prédictions, car les équations sont principalement utilisées pour classer de nouveaux sites. Les modèles sont sélectionnés en retirant chaque site de référence l'un après l'autre, en élaborant des coefficients à partir de tous les sites de référence restants et en classant ensuite le site retiré par classification par « jackknife ». Cette méthode donne une

estimation plus réaliste de la capacité des variables prédictrices à discriminer les groupes. Le modèle optimal a été défini comme étant celui qui possède le plus bas taux d'erreur selon la validation croisée dans une AD, avec l'appui de la resubstitution.

### 2.2.7 Variation temporelle

Pour l'élaboration de modèles, les efforts ont été concentrés sur la résolution du problème de l'effet de la variation spatiale sur l'assemblage d'organismes invertébrés attendu dans les sites non perturbés. Toutefois, l'assemblage d'organismes observé dans un site varie aussi temporellement. Nous avons étudié deux aspects de la variation temporelle : 1) la variation d'une année à l'autre, changement imprévisible par le climat; 2) la variation saisonnière, résultat des changements associés au cycle biologique des organismes au cours d'une saison.

**La variation annuelle** a été observée dans 14 sites visités sur plus d'une année de l'étude. Trois sites ont été échantillonnés chaque année de l'étude de trois ans, alors que les autres ont été échantillonnés deux années sur trois. L'importance de la variation annuelle dans la capacité de prédire les assemblages d'invertébrés a été évaluée dans le cadre d'un examen de la stabilité annuelle de l'assemblage échantillonné dans un site ainsi que de la qualité de la performance du modèle prédictif dans les sites échantillonnés plus d'une année. Un site était considéré comme possédant un assemblage stable s'il apparaissait dans le même groupe faunique chaque année d'échantillonnage.

Les effets de la **variation saisonnière** ont été observés dans huit cours d'eau (Dymond, 1998; Reece *et al.*, en attente de publication), soit dans trois cours d'eau intérieurs du bassin de la rivière Nicola (ruisseaux Mellin, Glimpse et Beak), trois cours d'eau côtiers du bassin de la rivière Pitt (ruisseaux Spring et Mayfly et rivière Alouette Nord) et deux sites sur des cours d'eau plus importants (fleuve Fraser et rivière Thompson) (figure 1.1). Les données d'automne correspondant à ces sites évalués saisonnièrement

ont été versées dans la base de données de référence, à l'exception de celles concernant le fleuve Fraser et le ruisseau Mellin, soupçonnés d'être perturbés. Le site Mellin était exposé au broutage par le bétail et à une perturbation physique; le site Fraser était situé en aval de plusieurs municipalités, et son état était inconnu.

Les effets de la variation saisonnière sur l'applicabilité du modèle prédictif et l'évaluation des sites ont été déterminés en envisageant les sites saisonniers comme des sites évalués. Nous avons prédit l'assemblage attendu et déterminé la manière dont l'évaluation saisonnière variait par rapport à l'évaluation automnale. Si l'évaluation d'un échantillon saisonnier était semblable à l'échantillon automnal, nous concluons que la variation saisonnière n'affectait pas l'analyse d'un site évalué en utilisant des données de référence recueillies à l'automne.

### **2.2.8 Analyse des sites évalués**

L'approche des conditions de référence présume qu'un ensemble de sites de référence décrit des conditions normales ou de non-perturbation et que la qualité d'un site évalué est établie en fonction du degré de similarité entre le site évalué et les sites de référence. Reynoldson *et al.* (1997b) ont utilisé ces approches pour comparer les sites de référence avec les sites évalués et ont conclu que les méthodes statistiques multidimensionnelles étaient celles qui fonctionnaient le mieux. Ces méthodes ont été utilisées pour l'analyse de l'ensemble de nos données.

Pour analyser un site évalué, on le prédestine d'abord à l'un des groupes de sites de référence formés à partir de la première classification en utilisant le modèle prédictif bâti à l'aide d'une AD. La variation entre les sites de référence au sein du groupe auquel le site évalué est prédestiné est réputée inclure l'intervalle normal de variation attendu dans le site évalué, s'il n'est pas perturbé. Afin de déterminer la similarité entre le site évalué et les sites de référence appropriés, tant les sites de références que les sites évalués font l'objet



d'une ordination et sont projetés dans l'espace d'ordination. Si le site évalué se retrouve dans le « nuage de points » de sites correspondant aux conditions de référence (figure 2.1), il est considéré comme équivalent aux sites de référence. S'il est situé à l'extérieur du nuage, il est considéré comme différent des références. L'élaboration d'ellipses de probabilités autour des sites de référence définit les limites du nuage de sites de référence et permet de quantifier le degré de différence ou de similarité entre le site évalué et le nuage de sites de référence (figure 2.1). Plus on s'éloigne des sites de référence, tels qu'ils sont placés dans l'espace d'ordination, plus la différence est grande par rapport aux conditions de référence. Toutefois, le fait de définir le degré de perturbation et l'écart inacceptable par rapport aux conditions de référence sont au final des décisions subjectives.

Une série de bandes représentant la gamme des niveaux de qualité biologique (classés de riche à pauvre) a été développée par Wright *et al.* (1991). La méthode de ces derniers donne un simple aperçu de la qualité biologique, qui permet de formuler des comparaisons temporelles et spatiales générales pouvant être utiles à la gestion.

Nous avons élaboré quatre catégories, ou bandes, de qualité biologique basées sur le degré de similarité d'un site évalué avec les sites de référence. La bande 1 se trouve à l'intérieur de la plus petite ellipse (probabilité de 90 %), considérée comme *équivalente à la référence*. La bande 2 se trouve entre la plus petite ellipse (90 %) et l'ellipse suivante (probabilité de 99 %), envisagée comme *potentiellement différente*. La bande 3 se trouve entre l'ellipse à 99 % et la plus grande ellipse (probabilité de 99,9 %), considérée comme *différente*. Enfin, la bande 4 est située à l'extérieur de l'ellipse à 99,9 %, où les sites sont considérés comme *très différents* (figure 2.1). Dans les cas où plus de deux axes d'ordination étaient requis pour décrire la variation dans les matrices d'invertébrés, l'analyse de la pire éventualité a été utilisée pour établir les conditions d'un site évalué.

Le modèle discriminant a été exécuté pour chacun des 21 sites évalués. Chacun des sites a été comparé au groupe de sites de référence auquel ils avaient le plus de chances d'appartenir ainsi qu'aux autres groupes auxquels ils avaient >25 % de probabilité d'appartenir. On déterminait qu'un site évalué était équivalent aux références, potentiellement différent, différent ou très différent en le projetant dans l'espace d'ordination avec les sites de référence auxquels il avait le plus de chances d'appartenir (tel que décrit ci-dessus).

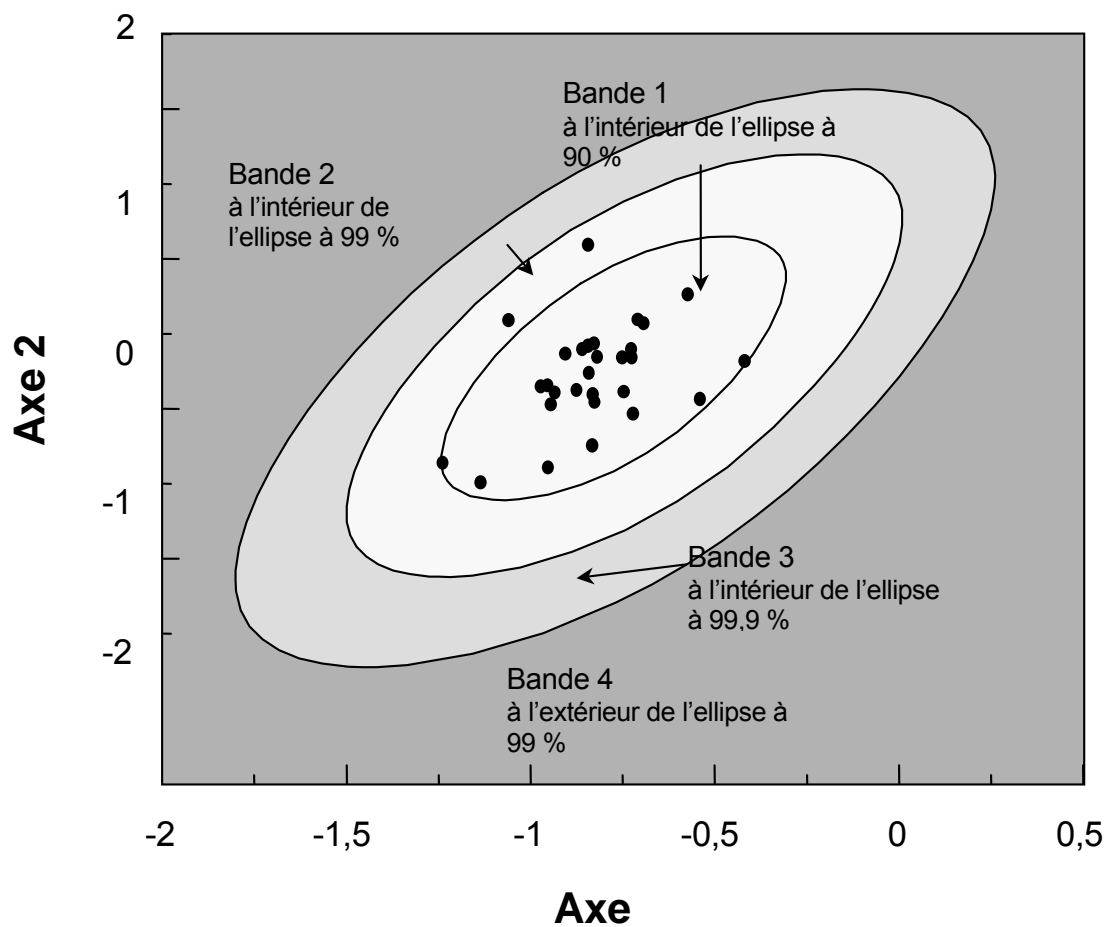


Figure 2.1 Ellipses de probabilité (à 90, 99 et 99,9 %) tracées autour de sites de référence, qui décrivent quatre bandes de qualité.

### **2.3 Résultats et discussion**

Les sites de référence ont été distribués dans 11 écorégions et situés à l'intérieur de 21 sous-bassins. Le nombre de sites par écorégion variait entre trois dans les basses terres continentales et 56 dans le plateau du Fraser. Sept ordres de cours d'eau, dont la médiane était de 3, ont été échantillonnés (tableau 2.2). L'altitude des sites allait de 30 m au-dessus du niveau de la mer (m asl) jusqu'à 2 000 m asl. La largeur des cours d'eau variait entre 0,4 et 226 m (médiane de 9,8 m), et la profondeur d'échantillonnage, entre 5 et 73,3 cm (médiane de 24,2 cm). Les intervalles des autres variables sont résumés dans le tableau 2.2.

**Tableau 2.2** Intervalles des variables sélectionnées pour 219 sites de référence échantillonnés dans le bassin du Fraser (asl = au-dessus du niveau de la mer).

Variable	Minimum	Maximum	Médiane
Ordre du cours d'eau	1	7	3
Altitude (m asl)	30	2000	970
Largeur du chenal (m)	0,4	226,8	9,8
Profondeur moyenne (cm)	5	73,3	24,2
Vitesse moyenne du courant ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ )	0,075	1,254	0,406
Alcalinité ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	0	201	38,1
Total des solides en suspension ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	0,4	168,0	7,1
Phosphore total ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	0	0,149	0,008
Nitrates-nitrites ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	0,001	0,334	0,013
pH	5,7	9,3	7,7
Conductivité ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	4,6	426,0	92,0
Oxygène dissous ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	5,0	14,8	11,8
Classe dominante de substrat (catégorie : tableau 2.1)	1,0	8,0	6,0
Matrice (catégorie : tableau 2.1)	0	8,0	3,0
Comblement interstitiel (catégorie : tableau 2.1)	1,0	5,0	4,0

### 2.3.1 Composition des assemblages

La base de données de référence de 219 sites comptait 74 familles. Les matrices de données ainsi qu'une liste complète des taxons sont accessibles pour consultation (communiquiez avec T. Tuominen, Région du Yukon et du Pacifique, Environnement Canada, Vancouver, Colombie-Britannique). Seulement 12 familles étaient communes, présentes dans >50 % des sites (tableau 2.3) et représentant 81,1 % du total d'organismes prélevés. Quarante familles étaient présentes dans <10 % des sites. La famille la plus commune était celle des Chironomidae, absente de seulement deux des 219 sites. Des 12 familles les plus communes, trois étaient des éphéméroptères (éphémères communes) et cinq des plécoptères (perles).

### 2.3.2 Classification des sites

Les assemblages observés dans le bassin ont été différenciés à l'aide d'analyses de groupement. Le dendrogramme complet est présenté à l'annexe 2. Nous avons aussi présenté un dendrogramme réduit illustrant uniquement 15 groupements de sites (figure 2.2A). Le degré de similarité entre les sites est indiqué par la mesure étalonnée de l'association inscrite en haut de chaque dendrogramme. L'analyse de groupement a d'abord servi à séparer les groupes 3 et 4 des groupes 1 et 2. En se basant sur un minimum de 10 sites par groupe, quatre groupes ont fait l'objet d'une discrimination. (figure 2.2A).

L'ordination a démontré que les sites longeaient un axe dominant et que les quatre groupes se séparaient, dans le diagramme d'ordination, le long d'un axe partant du bas à droite vers le haut à gauche (figure 2.2 B). Cet axe a été associé aux familles les plus corrélées ( $r > 0,40$ ) aux axes d'ordination (figure 2.2C). Les groupes 3 et 4 étaient les plus riches en termes de familles et possédaient le plus grand nombre d'individus (tableau 2.4). Les sites du groupe 1 affichaient la troisième plus faible abondance et étaient

numériquement dominés par les Heptageniidae, les Baetidae (deux familles d'éphéméroptères) et les Taeniopterygidae (plécoptères) (tableau 2.4). Les Chironomidae (diptères), les Baetidae, les Heptageniidae et les Ephemerellidae (éphéméroptères) étaient les familles les plus largement distribuées. Les cours d'eau du groupe 1 étaient de taille intermédiaire (en termes de largeur) affichaient les courants les plus forts et présentaient de faibles teneurs en nutriments (tableau 2.5). Les sites du groupe 2 présentaient l'abondance et la richesse les plus basses (tableau 2.4) et étaient numériquement dominés par les Chironomidae, présents sur chaque site. Les Capniidae (plécoptères), les Ameletidae (éphéméroptères) et les Heptageniidae étaient aussi répandus, mais peu nombreux. Les cours d'eau du groupe 2 affichaient les largeurs les plus élevées, les ordres les plus élevés, les courants les plus faibles et les plus petites proportions d'herbes en zone riveraine (tableau 2.5). Les sites du groupe 3 présentaient une abondance et une richesse supérieures à celles des groupes 1 et 2 et étaient numériquement dominés par les Chironomidae, les Baetidae et les Heptageniidae, qui étaient d'ailleurs les familles les plus largement distribuées (tableau 2.4). Les Ephemerellidae étaient aussi très répandus, mais en moindre abondance que les trois autres familles. Les cours d'eau du groupe 3 étaient les plus petits (en termes de largeur et d'ordre) et présentaient des teneurs plus élevées en nutriments que les cours d'eau des groupes 1 et 2 (tableau 2.5). Les sites du groupe 4 détenaient la plus forte abondance globale, c'est-à-dire plus importante de deux ordres de grandeur par rapport aux sites du groupe 2 (tableau 2.4), et étaient numériquement dominés par les Chironomidae, suivis par les Baetidae et les Heptageniidae. Ces trois familles étaient répandues, et les Elmidae (Coléoptères) étaient aussi communs à l'intérieur de ce groupe. La proportion relative des familles du groupe 4 était similaire à celle du groupe 3. Le groupe 4 se distinguait donc du groupe 3, davantage par son abondance globale que par l'occurrence des familles. Les cours d'eau du groupe 4 étaient petits et leur courant était plus faible que celui des cours d'eau du groupe 3, mais ils présentaient les

teneurs en nutriments les plus élevées ainsi que la plus grande proportion d'herbes en zone riveraine (tableau 2.5).



**Tableau 2.3** Pourcentage d'occurrence et d'abondance des 12 familles d'invertébrés benthiques les plus communes (présentes dans >50 % des sites) des 219 sites de référence du bassin du Fraser.

Genre	Présent dans n sites	% occurrence	Abondance (n <sup>bre</sup> moy. /3 min d'échantillonnage)	% total
Chironomidae	217	99,1	1661,6	26,7
Heptageniidae	210	95,9	992,5	15,4
Baetidae	198	90,4	1118,5	16,4
Ephemerellidae	195	89,0	521,4	7,5
Chloroperlidae	176	80,4	130,0	1,7
Nemouridae	169	77,2	375,8	4,7
Perlodidae	152	69,4	77,6	0,9
Capniidae	149	68,0	316,9	3,5
Tipulidae	130	59,4	68,5	0,7
Empididae	120	54,8	58,5	0,5
Rhyacophilidae	119	54,3	64,2	0,6
Taeniopterygidae	115	52,5	312,6	2,7

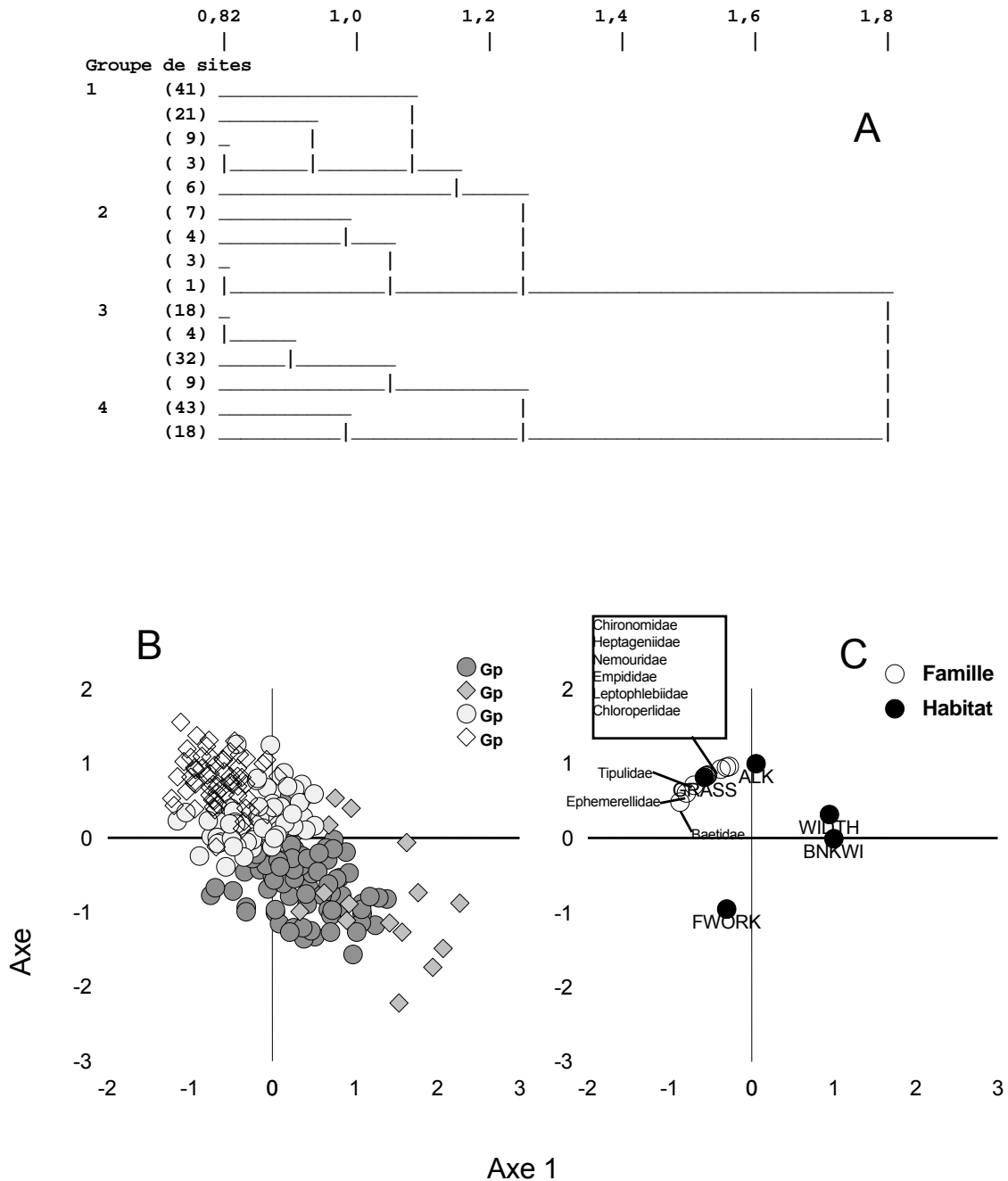


Figure 2.2 Classification (dendrogramme A) et ordination (B et C) au niveau de la famille des organismes de 219 sites de référence du bassin du Fraser. Quinze groupements de sites sont présentés dans le dendrogramme (le nombre de sites dans chaque groupement est indiqué entre parenthèses). Les diagrammes d'ordination illustrent les sites de façon individuelle, associés aux quatre groupes fauniques (B) et les vecteurs des variables liées aux familles et aux habitats correspondant à l'ordination des sites. Voir le tableau 2.1 pour les abréviations de sites.

**Tableau 2.4** Richesse, abondance totale, et abondance et distribution des familles communes (présentes dans >50 % des sites) à l'intérieur de quatre groupes de sites de référence formés par l'analyse de groupement de 74 familles du bassin du Fraser.

	Groupe (nombre de sites)							
	1 (80)		2 (15)		3 (63)		4 (61)	
	N <sup>bre</sup> moy./3 min d'échant. (écart type)	Présence dans les sites (%)	N <sup>bre</sup> moy./3 min d'échant. (écart type)	Présence dans les sites (%)	N <sup>bre</sup> moy./3 min d'échant. (écart type)	Présence dans les sites (%)	N <sup>bre</sup> moy./3 min d'échant. (écart type)	Présence dans les sites (%)
N <sup>bre</sup> de familles	15,4 (4,7)		12,1 (5,3)		16,5 (3,2)		16,5 (3,9)	
N <sup>bre</sup> d'individus	1014 (876)		319 (317)		5074 (3424)		15521 (7827)	
Chironomidae	93 (90)	97,5	156 (235)	100,0	835 (506)	100,0	4888 (3625)	100,0
Tipulidae	6 (10)	60,0	2 (6)	46,7	37 (51)	68,3	99 (164)	52,5
Empididae	4 (7)	47,5	3 (5)	53,3	30 (40)	65,1	78 (109)	54,1
Elmidae	7 (24)	18,8	1 (3)	13,3	82 (222)	28,6	469 (776)	63,9
Hydropsychidae	7 (14)	50,0	3 (10)	33,3	116 (309)	52,4	214 (401)	47,5
Rhyacophilidae	13 (34)	65,0	0 (1)	26,7	51 (65)	68,3	55 (115)	32,8
Baetidae	148 (179)	93,8	8 (14)	60,0	872 (950)	88,9	2534 (2581)	95,1
Heptageniidae	203 (222)	96,8	12 (18)	73,3	718 (838)	98,4	2406 (2476)	95,1
Ephemerellidae	85 (106)	93,8	10 (15)	60,0	595 (997)	90,5	939 (1591)	88,5
Ameletidae	12 (35)	46,3	3 (5)	66,7	17 (49)	31,7	36 (80)	31,1
Chloroperlidae	43 (58)	87,5	6 (15)	53,3	112 (173)	84,1	201 (243)	73,8
Perlodidae	21 (28)	83,8	5 (7)	40,0	40 (68)	65,1	124 (174)	62,3
Nemouridae	41 (80)	77,5	13 (28)	60,0	289 (447)	73,0	685 (845)	85,2
Taeniopterygidae	219 (549)	76,3	2 (3)	40,0	108 (244)	42,9	190 (793)	34,4
Capniidae	22 (41)	63,8	61 (79)	66,7	296 (1066)	71,4	424 (648)	70,5

La distribution spatiale des sites à l'intérieur de ces quatre groupes a révélé certains patrons géographiques à grande échelle (figure 2.3). Les sites du groupe 1 étaient principalement situés dans les cours d'eau du sud-ouest (p. ex., Pitt, Lillooet et Chehalis) ou encore étaient tributaires du cours supérieur du Fraser (p. ex., Torpy). Les sites du groupe 2 avaient tendance à être associés à des cours d'eau plus importants (p. ex., cours principal du Fraser, Thompson), mais parfois aussi à des eaux d'amont (p. ex., les sous-bassins des rivières Chilko et Herrick et du cours supérieur du Fraser). Les sites du groupe 3 étaient plus largement distribués. Des 21 sous-bassins comprenant des sites de référence, quatre seulement n'incluaient aucun site du groupe 3. De nombreux sites du groupe 4 se trouvaient dans la portion nord-ouest du bassin du Fraser (p. ex., West Road, Chelaslie, Euchiniko, et Chilcotin).

**Tableau 2.5** Caractéristiques sélectionnées de l'habitat (moyenne [écart type]) pour 219 sites de référence du fleuve Fraser, divisés en quatre groupes par l'analyse de groupement de 74 familles, et relation entre l'habitat et les matrices d'assemblage d'invertébrés à l'intérieur des 219 sites de référence identifiés par une corrélation des axes principaux. La force de la relation est indiquée par la valeur  $r$  (voir le tableau 2.1 pour les abréviations de variables).

Variable	Groupe				$r$
	1	2	3	4	
TKN (mg·L <sup>-1</sup> )	0,05 (0,04)	0,07 (0,04)	0,13 (0,14)	0,23 (0,17)	0,515
GRASS (% de sites présentant des herbes)	15	7	48	69	0,506
ALK (mg·L <sup>-1</sup> )	29,1 (27,3)	45,6 (30,4)	43,2 (31,1)	62,3 (37,8)	0,413
WIDTH (m)	23 (25)	77 (77)	12 (14)	15 (31)	0,409
FWORK (voir le tableau 2.1)	6,7 (1,3)	5,5 (1,4)	6,1 (1,5)	5,1 (1,9)	0,350
BNKWI (m)	61,1 (60)	126 (108)	27 (25)	30 (60)	0,350
MXVEL (m·s <sup>-1</sup> )	0,73 (0,25)	0,51 (0,31)	0,60 (0,23)	0,54 (0,28)	0,325
MNVEL (m·s <sup>-1</sup> )	0,52 (0,18)	0,36 (0,25)	0,41 (0,17)	0,38 (0,18)	0,315
MNDEP (cm)	32 (13)	30 (18)	24 (14)	21 (12)	0,314
TP (mg·L <sup>-1</sup> )	0,012 (0,013)	0,011 (0,009)	0,020 (0,030)	0,032 (0,037)	0,301
ALT (m asl)	2581 (1543)	3165 (1600)	3612 (1219)	3 607 (1160)	0,265
SORD	2,8 (1,1)	3,9 (2,0)	2,6 (1,3)	2,9 (1,7)	0,192

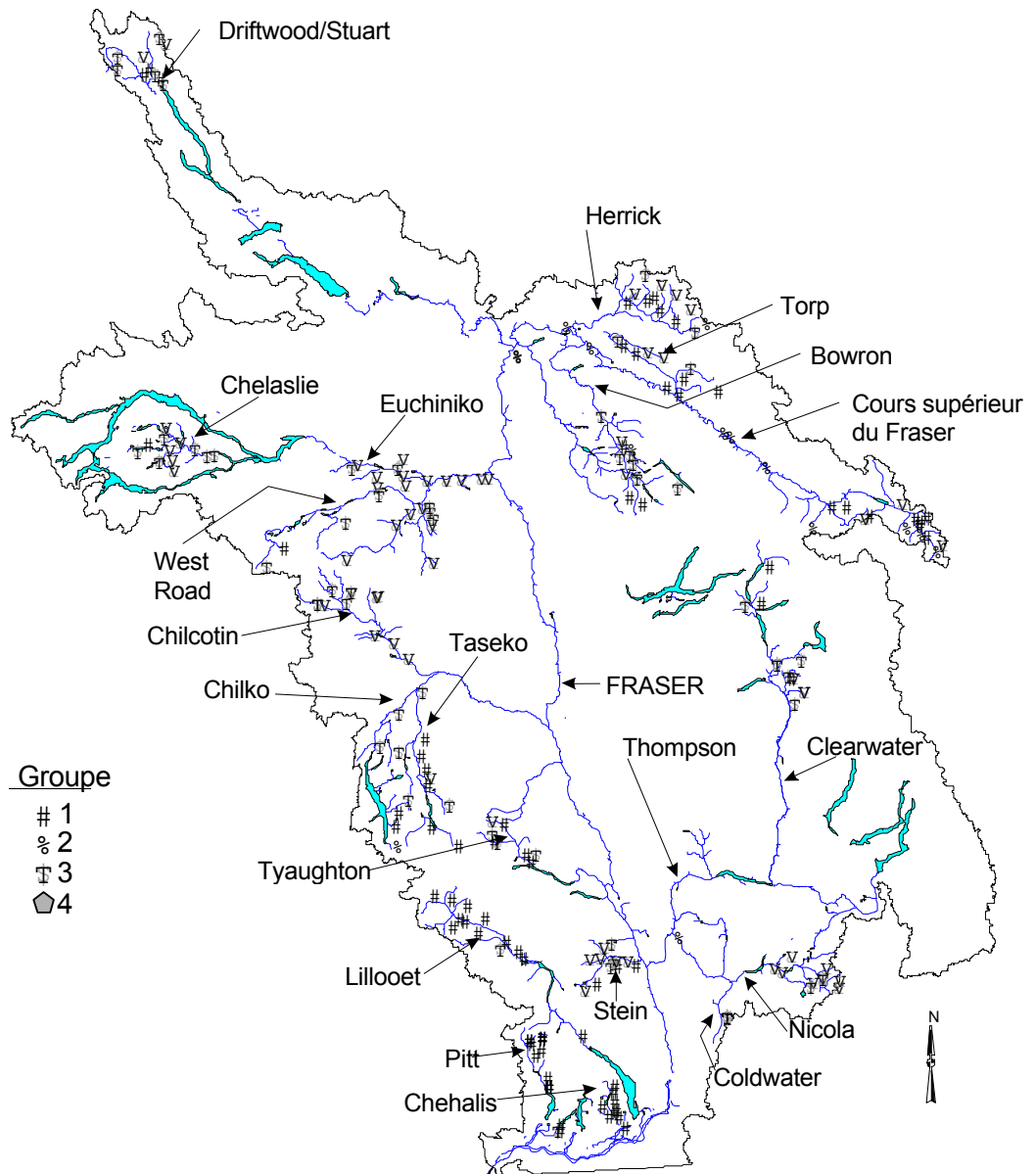


Figure 2.3 Distribution géographique de quatre groupes de sites, formés à partir d'une analyse de groupement de données sur les assemblages d'invertébrés benthiques au niveau de la famille, provenant de 219 sites de référence du bassin du Fraser.

Néanmoins, la plupart des sites de la rivière Nicola, situés dans le sud-est du bassin du Fraser, faisaient aussi partie du groupe 4. Il est important de remarquer que certains sous-bassins comprenaient des sites très rapprochés appartenant aux quatre groupes (p. ex., Bowron, Herrick) et que 12 sous-bassins renfermaient des sites appartenant à trois groupes fauniques ou plus.

### **2.3.3 Prédiction de la classification des groupes de sites**

Des 29 variables considérées pertinentes pour la prédiction (tableau 2.1), la présence d'herbes en zone riveraine a montré la plus forte corrélation avec le patron observé dans les assemblages d'invertébrés ( $r = 0,506$ ; tableau 2.5). Les autres variables environnementales fortement corrélées avec les axes d'ordination des assemblages d'invertébrés étaient l'alcalinité, la largeur du cours d'eau (largeur mouillée et largeur à pleins bords), la classe dominante de substrat et les vitesses maximales et moyenne du courant. Les variables indiquant une faible relation avec les axes d'ordination de la faune d'invertébrés étaient la présence de conifères en zone riveraine, la pente, le comblement interstitiel et la présence d'arbustes.

L'AD pas à pas a sélectionné huit variables (écorégion, latitude, présence d'herbes, largeur du cours d'eau, profondeur maximale, alcalinité, conductivité et classe dominante de substrat). Par resubstitution, ces variables ont prédestiné 59 % des sites au bon groupe (tableau 2.6). L'utilisation des 29 variables en resubstitution a correctement prédit la classification de 67 % des sites, en comparaison à seulement 53 % en validation croisée. D'autres modèles basés sur le modèle pas à pas ajouté de quelques variables ont été examinés en fonction de leur corrélation avec l'ordination fondée sur la famille tirée de la corrélation des axes principaux (tableau 2.5). Ces autres modèles ont montré quelques légères améliorations par rapport au modèle pas à pas utilisé en resubstitution (tableau

2.6). Le modèle final choisi utilisait les variables sélectionnées par l'AD, plus la longitude. Il performait de façon similaire au modèle pas à pas utilisé en validation croisée (56 % dans les deux cas), mais était meilleur en resubstitution (62 %).

La performance de ce modèle optimal pour tous les sites, tant en resubstitution qu'en validation croisée, est résumée dans le tableau 2.7. La tâche la plus difficile pour le modèle a été de différencier les groupes 3 et 4 des groupes 1 et 3. Il existe une certaine similarité biologique entre les groupes 3 et 4 et entre les groupes 1 et 3, car ils se superposent dans l'espace d'ordination (figure 2.2B), ce qui donne à penser que les types d'assemblage présentent une distribution plutôt continue que discrète.



**Tableau 2.6** Performance de la resubstitution (Resub.) et de la validation croisée (Valcr.) de divers modèles discriminants dans la prédiction de la classification des sites de référence à l'aide des variables sélectionnées par une AD pas à pas, par une corrélation des axes principaux et par itération. Le modèle final est indiqué en caractères gras (voir le tableau 2.1 pour les abréviations de variables).

Variables issues du modèle discriminant		Sites correctement classés				% d'exactitude	
Nombre de variables	Variables prises en considération	Groupe				Resub.	Valcr.
		1	2	3	4		
8	ECOR LAT GRASS WIDTH MXDEP ALK COND FWORK <sup>1</sup>	49	7	30	36	59	56
29	ALL	47	9	25	35	67	53
9	ECOR LAT GRASS WIDTH MXDEP ALK COND FWORK EMBED	48	7	29	36	61	55
9	ECOR LAT GRASS WIDTH MXDEP ALK COND FWORK ALT	47	7	28	37	64	54
<b>9</b>	<b>ECOR LAT GRASS WIDTH MXDEP ALK COND FWORK LON</b>	<b>48</b>	<b>8</b>	<b>29</b>	<b>37</b>	<b>62</b>	<b>56</b>
8	ECOR LAT GRASS WIDTH MXDEP ALK COND LON	47	7	26	3	60	53

<sup>1</sup> Modèle pas à pas.

**Tableau 2.7** Sommaire de la performance d'un modèle discriminant utilisant neuf variables dans la prédiction de la classification de 219 sites de référence dans quatre groupes formés par une analyse de groupement de données basées sur la famille. Le nombre de sites correctement prédestinés (caractères gras) ainsi que le pourcentage total des groupes dont la classification a correctement été prédite sont indiqués pour chaque groupe.

Matrice de classification par resubstitution

Du groupe	Au groupe				% exactitude
	1	2	3	4	
1	<b>51</b>	8	17	4	54
2	3	<b>9</b>	2	1	60
3	8	2	<b>34</b>	19	54
4	2	1	17	<b>41</b>	67
Total	64	20	70	65	62

Matrice de classification par validation croisée

Du groupe	Au groupe				% exactitude
	1	2	3	4	
1	<b>48</b>	8	20	4	60
2	4	<b>8</b>	2	1	53
3	9	2	<b>29</b>	23	46
4	3	2	19	<b>37</b>	61
Total	64	20	70	65	56

## **2.3.4 Variation temporelle**

### **2.3.4.1 Variation annuelle**

Des trois sites échantillonnés au cours des trois années de l'étude, deux (CHI1 et PIT8) faisaient partie du même groupe faunique chaque année d'échantillonnage, alors que le troisième (CLR6) faisait partie d'un groupe différent chaque année (tableau 2.8; voir le tableau 1.3 pour les abréviations de sites). Des 11 sites échantillonnés sur deux ans, tous sauf un (CHI9) ont été assignés au même groupe pour les deux années d'échantillonnage. Ce résultat révèle une grande stabilité des assemblages d'invertébrés pour cette période de trois ans.

Les effets de la variation annuelle sur la performance du modèle ont été montrés par une comparaison de l'exactitude des prédictions pour les sites échantillonnés sur plusieurs années avec la performance globale du modèle. Vingt des 31 sites échantillonnés sur plusieurs années (64,5 %) ont été prédestinés au bon groupe (tableau 2.8). La performance globale du modèle a fourni un résultat semblable en prédestinant correctement 62 % des sites (tableau 2.6). Par conséquent, les effets de la variation annuelle n'étaient pas plus importants que les effets causés par d'autres sources de variabilité.

### **2.3.4.2 Variation saisonnière**

Les cours d'eau intérieurs ont été classés dans les groupes 3 et 4; les sites associés aux cours d'eau plus importants, dans le groupe 2; les cours d'eau côtiers, dans le groupe 1. Les échantillons d'hiver, de printemps et d'été provenant des sites échantillonnés de façon saisonnière ont été classés par le modèle prédictif dans le même groupe que l'échantillon d'automne (tableau 2.9). Ce résultat a démontré que la variation saisonnière des variables prédictives n'affectait pas les résultats quant à la prédiction des

groupes fauniques. Nous avons donc conclu que les modèles prédictifs étaient robustes en ce qui concerne la variation saisonnière.

**Tableau 2.8** Sommaire des sites échantillonnés sur plusieurs années montrant leur appartenance à un groupe ainsi que le groupe qui leur était prédestiné (entre parenthèses), selon le modèle discriminant optimal. CHI = Chilcotin, CLR = Clearwater, PIT = Pitt, CLD = Coldwater, FRA = cours principal du Fraser.

Site	1994	1995	1996
CHI1	3 (4)	3 (4)	3 (4)
CLR6	4 (4)	3 (1)	1 (1)
PIT8	1 (1)	1 (1)	1 (1)
CHI8		4 (4)	4 (4)
CHI9		4 (3)	3 (4)
CLD1		3 (3)	3 (3)
CLD2		3 (3)	3 (4)
CLD3		3 (4)	3 (3)
CLR4	3 (1)		3 (1)
CLR7	4 (4)	4 (4)	
FRA11	2 (2)		2 (2)
PIT1	1 (1)		1 (1)
PIT2	1 (1)		1 (1)
PIT4	1 (3)	1 (1)	

**Tableau 2.9** Sommaire de l'évaluation d'échantillons saisonniers provenant de sites de référence (réf.) et de sites perturbés (év.) relativement à l'échantillonnage automnal. Bande 1 – équivalent à la référence; bande 2 – potentiellement différent; bande 3 – différent; bande 4 – très différent. Les groupes fauniques (gr.) auxquels les sites étaient prédestinés sont indiqués entre parenthèses. AE = aucun échantillon.

	Automne Bande (gr.)		Printemps 1995 Bande (gr.)		Été 1995 Bande (gr.)		Hiver 1995 Bande (gr.)		Printemps 1996 Bande (gr.)		Concordance avec la prédiction faite à l'automne (%)	Concordance avec l'évaluation faite à l'automne (%)
Glimpse (réf.)	2	(4)	3	(4)	2	(4)	2	(4)	2	(4)	100	75
Beak (réf.)	2	(3)	1	(3)	1	(3)	AE		1	(3)	100	0
Spring (réf.)	1	(1)	2	(1)	3	(1)	2	(1)	2	(1)	100	0
Mayfly (réf.)	1	(1)	1	(1)	3	(1)	2	(1)	1	(1)	100	50
Alouette N. (réf.)	1	(1)	1	(1)	1	(1)	1	(1)	1	(1)	100	100
Thompson (réf.)	1	(2)	2	(2)	1	(2)	1	(2)	2	(2)	100	50
Mellin (év.)	2	(4)	4	(4)	2	(4)	4	(4)	2	(4)	100	50
Fraser (év.)	1	(2)	2	(2)	1	(2)	1	(2)	1	(2)	100	75

Les analyses de la classification des sites évalués de façon saisonnière dans les quatre bandes de qualité, basées sur l'emplacement des sites saisonniers dans l'espace d'ordination, sont aussi résumées dans le tableau 2.9. Un seul des huit sites saisonniers correspondait à 100 % avec l'analyse faite à partir d'un échantillon d'automne (tableau 2.9, dernière colonne). Il n'a pas été possible de déterminer si l'analyse des variables du site perturbé du ruisseau Mellin (tableau 2.9), évalué comme *potentiellement différent* des références (bande 2) d'après les échantillons d'automne, d'été et de printemps 1996 et comme *très différent* (bande 4) d'après les échantillons du printemps et de l'hiver 1995, illustre des différences saisonnières ou un stress et un rétablissement intermittents. Le Fraser, l'autre site potentiellement perturbé, correspondait à 75 % avec l'analyse.

Les évaluations des six sites de référence en lien avec l'évaluation d'automne étaient moins équivoques. L'évaluation de ces sites de référence devrait toujours être la même que pour l'échantillonnage d'automne, la plupart du temps équivalent à la référence (bande 1). L'évaluation différente d'un site échantillonné à une autre saison que l'automne pourrait donc être due à la variation saisonnière. Seul le site de la rivière Alouette Nord a été évalué comme équivalent à la référence (bande 1), et ce, quelle que soit la saison d'échantillonnage. Les cinq autres sites ont présenté des résultats différents : 1) Glimpse (automne = bande 2), dans la bande 3 au printemps 1995; 2) Beak (automne = bande 2), dans la bande 1 aux printemps 1995 et 1996 et à l'été 1995; 3) Spring (automne = bande 1), dans la bande 2 au printemps 1995 et 1996 et à l'hiver 1995 et dans la bande 3 à l'été 1995; 4) Mayfly (automne = bande 1), dans la bande 3 à l'été et dans la bande 2 à l'hiver 1995; 5) Thompson (automne = bande 1), dans la bande 2 aux printemps 1995 et 1996. Quelles sont les chances que ces attributions incorrectes soient le résultat d'une variation normale? La distribution attendue de ces sites était de 90 % à l'intérieur de la bande 1; de 1,9 %, à l'intérieur de la bande 2; et de 0,9 %, à l'intérieur de la bande 3. La distribution réelle était de 48 % (11/23 des sites saisonniers) à l'intérieur de la bande 1; de

39 % (9/23), à l'intérieur de la bande 2; de 13 % (3/23), à l'intérieur de la bande 3. Ce résultat indiquait que la variation saisonnière affectait l'évaluation de la qualité des sites. Nous nous serions attendus à ce que 10 % des sites soient évalués comme différents de la référence, mais les résultats étaient beaucoup plus élevés en réalité. Par conséquent, nous recommandons que l'échantillonnage soit limité à l'automne, à moins que des modèles saisonniers distincts soient créés.

### **2.3.5 Analyse des sites évalués**

Chacun des 21 sites évalués (tableau 2.10) a été associé à un groupe de référence à l'aide des modèles prédictifs et analysé par rapport au groupe approprié de sites de référence. Il n'y avait pas *a priori* de façon de savoir si les sites évalués étaient perturbés ou non, mais chacun d'entre eux semblait perturbé avant l'échantillonnage (tableau 2.10).

#### **2.3.5.1 Agriculture**

Huit des sites évalués étaient exposés à un certain degré de stress dû aux activités agricoles (tableau 2.10). Le site de la rivière Nicola (NIC5) a été évalué comme équivalent aux références (bande 1, figure 2.4 – groupe 4). Des quatre sites de la rivière Salmon (SAL1 à 4), le plus visuellement perturbé était le site SAL4, évalué comme équivalent à la bande 2 (figure 2.4 – groupe 4). Les sites SAL1 à 3 ont été évalués comme équivalents aux références (bande 1). Le nombre d'individus du site SAL4 était considérablement plus élevé que dans les sites de référence du groupe 4 (tableau 2.10; voir aussi le tableau 2.4), indiquant un enrichissement dû à un enclos pour chevaux immédiatement en amont du site. L'abondance de plusieurs familles était aussi différente dans le site SAL4 de celle dans les sites du groupe 4. L'un des sites de la rivière Deadman (DEA1) a été évalué comme équivalent aux références, alors que les deux autres (DEA2 et DEA3) ont été évalués comme potentiellement différents (tableau 2.10). (N'oublions pas que l'évaluation était basée sur la **pire éventualité** [voir la section 2.2.8], ce qui n'est peut-être pas illustré



dans la figure 2.4.) Les sites DEA2 et DEA3 présentaient des abondances globales inférieures aux sites de référence du groupe 4, particulièrement chez les Chironomidae, les Baetidae et les Ephemerellidae (tableau 2.10 cf. tableau 2.4). En somme, cinq des huit sites exposés à des activités agricoles n'ont démontré aucun indice d'impact sur les assemblages d'invertébrés, et trois ont révélé des indices de stress possible. Le site SAL4 paraissait le plus perturbé; il était situé à proximité d'un enclos pour chevaux et ne présentait aucune végétation en zone riveraine.

**Tableau 2.10** Analyse de 21 sites d'évaluation exposés à une perturbation potentielle due aux activités agricoles, minières et forestières. Les sites ont été évalués selon leur appartenance à l'une des quatre bandes de qualité en fonction des références. Bande 1 – équivalent, bande 2 – potentiellement différent, bande 3 – différent, bande 4 – très différent. DEA = Deadman, NIC = Nicola, SAL = Salmon, GUI = Guichon, WIL = Willow, BOW = Bowron, TOR = Torpy, TYA = Tyaughton (trib = tributaire), EPT = Éphéméroptères, plécoptères, et trichoptères.

SITE	DEA1	DEA2	DEA3	NIC5	SAL1	SAL2	SAL3	SAL4	GUI1	GUI3	WIL2	WIL3
Sous-bassin	Cours inférieur du Thompson	Cours inférieur de la Thompson	Cours inférieur de la Thompson	Nicola	Thompson Sud	Thompson Sud	Thompson Sud	Thompson Sud	Nicola	Cours inférieur de la Thompson	Willow	Willow
Cours d'eau	Rivière Deadman	Rivière Deadman	Rivière Deadman	Ruisseau Mellin	Rivière Salmon	Rivière Salmon	Rivière Salmon	Rivière Salmon	Bassin à résidu, fossé de ruissellement	Ruisseau Jim Black	Rivière Willow	Rivière Willow
Nature de la perturbation	Agricole	Agricole	Agricole	Agricole	Agricole	Agricole	Agricole	Agricole	Minière	Minière	Minière	Minière
Description du site	Terres agricoles et pâturages en enclos	Terres agricoles et pâturages en enclos	Aucun indice de perturbation locale	Grand pâturage, instabilité des berges, abreuvement récent du bétail	Grand pâturage	Aucun pâturage, zone riveraine étendue	Enclos, instabilité des berges et restauration	Pâturage pour chevaux en enclos	Grand-digue à stériles en amont, aucune végétation riveraine, canalisation et pon-eaux	Incrustation importante du substrat, végétation riveraine bien développée	Aucun indice visible de dommages, 16 km en aval du lac Jack of Clubs	Aucun indice visible de dommages, 3 km en aval du lac Jack of Clubs.
Classé dans le groupe	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3	3
Bande	1	2	2	1	1	1	1	2	4	4	4	2
N <sup>bre</sup> de familles	16	16	16	17	20	10	15	14	13	18	18	15
Individus (n <sup>bre</sup> /échantillon au troubleau)	26800	7133	10700	23600	33300	26100	13425	47400	2344	1393	1171	5400
Chironomidae	2200	1333	600	11700	16500	3750	5100	8100	156	93	71	100
Elmidae	3700	1733	2150	0	2550	1800	2775	10500	11	0	0	0
Baetidae	5300	1100	1000	1100	1800	5850	675	300	378	750	294	1950
Ephemere-rellidae	6700	333	750	200	150	6600	2475	18300	0	0	94	75
Heptageniidae	2200	867	2700	3700	2250	1650	300	900	0	0	265	22175
Rhyacophiliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	12	0
Nemouridae	2500	0	0	700	1050	0	0	0	11	79	41	375

Tableau 2.10 (suite)

Site	BOW13	BOW14	TOR10	TOR11	TYA1	TYA2	TYA5	WIL1	WIL4
Sous-bassin	Bowron	Bowron	Cours supérieur du Fraser	Cours supérieur du Fraser	Bridge	Bridge	Bridge	Willow	Willow
Cours d'eau	Ruisseau Antler (trib.)	Ruisseau Haggen	Rivière Torpy	Ruisseau Don	Ruisseau East Liza	Ruisseau Mud (trib)	Ruisseau Tyaughton	Ruisseau Stephanie	Ruisseau Rond (trib)
Nature de la perturbation	Forestière	Forestière	Forestière	Forestière	Forestière	Forestière	Forestière	Forestière	Forestière
Description du site	Abattage jusqu'aux berges, aucune végétation riveraine	Ancienne coupe jusqu'aux berges et recrois-sance naturelle	Coupe extensive dans la vallée, zone riveraine de 30 m	Bande tampon de 10 m sur berges d'une rive, aucune sur berges de l'autre rive; berges stabilisées avec de vieilles billes	Ancienne coupe et recrois-sance, végétation riveraine étendue	Zone de d'abattage récent, végétation riveraine étendue, mais ponceaux en aval du site	Abattage il y a 5 ans jusqu'aux berges d'une rive, berges de l'autre rive intouchées	Sévère coupe à blanc aux alentours, mais végétation riveraine bien développée	Zone d'abattage récent, zone riveraine de 20 m sur les berges des deux rives
Classé dans le groupe	3	3	4	4	4	4	4	3	4
Bande	4	2	2	2	1	2	2	1	3
N <sup>bre</sup> de familles	16	16	19	14	14	13	19	23	17
Individus (n <sup>bre</sup> /échantillon)	893	5900	2525	1809	9350	2383	2100	1854	10600
Chironomidae	247	1000	550	45	3450	233	489	436	4150
Elmidae	0	0	0	0	0	0	0	0	200
Baetidae	60	2550	25	655	1250	33	33	536	3400
Epheme-rellidae	93	150	938	373	500	200	367	9	500
Heptageniidae	187	425	413	327	1400	650	511	136	350
Rhyacophilidae	47	50	13	46	0	67	44	9	350
Nemouridae	33	475	63	91	700	150	178	173	400

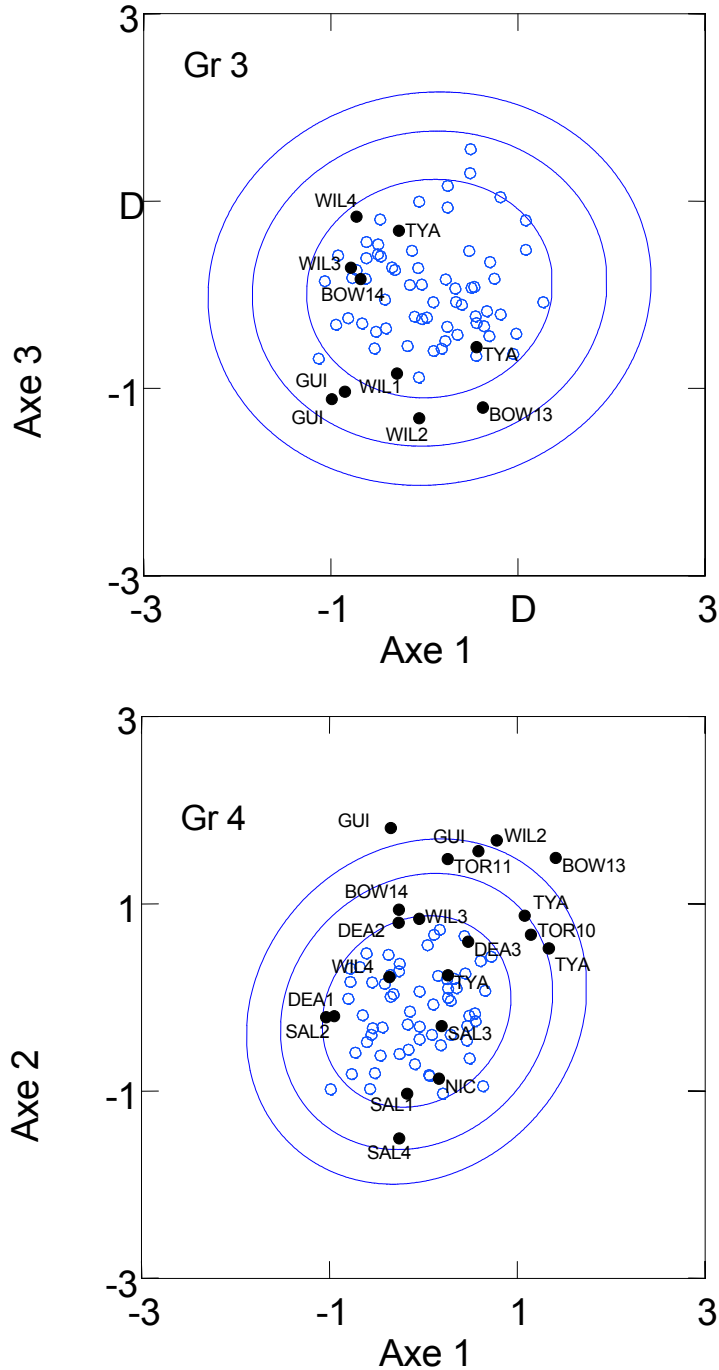


Figure 2.4 Ordination de sites évalués (cercles) et de sites de référence (cercles) pour des axes d'ordination sélectionnés (voir le tableau 2.10 pour les abréviations de sites). Seuls deux axes d'ordination pour les groupes (Gr) 3 et 4 sont illustrés. Le calcul des ellipses de probabilité a été effectué aux niveaux de probabilité de 90, 99 et 99,9 %, uniquement autour des sites de référence.

### 2.3.5.2 Extraction minière

Quatre sites échantillonnés se trouvaient dans des endroits exposés à des activités minières. Deux sites étaient situés sur la rivière Willow, à 3 km (WIL3) et à 16 km (WIL 2) en aval du lac Jack of Clubs. Le lac Jack of Clubs a reçu des résidus miniers provenant d'une ancienne exploitation aurifère dans la région de Barkerville (Mudroch *et al.*, 1993). L'exposition potentielle au lixiviat des résidus miniers font de ces emplacements d'intéressants sites à évaluer. Les deux sites de la rivière Willow avaient plus de chances d'appartenir au groupe 3, mais pouvaient aussi faire partie du groupe 4 (WIL2,  $P = 0,378$  et WIL3,  $P = 0,388$ ). Par conséquent, les deux sites ont été comparés aux groupes 3 et 4.

Le site WIL3, plus près des dépôts de résidus du lac Jack of Clubs, a été évalué comme potentiellement différent des sites de référence lorsqu'il était comparé au groupe 4 (non illustré dans la figure 2.4) et comme équivalent aux sites de référence lorsqu'il était comparé au groupe 3 (figure 2.4). Le site WIL2 a été classé dans la bande 4 quand il était comparé aux sites de référence du groupe 4 et dans la bande 2 quand il était comparé aux sites de référence du groupe 3 (figure 2.4). L'abondance globale et l'abondance de Chironomidae étaient nettement moins élevées dans le site WIL2 que dans les sites du groupe 4 (tableau 2.10 cf. tableau 2.4).

Les sites du ruisseau Guichon (GUI1 et GUI3) étaient situés à proximité de South Forge Mountain. Le site GUI1 était une voie de ruissellement des résidus, en aval de l'ancien lac Bose, qui recevait l'eau de ruissellement d'une large digue à stériles. Le site GUI3 était à environ 6 km en aval d'une autre importante digue à stériles, près du lac Jim Black. La végétation riveraine était bien développée, mais le lit du cours d'eau était très incrusté. Les sites du ruisseau Guichon avaient plus de chances d'appartenir au groupe 4

(tableau 2.10), mais avaient aussi beaucoup de chances d'appartenir au groupe 3 (figure 2.4).

Les deux sites du ruisseau Guichon ont été évalués comme appartenant à la bande 4 dans le groupe 4 (tableau 2.10). Les abondances globales étaient clairement plus basses que pour les sites de référence du groupe 4, et aucun Ephemeroptera ou Heptageniidae n'a été prélevé dans les deux sites du ruisseau Guichon (tableau 2.10; voir aussi le tableau 2.4).

En conclusion, les quatre sites exposés à des activités minières ont tous démontré une perturbation biologique, grave pour trois des sites. Les indices visuels tels que l'incrustation minérale et la canalisation étendue suggéraient une perturbation grave dans les deux sites du ruisseau Guichon, mais les deux sites de la rivière Willow semblaient non perturbés.

### **2.3.5.3 Exploitation forestière**

Neuf sites ont été échantillonnés dans des zones qui faisaient ou qui font l'objet d'une exploitation forestière. Deux sites ont été évalués comme équivalents aux sites de référence (bande 1); cinq sites, comme potentiellement différents (bande 2); un site, comme différent (bande 3); un site, comme très différent (bande 4) (tableau 2.10). Il existait une faible corrélation entre l'évaluation visuelle des conditions d'un site et les conditions de l'assemblage d'invertébrés. Le site le plus visuellement modifié était le site WIL1. Le bassin entier avait été défriché, à l'exception d'une zone tampon de 3 à 5 m présentant une végétation riveraine bien développée. Malgré cela, ce site a été associé à la bande 1 (tableau 2.10, figure 2.4 – groupe 3). Le site WIL1 présentait un grand nombre de familles ainsi qu'une forte abondance de Chironomidae, de Baetidae et d'Heptageniidae, ce qui est caractéristique des sites de référence du groupe 3 (tableau 2.10; voir le tableau 2.4). Par ailleurs, le site BOW13, qui avait fait l'objet de coupes jusqu'aux berges, a été associé à la

bande 4 (tableau 2.10). Ce site présentait une abondance globale considérablement réduite et une abondance tout autant réduite de trois familles d'éphéméroptères. Le site BOW14 présentait des signes d'anciennes coupes ainsi qu'une recroissance de la végétation, mais a été évalué comme appartenant à la bande 2. En comparaison aux sites de référence du groupe 3, l'abondance globale de ce site était similaire, alors que son abondance en Baetidae était supérieure. En somme, les sites classés à l'intérieur des bandes 1 et 2 soit présentaient une zone riveraine bien développée au sein d'une coupe étendue dans le bassin (WIL1, TYA2), soit témoignaient d'anciennes activités forestières et d'une recroissance de la végétation (TYA1, BOW14). Les perturbations biologiques plus graves (c.-à-d. classifications à l'intérieur dans les bandes 3 et 4) se sont produites dans des zones récemment touchées par l'exploitation forestière (WIL4) ou dans des zones où la végétation riveraine avait été enlevée.

## 2.4 Résumé

Cette étude a été conçue pour fournir un système d'évaluation de la qualité des écosystèmes aquatiques du bassin du fleuve Fraser (Colombie-Britannique) basé sur l'approche des conditions de référence (Reynoldson *et al.*, 1997b; Rosenberg *et al.*, 2000). Les objectifs visés par l'étude étaient : 1) de mettre au point une base de données de sites de référence représentant des assemblages d'invertébrés non perturbés; 2) d'élaborer un modèle prédictif capable d'identifier les types d'assemblages d'invertébrés attendus dans les cours d'eau lotiques du bassin du Fraser et fondé sur des caractéristiques de l'habitat faciles à mesurer; 3) d'évaluer les effets du niveau taxinomique et de la variabilité saisonnière sur la performance prédictive des modèles ainsi que sur leur capacité à évaluer les sites exposés à l'agriculture, à l'extraction minière et à l'exploitation forestière.

Nous avons créé une base de données de référence de 219 sites. Celle-ci contient de l'information propre à chaque site sur les invertébrés, identifiés jusqu'au niveau

taxinomique le plus bas possible (genre ou espèce) ainsi que de l'information sur 40 descripteurs de l'habitat. Les données sont stockées dans une base Microsoft Access à l'aide du logiciel BIRC (Pascoe et Reynoldson, 1998; voir la section 1) et sont accessibles par l'entremise de la Région du Pacifique et du Yukon d'Environnement Canada. On peut accéder à l'information concernant tous les sites ou une sélection de sites, à quatre niveaux taxinomiques (ordre, famille, genre et parfois espèce) avec la possibilité de sélectionner certains descripteurs de l'habitat.

Les modèles prédictifs ont été élaborés au niveau de la famille, du genre et de l'espèce à l'aide de descripteurs taxinomiques et métriques des assemblages (Reynoldson *et al.*, en attente de publication). Seules les données basées sur la famille sont présentées dans ce rapport. Nous recommandons l'utilisation du modèle taxinomique fondé sur la famille pour les applications générales dans le bassin du Fraser parce qu'il performe généralement mieux que d'autres modèles (Reynoldson *et al.*, en attente de publication). Il possède entre autres une plus grande capacité que les autres modèles à déceler les différences par rapport aux conditions de référence, il peut être utilisé par des chercheurs moins formés et moins spécialisés sur le plan taxinomique que ceux à qui on ferait appel pour les modèles fondés sur des niveaux taxinomiques inférieurs, et il exige moins de calculs que les modèles métriques. L'utilisation du modèle basé sur la famille devrait être limitée à un échantillonnage automnal dans le bassin du Fraser.

L'examen de 21 sites exposés aux stress dus l'agriculture, à l'extraction minière et à l'exploitation forestière a révélé que le modèle prédictif fondé sur la famille et que les évaluations dans les cours d'eau étaient en mesure à la fois de distinguer les sites biologiquement perturbés des sites non perturbés, et d'évaluer le degré de perturbation de l'assemblage d'invertébrés. Nous n'avons observé aucune relation constante entre l'apparente perturbation physique d'un habitat et la réponse de l'assemblage d'invertébrés



présent dans les cours d'eau. Une mesure biologiquement valide est donc d'une importance capitale pour l'évaluation objective des conditions d'un cours d'eau.

En conclusion, la classification des sites de référence du bassin du Fraser devrait constituer un outil précieux pouvant être largement appliqué en évaluation environnementale. Le logiciel permettant l'utilisation du modèle basé sur la famille sera bientôt accessible aux utilisateurs. En réalité, toutefois, l'évaluation environnementale et la description adéquate des réponses face à la pollution constituent presque toujours un compromis entre les idéaux scientifiques et les limitations politiques, financières et logistiques (Warwick, 1993). Nous allons donc, dans la prochaine section, exposer des résultats utilisables dans des approches de surveillance de recharge.

### **3. MACROINVERTÉBRÉS PRÉLEVÉS DANS DES SITES DE RÉFÉRENCE DU BASSIN DU FRASER : CARACTÉRISTIQUES DE L'HABITAT, DES STRUCTURES ET DES FONCTIONS DES SOUS-BASSINS, ET PARAMÈTRES APPLICABLES À LA BIOEVALUATION**

#### **3.1 Introduction**

Les macroinvertébrés benthiques sont à la base de la plupart des programmes de biosurveillance présentement utilisés dans le monde, tant dans les pays développés (Rosenberg et Resh, 1993a) que dans les pays en développement (Resh, 1995), et les raisons motivant ce choix sont évidentes (Rosenberg et Resh, 1996). Grâce à ces programmes, une importante quantité de données écologiques ont été recueillies au sujet du biote dulcicole et de ses habitats. Toutefois, la majeure partie de cette information n'est pas utilisée, car elle ne fait pas partie du protocole analytique en place au moment où ces évaluations appliquées sont menées. Pourtant, les approches analytiques utilisées pour faire ces évaluations peuvent changer au fil du temps. Les données utiles pour une

approche peuvent ne pas s'appliquer à une autre, et les données inutiles pour une approche peuvent s'avérer utiles pour une approche ultérieure. Par exemple, au cours des trois dernières décennies, aux États-Unis, l'intérêt est passé avec le temps des études en grande partie qualitatives (p. ex., analyse de composantes fauniques) aux études quantitatives (p. ex., faisant intervenir des statistiques inférentielles), puis à un mélange de ces approches (p. ex., bioévaluation rapide) (Resh et Jackson, 1993). Le programme de biosurveillance pour le bassin du Fraser décrit dans ce rapport visait la mise au point d'un modèle multidimensionnel (Reynoldson *et al.*, 1995; voir la section 2). Toutefois, de grandes quantités de données biologiques et de données sur l'habitat ont été accumulées au fil du processus de la collecte de renseignements en vue d'élaborer ce modèle, et ces données pourraient être importantes dans l'élaboration et la sélection de nouvelles approches de surveillance.

Les approches de surveillance de la qualité des eaux sont devenues intimement liées à leurs pays d'origine et d'élaboration. (p. ex., le système Saprobien, en Allemagne [Cairns et Pratt, 1993], et le **River InVertebrate Prediction And Classification System** [RIVPACS], au Royaume-Uni [Wright, 1995]). Aux États-Unis, les protocoles de bioévaluation rapide élaborés au milieu des années 1980 (Plafkin *et al.*, 1989) sont davantage associés à la biosurveillance. Le modèle BEAST, appliqué au Canada au fleuve Fraser et précédemment aux Grands Lacs laurentiens (Reynoldson *et al.*, 1995), est de loin la seule approche associée à l'évaluation des eaux dulcicoles du Canada. Dans cette section du rapport, nous décrivons la façon dont l'approche de la bioévaluation rapide employée partout aux États-Unis (USEPA, 1998) pourrait aussi être appliquée dans le cadre de futurs programmes de surveillance de la qualité de l'eau du Fraser.

La bioévaluation rapide tente de fournir une évaluation intégrée d'une ressource aquatique en comparant les mesures liées à l'habitat (p. ex., la structure physique, le régime d'écoulement) et les mesures biologiques aux conditions de référence définies de

façon empirique (USEPA, 1998). Resh *et al.* (1995, 2000) ont observé que, dans presque toutes leurs permutations (voir l'annexe dans Resh et Jackson, 1993), les approches de bioévaluation rapide font appel à des techniques qui tentent d'évaluer les assemblages de macroinvertébrés benthiques moins coûteuses que ceux liés aux évaluations traditionnelles et plus rigoureuses sur le plan quantitatif. L'effort (et le coût) de l'analyse benthique est moins élevé pour la bioévaluation rapide grâce à quatre caractéristiques particulières. Premièrement, plutôt que de prélever plusieurs réplicats, on prélève un seul échantillon relativement gros, couvrant une zone plusieurs fois plus vaste que celle considérée dans les échantillonnages traditionnels quantitatifs. Deuxièmement, une méthode de sous-échantillonnage normalisée est employée (p. ex. les 100 à 300 premiers organismes triés au hasard), réduisant à la fois le nombre d'organismes traités et exigeant un effort relativement constant pour le traitement de tous les échantillons. Troisièmement, l'identification est souvent effectuée à l'échelle de la famille. Quatrièmement, les résultats des relevés peuvent être résumés de façon à être compris par des non-spécialistes, notamment les gestionnaires ou autres décideurs, et le public visé. Ces caractéristiques sont aussi propres au modèle BEAST décrit à la section 2.

Les protocoles de bioévaluation rapide aux États-Unis sont basés sur l'utilisation de méthodes multimétriques. Cette approche tente de fournir une analyse intégrée des communautés biologiques dans un site grâce au calcul de divers paramètres (ou mesures) correspondant à des aspects fonctionnels ou structurels de la communauté et grâce au rassemblement de ces données en un résultat unique. Le recours à ces méthodes est toutefois controversé, car l'information écologique potentiellement importante pourrait être perdue par le regroupement de certaines mesures individuelles en un indice (p. ex., Suter, 1993; Polls, 1994). De plus, certains paramètres sont trop variables pour que l'on puisse déceler les perturbations de façon constante (ou pourraient signaler une perturbation là où il n'y en a pas) et sont basés sur des critères subjectifs (Resh et Jackson, 1993; Hannaford

et Resh, 1995). Toutefois, les défenseurs de ces approches affirment que les méthodes multimétriques présentent l'avantage d'inclure des renseignements écologiques sur l'alimentation, la reproduction et la façon dont les organismes aquatiques utilisent leurs habitats (Fore *et al.*, 1996) dans des évaluations de la qualité de l'eau. Ils avancent aussi que les approches fondées sur la combinaison de plusieurs paramètres réduisent les faiblesses des paramètres individuels (p. ex., USEPA, 1998). Les sujets débattus ont souvent pour objet de comparer « des pommes et des oranges », et cette polémique semble loin d'être terminée.

Au cours de la dernière décennie, l'utilisation des méthodes multimétriques pour la surveillance biologique s'est largement répandue aux États-Unis. Aujourd'hui, 47 États sur 50 utilisent les macroinvertébrés benthiques comme « assemblages cibles » (l'Utah, le Nevada et le Dakota du Sud ne les utilisent pas, probablement à cause de l'alternance de l'écoulement de leurs cours d'eau praticables); 31 États utilisent aussi les poissons, et cinq utilisent le périphyton dans leurs bioévaluations (Barbour *et al.*, 1995; USEPA, 1998). Les programmes propres aux différents États américains sont la plupart du temps basés sur les modifications d'un programme national, élaborés et exécutés par l'Environmental Protection Agency des États-Unis (Plafkin *et al.*, 1989).

Dans cette section, nous exposerons des renseignements sur les assemblages de macroinvertébrés benthiques et les habitats riverains du bassin du Fraser pour atteindre trois objectifs : 1) résumer l'information zoogéographique et écologique sur les habitats et les assemblages de macroinvertébrés; 2) fournir d'autres formes de renseignements que les utilisateurs du modèle BEAST dans le bassin du Fraser pourraient aussi considérer dans l'interprétation de leurs résultats; 3) identifier les paramètres les plus appropriés pour l'étude des perturbations dans le bassin du Fraser si une approche d'évaluation rapide pour la surveillance est choisie ou si on envisage d'inclure certains paramètres dans des modèles multidimensionnels. Afin de remplir ce dernier objectif, nous avons étudié une

série de paramètres en nous posant deux questions : a) les paramètres détectent-ils la perturbation lorsque celle-ci est présente; b) les paramètres fournissent-ils de l'information erronée en signalant une perturbation là où il n'y en a pas (erreurs de type 1)?

### **3.2 En quoi l'approche multimétrique et l'approche multidimensionnelle diffèrent-elles?**

Les deux approches font appel à des méthodes similaires pour le prélèvement de macroinvertébrés benthiques. L'ensemble des variables environnementales utilisées pour les modèles prédictifs multidimensionnels ne sont généralement pas mesurées au moment où les prélèvements multimétriques sont effectués. Une évaluation de l'habitat est plutôt effectuée pour compléter l'information biologique recueillie dans le cadre d'une approche multimétrique (Plafkin *et al.*, 1989; Hannaford *et al.*, 1997). Les deux approches divergent une fois que les échantillons sont prélevés et triés et que les spécimens sont identifiés. Dans une analyse multimétrique, les sites sont groupés *a priori* en fonction de leurs caractéristiques géophysiques, et la classification finale est basée sur la composition taxinomique. Dans les approches multidimensionnelles, les sites sont divisés en groupes à l'aide de méthodes de groupement fondées sur la similarité de leur composition en espèces. Dans le cadre de ces approches, la sélection peut être basée sur les sites du groupe de référence auquel le site évalué a le plus de chances d'appartenir, et ce, à l'aide d'un modèle discriminant (p. ex., modèle BEAST). Par contre, la sélection peut être fondée sur l'information provenant de plusieurs groupes de référence en fonction des probabilités pondérées selon lesquelles le site évalué pourrait être inclus dans ces groupes (p. ex., le RIVPACS au Royaume-Uni et l'**AU**Stralian **RIV**er **A**ssessment **S**cheme [AusRivAS] en Australie). Enfin, l'analyse des sites évalués selon les méthodes multimétriques est basée sur la distribution des quartiles de paramètres supplémentaires, alors que, dans les méthodes multidimensionnelles, cette analyse peut être fondée sur une comparaison du site évalué avec les sites de référence dans un espace d'ordination des taxons au moyen

des ellipses de probabilité tracées autour des sites de référence (méthode BEAST) ou sur une comparaison des taxons observés dans le site évalué avec ceux attendus dans ce même site, basée sur des probabilités pondérées d'occurrence des taxons (RIVPACS, AusRivAS). Ces distinctions sont abordées en détail par Reynoldson *et al.* (1997b).

Reynoldson *et al.* (1997b) ont comparé deux modèles prédictifs multidimensionnels (les modèles BEAST et AusRivAS) et une méthode d'analyse multimétrique faisant appel à des données basées sur la famille pour 60 sites du bassin du Fraser. L'analyse multimétrique a été effectuée à partir de deux groupes de paramètres. D'abord, une liste fixe de paramètres modifiés d'après Plafkin *et al.* (1989) a été utilisée; elle incluait les calculs suivants : 1) le nombre d'individus; 2) le nombre de familles; 3) le pourcentage d'individus chez les EPT; 4) le pourcentage d'individus chez les Chironomidae; 5) le nombre d'individus chez les EPT/nombre d'individus chez les EPT et les Chironomidae; 6) le nombre d'Hydropsychidae/nombre d'individus chez les trichoptères; 7) le pourcentage d'abondance du taxon dominant; 8) l'indice biotique à l'échelle de la famille (Hilsenhoff, 1988). Une seconde analyse multimétrique basée sur les renseignements provenant de M.T. Barbour et de J. Gerritsen (Tetra Tech Inc., Owings Mills, Maryland) a été menée. Lors de cette analyse, le paramètre concernant le nombre d'individus a été supprimé, et le paramètre concernant le nombre d'individus chez les EPT/nombre d'individus chez les EPT et les Chironomidae a été remplacé par un paramètre prenant en considération le nombre d'individus chez les Baetidae/nombre d'individus chez les éphéméroptères. Un résultat combiné a ensuite été calculé en fonction de la similarité des paramètres et des classifications appropriées de sites de référence. La précision (c.-à-d. la constance avec laquelle tous les répliqués d'un site unique ont été évalués comme perturbés ou non perturbés) et l'exactitude (c.-à-d. l'identification des sites non perturbés comme non perturbés) des évaluations multimétriques ont été estimées. La précision et l'exactitude des

deux groupes de paramètres ont ensuite été comparées à l'échelle de l'écorégion, de l'ordre du cours d'eau et du groupement biotique.

Les résultats de cette comparaison ont démontré que les deux modèles multidimensionnels performaient toujours mieux que les deux modèles basés sur des paramètres fixes (multimétriques 1 et 2 dans le tableau 3.1). Dans le cadre d'une comparaison de la précision, le modèle AusRivAS a mieux performé que le modèle BEAST. Toutefois, le modèle AusRivAS a échoué dans l'identification d'un site perturbé déjà connu, site que le modèle BEAST a désigné correctement.

Même si l'utilisation d'un ensemble fixe de paramètres était la méthode en vigueur au moment où la comparaison de Reynoldson *et al.* (1997b) a été effectuée, de récentes recommandations indiquent la sélection de certains paramètres plus appropriés pour la région à l'étude parmi un ensemble de paramètres possibles était préférable (USEPA, 1998). Par conséquent, dans le cadre de l'étude dont il est ici question, une grande quantité de paramètres potentiellement pertinents ont été étudiés afin d'évaluer leur applicabilité d'après l'exactitude et la précision de leur performance.

### **3.3 Zones d'étude et méthodes**

Seuls les sites de référence ont été utilisés dans l'analyse qui suit, sauf pour la rivière Salmon. Les échantillons prélevés à d'autres saisons que l'automne (Dymond, 1998) ou en tant que répliqués pour le contrôle de la qualité n'ont pas été inclus dans les résultats présentés ici.

#### **3.3.1 Analyse de la composition faunique du fleuve Fraser**

Les abondances moyennes ont été calculées pour tous les macroinvertébrés benthiques prélevés dans les 219 sites de référence et ont été classées par sous-bassin

(voir le tableau 1.3). Les écarts-types, et les intervalles de tous les paramètres et des caractéristiques de l'habitat ont été calculés pour chaque sous-bassin.



**Tableau 3.1** Précision (A) et exactitude (B) des méthodes d'évaluation exprimées en pourcentage d'exactitude; voir Reynoldson et al. (1997b) pour de plus amples détails. AusRivAS = AUStralian RIVer Assessment Scheme; BEAST = BEnthic Assessment of SedimenT.

	Écorégion	Ordre du cours d'eau	Groupement biotique
<b>A. Désignation des sites comme tous perturbés ou non perturbés</b>			
Multimétrique 1	40	80	60
Multimétrique 2	60	80	80
BEAST	80	100	80
AusRivAS	100	100	100
<b>B. Désignation des sites non perturbés comme non perturbés</b>			
Multimétrique 1	50	38	75
Multimétrique 2	69	38	88
BEAST	100	100	100
AusRivAS	100	100	100

### 3.3.2 Analyse de la précision et de l'exactitude des paramètres

Les paramètres ont été calculés de deux manières : 1) au niveau de la famille, car ce niveau d'identification est utilisé dans nombre de programmes de bioévaluation rapide et dans le modèle BEAST (section 2); 2) au niveau du genre et de l'espèce lorsque cela est possible (mais pas, par exemple, avec l'indice biotique à l'échelle de la famille ou le pourcentage de Chironomidae), comme dans le cadre d'autres programmes. Un total de 44 paramètres ont été étudiés, incluant les neuf paramètres utilisés par Reynoldson *et al.* (1997b) dans l'analyse décrite au tableau 3.1, de même que 35 paramètres additionnels choisis dans le tableau 7.1 de l'USEPA (1998). Les 44 paramètres peuvent être classés en quatre groupes : paramètres de la richesse; nombre d'individus (ou dénombrements); distribution des différentes guildes alimentaires; indice biotique. Les moyennes, les écarts types et les intervalles de variation des différents paramètres ont été calculés pour chacun des 219 sites de référence et rapportés par sous-bassin.

L'analyse des paramètres concernant la précision et l'exactitude ainsi que l'évaluation de la pertinence de leur utilisation dans le cadre des méthodes multidimensionnelles et multimétriques a nécessité le calcul des CV de certains sites correspondant à six cours d'eau (ces sites sont identifiés par un astérisque dans le tableau 3.2) du bassin du Fraser. L'un de ces sites a été considéré comme perturbé (le site 3 de la rivière Salmon; voir le tableau 2.10) et d'autres ont été évalués comme non perturbés. Ces classifications ont d'abord été fondées sur l'expertise régionale (voir la section 1 pour une description des ateliers menés à cette fin), sur un examen de la zone autour des sites (par hélicoptère) et sur les indices de perturbation physique dans les sites.

Afin de savoir si la perturbation pouvait être détectée dans un site réputé être perturbé et, inversement, si une perturbation pouvait être incorrectement signalée (erreur de type 1) dans les sites réputés être non perturbés, nous avons comparé : des sites

perturbés avec des sites non perturbés (Salmon 1 avec Salmon 3; Salmon 2 avec Salmon 3); des sites non perturbés du même ordre de cours d'eau dans différentes écorégions (sélectionnés en raison de leur similarité géomorphologique : Clearwater 6 avec Stuart 2); des sites non perturbés de différents cours d'eau du même ordre, dans la même écorégion (sans tenir compte de la similarité géomorphologique : Clearwater 3 avec Clearwater 6; Chilcotin 4 avec Chilcotin 5; Chilcotin 5 avec Chilcotin 8; Stuart 2 avec Stuart 4; Stuart 2 avec Stuart 6); des sites de même (ou de  $\pm 1$ ) ordre dans le même cours d'eau (Pitt 1 avec Pitt 6; Pitt 2 avec Pitt 6; Pitt 3 avec Pitt 6; Pitt 7 avec Pitt 8).

**Tableau 3.2** Description des sites d'échantillonnage utilisés dans cette analyse. L'astérisque indique les sites où des répliquats ont été prélevés.

Sous-bassin	Site	Cours d'eau	Ordre	Écorégion	Perturbation
Salmon	1	Salmon	3	Plateau Thompson-Okanagan	Aucune
	2	Salmon	4	Plateau Thompson-Okanagan	Aucune
	3*	Salmon	4	Plateau Thompson-Okanagan	Agricole, forestière
	4	Salmon	4	Plateau Thompson-Okanagan	Agricole, forestière
Chilcotin	4	Cluska	4	Plateau du Fraser	Aucune
	5*	Ruisseau Palmer	4	Plateau du Fraser	Aucune
	8	Cluska	3	Plateau du Fraser	Aucune
Clearwater	3	Ruisseau Hobson	2	Sillon des Rocheuses du Sud	Aucune
	6*	Ruisseau Hemp	2	Sillon des Rocheuses du Sud	Aucune
Pitt	1	Pitt	2	Chaînon du Pacifique	Aucune
	2	Pitt	2	Chaînon du Pacifique	Aucune
	3	Pitt	3	Chaînon du Pacifique	Aucune
	6*	Pitt	3	Chaînon du Pacifique	Aucune
	7*	Pitt	4	Chaînon du Pacifique	Aucune
	8	Pitt	4	Chaînon du Pacifique	Aucune
Stuart	2*	Ruisseau Condit	2	Chaîne Omineca	Aucune
	4	Affluent du ruisseau Lion	2	Chaîne Omineca	Aucune
	6	Ruisseau Lion	3	Chaîne Omineca	Aucune

Afin de procéder à l'analyse statistique de ces 12 comparaisons, nous avons procédé à des tests *t* unilatéraux, où  $\alpha = 0,05$ , comme le recommande l'USEPA (1998). Ce type de test a été choisi, car les paramètres changent dans une seule direction (p. ex., diminution du nombre de taxons présents liée à une perturbation). Parce que nous pouvions évaluer les sites comme perturbés ou non perturbés et que nous avons étudié individuellement les réponses des paramètres, une correction de Bonferroni n'a pas été nécessaire. Cette méthode est décrite en détail dans Resh *et al.* (2000).

### **3.4 Résultats et discussion**

#### **3.4.1 Survol**

L'utilisation future de l'information amassée au fil de ce projet dépend de son accessibilité, à la fois sous forme brute (accessible par Environnement Canada) et sous forme synthétique (comme dans ce rapport). Un résumé taxinomique de la faune, de sa répartition, de son abondance et de la fréquence de son occurrence par sous-bassin est présenté à l'annexe 3. Les données pour chaque sous-bassin concernant la richesse, les taxons numériquement dominants, l'abondance et la fréquence de l'occurrence sont résumées dans le tableau 3.3 pour les ordres d'invertébrés prélevés. Le tableau 3.4 fournit les moyennes, les écarts types et les intervalles (valeurs minimale et maximale) pour un ensemble de paramètres descriptifs des caractéristiques structurelles et fonctionnelles des assemblages de macroinvertébrés benthiques décrits aux niveaux taxinomiques de l'espèce (tableau 3.4A) et de la famille (tableau 3.4B). Le tableau 3.5 expose les moyennes, les écarts types et les intervalles de plusieurs caractéristiques de l'habitat des 219 sous-bassins. Nous traiterons ci-dessous de quelques caractéristiques biologiques, chimiques et physiques des sites de référence du Fraser, mais les données présentées dans les tableaux (3.3 à 3.5) et à l'annexe 3 sont beaucoup plus approfondies.

### 3.4.2 La faune

Quatorze ordres invertébrés aquatiques (tableau 3.3) ont été identifiés dans les 219 sites de référence échantillonnés; les taxons présents dans chaque site de référence sont classés par sous-bassin à l'annexe 3. Les ordres observés comptaient 72 familles et au moins 341 taxons (identifiés pour la plupart au niveau générique). L'ordre des diptères comptait le plus grand nombre de familles (16) et de taxons (136), suivi par l'ordre des trichoptères (12 familles, 62 taxons). Des individus appartenant à plusieurs ordres (acariformes, diptères et EPT) ont été observés dans les 21 sous-bassins abritant les sites de référence; d'autres groupes étaient limités à un unique sous-bassin (hirudinées et mégaloptères). Quelques taxons ont été observés dans tous les sous-bassins (groupe Eukiefferiella behmi [diptères], Ivetenia gavarica [diptères], Sperchon spp. [acariformes], Rhithrogena spp. [éphéméroptères]), et quelques autres, dans de nombreux sous-bassins (p. ex., Capnia spp. et Isoperla spp. [plécoptères], 19). La densité des taxons individuels dépassait parfois les 1 000 individus par trois minutes d'échantillonnage au troubleau dans le cas de quelques diptères (p. ex., Micropsectra spp., Euchiniko; Tanytarsus spp., Nicola; Polypedilum spp., Euchiniko) et éphéméroptères (Baetis bicaudatus, Euchiniko; Baetis tricaudatus, Chilcotin, Ephemerella mollita, Euchiniko; Serratella spp., Coldwater; Heptagenia spp., Chilcotin).

**Tableau 3.3** Résumé de la dominance taxinomique, distributionnelle et numérique, par sous-bassin.

Ordre	Nombre de familles dans l'ordre prélevé	Nombre de taxons dans l'ordre prélevé	Nombre de sous-bassins dans lesquels l'ordre est présent	Taxons les plus largement distribués et nombre de sous-bassins où on les a observés
Acariformes	8	8	21	<i>Sperchon</i> spp., 21
Amphipodes	3	3	3	<i>Crangonyx richmondensis-occidentalis</i> , 2
Bivalves	2	6	14	<i>Sphaerium</i> spp., 8
Cœlentérés	1	1	3	Polypes <i>Hydra</i> , 3
Coléoptères	1	9	15	<i>Heterolimnius</i> spp., 11
Collemboles	2	2	2	<i>Semicerura</i> spp., 1 <i>Xamila</i> spp., 1
Diptères	16	136	21	Groupe <i>Eukiefferiella behmi</i> , 21 Groupe <i>Tvetenia gavarica</i> , 21
Éphéméroptères	8	35	21	<i>Rhithrogena</i> spp., 21
Gastéropodes	4	5	5	<i>Gyraulus circumstriatus</i> , 2 <i>Valvata humeralis</i> , 2 <i>Valvata sincera</i> , 2
Hirudinées	1	1	1	<i>Piscicola milneri</i> , 1
Mégaloptères	1	1	1	<i>Sialis</i> spp., 1
Oligochètes	4	19	20	<i>Specaria fraseri</i> , 13
Plécoptères	9	29	21	<i>Capnia</i> spp., 19 <i>Isoperla</i> spp., 19 <i>Taeionema</i> spp., 19
Trichoptères	12	62	21	Groupe <i>Rhyacophila acropedes</i> , 17
<b>TOTAUX : 14</b>	<b>72</b>	<b>341</b>		

### **3.4.3 Paramètres de la richesse**

Les mesures concernant la richesse sont les variables les plus communément utilisées pour définir les assemblages de macroinvertébrés benthiques (Resh and McElravy, 1993). Les valeurs les plus fortes de la richesse ont été observées dans les sous-bassins des rivières Chehalis, Chelaslie, Euchiniko, Nicola, Tyaughton et West Road; toutes les moyennes dépassaient 30 taxons par site pour un échantillonnage au troubleau de trois minutes (tableau 3.4). Les valeurs les plus faibles de la richesse ont été observées dans les sous-bassins des rivières Herrick, Lillooet et Pitt ainsi que des cours supérieur et principal du Fraser (tous  $<22$  taxons/site/3 min d'échantillonnage au troubleau). Toutefois, le nombre de taxons prélevés dans les échantillons individuels variait entre six et 53. Le nombre de taxons chez les EPT était le plus élevé dans les sous-bassins des rivières Chehalis, Nicola, Stein, Stuart et Tyaughton (moyenne de  $>14$ ) et le plus faible dans les sous-bassins des rivières Coldwater, Euchiniko, Lillooet, Pitt et Thompson ainsi que dans les cours supérieur et principal du Fraser ( $<12$ ), et le nombre de taxons chez les EPT dans les échantillons individuels variait entre deux et 27.



**Tableau 3.4** Moyennes, écarts types (é. t.) et intervalles pour les paramètres de bioévaluation rapide, par sous-bassin. Les paramètres ont été établis par genre ou espèce (tableau 3.4A) et par famille (tableau 3.4B). EPT = éphéméroptères, plécoptères, trichoptères. Consulter le document de l'USEPA (1998) pour connaître la méthode de calcul.

## A: Genre / espèce

Bassin		Bowron	Chehalis	Chelaslie	Chilcotin	Chilko	Clearwater	Coldwater	Euchiniko	Fraser	Herrick	Lillooet	Nicola	Pitt	Stein	Stuart	Taseko	Thompson	Torpy	Tyaughton	Haut Fraser	West Road
<b>N<sup>bre</sup> de sites</b>		12	9	12	13	8	12	6	8	12	12	12	10	16	12	10	8	1	8	8	12	18
<b>N<sup>bre</sup> total de taxons</b>	<b>Moy.</b>	27.8	30.6	30.1	29.8	27.9	27.4	24.0	30.3	21.6	21.5	15.6	30.1	19.8	25.8	27.9	26.8	27.0	22.6	30.1	18.6	31.8
	<b>É.-t.</b>	5.8	10.2	5.2	7.0	5.7	4.8	2.7	12.3	6.1	4.0	6.5	7.7	8.6	3.4	5.8	6.3		3.9	4.8	8.2	8.0
	<b>Min.</b>	20.0	18.0	19.0	17.0	15.0	21.0	20.0	15.0	12.0	16.0	6.0	18.0	10.0	20.0	19.0	15.0	27.0	19.0	24.0	7.0	15.0
	<b>Max.</b>	36.0	48.0	37.0	44.0	32.0	37.0	28.0	53.0	35.0	28.0	28.0	40.0	39.0	32.0	39.0	35.0	27.0	30.0	38.0	31.0	46.0
<b>N<sup>bre</sup> de taxons EPT</b>	<b>Moy.</b>	13.8	15.4	13.3	13.4	14.0	12.8	11.0	11.1	9.3	12.6	10.2	15.3	11.6	14.1	14.4	14.0	9.0	13.6	18.0	11.4	13.2
	<b>É.-t.</b>	3.7	5.7	4.3	4.3	3.0	4.6	1.1	5.1	4.1	3.3	3.1	3.8	4.0	3.3	3.5	3.9		4.0	3.2	6.4	3.6
	<b>Min.</b>	8.0	9.0	4.0	6.0	11.0	8.0	9.0	5.0	2.0	7.0	6.0	9.0	6.0	7.0	8.0	10.0	9.0	6.0	13.0	3.0	7.0
	<b>Max.</b>	21.0	27.0	21.0	21.0	19.0	21.0	12.0	20.0	14.0	17.0	17.0	22.0	20.0	19.0	20.0	19.0	9.0	18.0	23.0	20.0	21.0
<b>N<sup>bre</sup> de plécoptères</b>	<b>Moy.</b>	4.8	4.6	4.2	3.8	5.3	4.3	1.7	3.6	3.8	6.2	4.2	5.5	4.3	5.8	4.3	5.1	1.0	5.0	6.1	4.6	3.8
	<b>É.-t.</b>	2.2	2.2	2.2	1.4	1.8	2.3	1.0	1.5	1.6	2.1	1.1	1.8	1.4	1.7	0.9	1.7		1.6	1.1	2.9	2.0
	<b>Min.</b>	1.0	2.0	1.0	2.0	3.0	1.0	0.0	2.0	2.0	3.0	3.0	2.0	2.0	3.0	3.0	2.0	1.0	2.0	4.0	1.0	1.0
	<b>Max.</b>	8.0	8.0	9.0	6.0	8.0	8.0	3.0	6.0	6.0	9.0	6.0	9.0	7.0	9.0	6.0	7.0	1.0	7.0	8.0	10.0	8.0
<b>N<sup>bre</sup> d'éphéméroptères</b>	<b>Moy.</b>	5.1	6.3	5.9	4.8	5.6	5.7	5.3	3.9	3.8	4.5	4.1	5.8	5.0	5.3	5.4	5.8	3.0	5.5	6.4	4.3	4.9
	<b>É.-t.</b>	1.8	1.7	1.4	2.2	0.9	1.9	0.5	2.1	1.9	0.7	1.9	2.0	1.5	1.1	2.0	1.5		1.9	1.8	2.4	1.4
	<b>Min.</b>	2.0	5.0	3.0	1.0	4.0	3.0	5.0	1.0	0.0	3.0	0.0	1.0	3.0	4.0	3.0	4.0	3.0	1.0	3.0	1.0	2.0
	<b>Max.</b>	9.0	9.0	8.0	8.0	7.0	9.0	6.0	7.0	6.0	5.0	7.0	8.0	8.0	7.0	9.0	9.0	3.0	7.0	9.0	7.0	7.0
<b>N<sup>bre</sup> de trichoptères</b>	<b>Moy.</b>	4.0	4.6	3.3	4.8	3.1	2.9	4.0	3.6	1.8	1.9	1.9	4.0	2.3	3.0	4.7	3.1	5.0	3.1	5.5	2.6	4.4
	<b>É.-t.</b>	1.3	2.7	1.7	2.1	2.0	1.9	0.9	2.2	1.7	1.8	2.1	2.5	2.5	1.7	2.6	1.9		1.6	2.3	2.1	2.4
	<b>Min.</b>	2.0	2.0	0.0	2.0	0.0	1.0	3.0	1.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	2.0	1.0	5.0	1.0	3.0	0.0	0.0
	<b>Max.</b>	6.0	10.0	6.0	8.0	5.0	6.0	5.0	8.0	6.0	6.0	7.0	9.0	9.0	5.0	9.0	6.0	5.0	6.0	9.0	7.0	9.0
<b>N<sup>bre</sup> de diptères</b>	<b>Moy.</b>	11.5	11.1	13.8	13.3	11.1	11.7	10.0	15.6	9.6	8.1	4.9	11.4	6.3	10.8	12.3	9.4	15.0	7.3	11.1	5.8	13.8
	<b>É.-t.</b>	4.4	4.9	3.4	3.6	5.2	2.9	3.1	6.1	4.1	2.9	3.8	4.3	4.1	4.3	4.3	2.6		3.3	3.3	1.9	4.4
	<b>Min.</b>	4.0	4.0	10.0	7.0	3.0	6.0	6.0	8.0	3.0	4.0	0.0	7.0	2.0	5.0	7.0	5.0	15.0	4.0	7.0	3.0	4.0
	<b>Max.</b>	18.0	18.0	20.0	18.0	18.0	17.0	13.0	25.0	17.0	14.0	11.0	18.0	15.0	19.0	21.0	14.0	15.0	14.0	18.0	10.0	22.0
<b>N<sup>bre</sup> de Chironomidae</b>	<b>Moy.</b>	9.6	8.4	11.7	10.5	8.8	9.4	6.3	12.3	7.8	6.6	3.8	8.7	4.8	8.9	10.2	7.9	15.0	5.0	8.1	4.8	11.6
	<b>É.-t.</b>	4.3	3.8	3.3	3.3	4.1	3.3	2.0	5.4	3.9	2.7	3.2	3.9	2.8	4.7	3.8	2.1		2.4	3.2	2.3	4.0
	<b>Min.</b>	2.0	3.0	8.0	3.0	3.0	4.0	4.0	6.0	2.0	3.0	0.0	5.0	2.0	3.0	6.0	4.0	15.0	2.0	5.0	1.0	3.0
	<b>Max.</b>	16.0	14.0	16.0	15.0	15.0	14.0	9.0	21.0	14.0	13.0	9.0	16.0	11.0	18.0	18.0	11.0	15.0	10.0	14.0	9.0	19.0
<b>N<sup>bre</sup> d'odonates</b>	<b>Moy.</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	<b>É.-t.</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		0.0	0.0	0.0	0.0
	<b>Min.</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	<b>Max.</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<b>N<sup>bre</sup> de coléoptères</b>	<b>Moy.</b>	0.8	0.6	0.5	1.0	0.1	0.5	0.0	1.0	0.1	0.0	0.0	1.6	0.3	0.0	0.1	0.3	0.0	0.5	0.0	0.0	1.6
	<b>É.-t.</b>	0.9	0.5	0.7	0.9	0.4	0.7	0.0	0.5	0.3	0.0	0.0	0.8	0.9	0.0	0.3	0.5		0.5	0.0	0.0	0.7
	<b>Min.</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	<b>Max.</b>	3.0	1.0	2.0	3.0	1.0	2.0	0.0	2.0	1.0	0.0	0.0	3.0	3.0	0.0	1.0	1.0	0.0	1.0	0.0	0.0	2.0
<b>EPT/Chironomidae+EPT</b>	<b>Moy.</b>	0.7	0.8	0.7	0.8	0.8	0.7	0.9	0.6	0.8	0.8	0.7	0.6	0.9	0.8	0.6	0.8	0.3	0.9	0.8	0.8	0.6
	<b>É.-t.</b>	0.2	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.0	0.2	0.3	0.3	0.4	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1		0.3	0.2	0.2	0.2
	<b>Min.</b>	0.3	0.6	0.3	0.5	0.5	0.4	0.9	0.2	0.1	0.0	0.0	0.3	0.6	0.5	0.4	0.6	0.3	0.2	0.4	0.4	0.3

## A: Genre / espèce

Bassin	Bowron	Chehalis	Chelaslie	Chilcotin	Chilko	Clearwater	Coldwater	Euchiniko	Fraser	Herrick	Lillooet	Nicola	Pitt	Stein	Stuart	Taseko	Thompson	Torpy	Tyaughton	Haut Fraser	West Road
<b>N<sup>bre</sup> de sites</b>	12	9	12	13	8	12	6	8	12	12	12	10	16	12	10	8	1	8	8	12	18
<b>Max.</b>	1.0	1.0	0.9	0.9	1.0	0.9	0.9	0.8	1.0	1.0	1.0	0.9	1.0	1.0	0.8	1.0	0.3	1.0	1.0	1.0	1.0
<b>% des EPT</b>	<b>Moy.</b> 65.0	75.7	61.4	67.6	68.8	62.0	86.4	52.6	68.8	81.4	89.5	57.6	84.2	72.9	56.8	75.6	24.9	81.2	77.9	75.3	56.0
<b>É.-t.</b>	23.6	17.7	19.4	14.2	19.8	18.0	3.9	19.2	27.4	26.4	9.7	22.4	16.3	18.2	12.9	11.8		26.2	19.1	17.4	19.7
<b>Min.</b>	33.0	42.4	24.8	38.3	36.9	32.6	81.0	17.8	9.4	4.5	66.4	22.5	53.1	37.2	35.6	53.5	24.9	17.3	37.6	41.7	23.5
<b>Max.</b>	94.4	97.4	90.0	86.8	96.0	87.7	90.1	78.3	95.8	97.8	100.0	80.2	98.5	94.8	73.6	95.2	24.9	96.2	93.7	94.2	95.2
<b>% des éphéméroptères</b>	<b>Moy.</b> 44.6	47.5	41.8	39.5	32.4	43.6	49.7	29.7	29.1	44.5	24.4	27.8	43.9	51.6	30.5	52.4	16.4	62.3	35.4	48.5	36.7
<b>É.-t.</b>	25.9	11.0	13.4	16.2	13.9	20.5	12.1	17.5	27.9	27.7	17.4	18.3	18.8	18.5	13.4	13.9		26.8	10.2	25.6	15.7
<b>Min.</b>	10.3	28.8	18.5	13.4	16.1	11.6	29.6	4.7	0.0	2.5	0.0	1.8	12.7	17.6	6.7	34.1	16.4	1.1	18.3	7.8	8.6
<b>Max.</b>	80.6	64.8	66.7	70.4	54.3	76.4	62.2	53.0	85.8	84.4	67.3	57.2	68.8	78.8	45.5	69.6	16.4	81.7	47.2	85.3	65.1
<b>% des plécoptères</b>	<b>Moy.</b> 12.0	18.4	10.5	19.1	30.5	15.2	1.5	17.3	37.8	35.5	60.8	21.0	37.0	18.0	17.7	19.9	1.6	15.4	21.6	20.3	12.1
<b>É.-t.</b>	9.5	9.7	9.4	20.2	23.1	9.9	1.0	23.1	21.5	20.6	20.5	22.0	21.0	8.4	6.7	15.3		8.5	10.6	20.0	13.8
<b>Min.</b>	1.0	1.7	0.8	1.4	6.6	2.0	0.0	1.0	3.9	1.5	15.3	2.0	13.4	10.0	4.9	6.8	1.6	2.2	9.6	3.6	1.6
<b>Max.</b>	31.2	31.9	33.2	59.2	79.9	30.6	2.7	72.3	75.0	70.9	79.3	74.8	83.9	40.5	25.0	44.9	1.6	28.2	35.5	66.0	48.3
<b>% des trichoptères</b>	<b>Moy.</b> 8.4	9.9	9.1	9.0	5.9	3.3	35.2	5.5	1.9	1.4	4.2	8.9	3.3	3.4	8.5	3.3	6.9	3.6	20.9	6.4	7.3
<b>É.-t.</b>	12.4	9.4	12.3	8.2	7.5	2.3	10.4	4.1	1.8	1.8	6.7	8.7	5.9	2.4	6.0	2.4		3.4	20.1	9.0	4.9
<b>Min.</b>	2.0	1.8	0.0	0.9	0.0	0.3	23.0	1.3	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	1.9	0.6	6.9	0.5	3.6	0.0	0.0
<b>Max.</b>	44.1	26.8	42.0	25.4	21.6	7.5	49.5	14.3	5.3	6.3	21.0	29.1	22.8	9.2	22.1	8.5	6.9	9.7	60.7	31.9	18.9
<b>% des Chironomidae</b>	<b>Moy.</b> 24.8	15.5	28.9	19.5	20.4	29.3	6.9	40.1	22.7	16.8	9.0	30.6	10.7	22.7	38.5	16.7	70.9	12.4	18.7	20.7	31.1
<b>É.-t.</b>	19.8	11.8	14.7	9.0	12.8	17.6	2.3	18.9	27.2	25.9	8.8	19.8	12.5	15.2	12.8	11.0		22.9	19.6	17.2	20.8
<b>Min.</b>	3.0	2.5	8.7	8.7	3.0	5.0	5.1	16.6	1.2	1.3	0.0	5.5	0.9	2.4	19.2	4.1	70.9	1.0	3.1	0.4	3.4
<b>Max.</b>	62.4	33.1	51.8	38.8	42.8	54.7	11.3	77.1	89.3	93.5	30.1	61.6	41.8	51.4	57.8	37.7	70.9	68.6	60.3	57.4	69.0
<b>% des odonates</b>	<b>Moy.</b> 0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<b>É.-t.</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		0.0	0.0	0.0	0.0
<b>Min.</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<b>Max.</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<b>% des coléoptères</b>	<b>Moy.</b> 2.7	0.6	0.4	2.7	0.8	1.2	0.0	2.0	0.1	0.0	0.0	6.0	0.8	0.0	0.4	0.2	0.0	2.6	0.0	0.0	5.1
<b>É.-t.</b>	4.9	0.9	0.7	4.2	2.4	2.2	0.0	1.4	0.2	0.0	0.0	6.8	2.2	0.0	1.4	0.4		4.7	0.0	0.0	5.2
<b>Min.</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<b>Max.</b>	14.0	2.6	2.0	15.4	6.8	7.0	0.0	3.9	0.6	0.0	20.8	8.1	0.0	4.4	1.0	0.0	0.0	13.6	0.0	0.0	18.6
<b>% des Tanytarsini</b>	<b>Moy.</b> 16.1	5.0	8.4	6.8	3.8	13.3	3.6	26.1	2.6	3.0	0.0	8.6	2.6	6.3	27.6	5.9	0.0	1.5	3.9	4.8	13.5
<b>É.-t.</b>	18.0	6.8	5.4	5.4	5.3	12.2	1.9	17.4	4.2	7.0	0.0	8.1	6.2	7.7	11.5	9.2		1.7	9.2	12.0	15.2
<b>Min.</b>	0.0	0.0	1.3	0.3	0.0	0.3	2.4	10.8	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	9.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8
<b>Max.</b>	51.5	20.3	23.3	15.4	15.1	35.3	7.5	60.5	13.6	25.0	0.0	27.0	23.3	25.0	44.4	28.1	0.0	5.1	26.6	41.2	59.3
<b>% des diptères et invertébrés Autres qu'insectes</b>	<b>Moy.</b> 86.9	83.7	87.3	84.2	76.0	90.8	76.1	95.0	82.5	95.3	87.2	90.2	82.0	94.2	97.4	75.9	94.4	87.7	93.4	85.2	86.9
<b>É.-t.</b>	17.0	17.6	10.5	13.6	22.4	13.6	17.5	4.8	12.3	6.4	28.7	12.7	20.1	11.7	3.3	24.3		10.1	9.7	18.1	15.5
<b>Min.</b>	44.3	50.0	69.6	65.3	41.6	50.0	42.6	86.7	64.0	80.0	0.0	68.0	40.0	59.3	91.6	40.0	94.4	71.4	74.4	37.5	35.4
<b>Max.</b>	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	89.7	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	94.4	100.0	100.0	100.0	100.0
<b>% des trichoptères appartenant aux Hydropsychidae</b>	<b>Moy.</b> 14.9	7.8	13.3	12.5	12.5	12.3	15.0	20.7	22.2	10.5	1.4	36.4	7.7	12.0	9.1	18.7	69.2	4.4	12.5	20.1	24.7
<b>É.-t.</b>	20.5	18.8	15.8	17.4	19.6	20.9	12.3	26.2	35.1	17.1	2.7	41.5	16.7	17.9	15.4	23.1		8.7	11.6	30.1	31.2
<b>Min.</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	69.2	0.0	0.0	0.0	0.0
<b>Max.</b>	60.0	57.1	42.6	58.8	57.1	55.6	36.8	66.7	100.0	50.0	7.1	100.0	64.3	50.0	50.0	66.7	69.2	23.1	30.0	100.0	100.0
<b>% des éphéméroptères appartenant aux Baetidae</b>	<b>Moy.</b> 45.0	31.7	54.9	58.2	23.0	39.9	7.4	51.1	15.5	36.9	18.9	50.0	33.4	33.5	38.0	17.4	38.7	42.3	26.8	46.3	51.8
<b>É.-t.</b>	23.0	30.6	25.5	21.5	14.6	31.2	4.7	33.7	25.3	24.9	21.4	26.1	20.6	22.9	21.5	14.0		24.1	18.6	39.2	30.5
<b>Min.</b>	0.0	3.1	5.2	31.3	0.0	0.0	2.8	8.3	0.0	0.0	0.0	2.7	4.7	0.0	0.0	0.0	38.7	0.0	0.0	0.0	2.2
<b>Max.</b>	71.5	75.4	80.5	100.0	47.5	96.4	15.6	100.0	85.7	77.0	66.9	100.0	72.5	75.4	61.4	35.4	38.7	62.6	59.4	94.9	94.7

## A: Genre / espèce

Bassin		Bowron	Chehalis	Chelasie	Chilcotin	Chilko	Clearwater	Coldwater	Euchiniko	Fraser	Herrick	Lilloet	Nicola	Pitt	Stein	Stuart	Taseko	Thompson	Torpy	Tyaughton	Haut Fraser	West Road
<b>N<sup>bre</sup> de sites</b>		12	9	12	13	8	12	6	8	12	12	12	10	16	12	10	8	1	8	8	12	18
<b>Abondance totale</b>	<b>Moy.</b>	4262.6	579.1	9024.8	12531.9	2332.8	7726.6	6837.8	17090.4	383.3	6645.8	1531.1	10607.2	1343.5	4968.7	3708.2	3796.0	821.7	5357.1	2817.3	2317.6	10407.3
	<b>É.-t.</b>	5024.2	349.6	6306.2	7535.7	1619.6	10446.4	4460.4	11713.6	330.9	7522.4	1476.9	5379.2	2197.7	2896.1	4058.9	7742.4		6239.8	3663.5	3762.8	7585.5
	<b>Min.</b>	460.0	142.0	2110.0	3211.7	208.0	1070.0	1860.0	5140.0	61.0	475.0	226.0	4720.0	148.0	770.4	796.0	147.0		1150.0	295.0	23.0	2062.5
	<b>Max.</b>	17900.0	1180.0	21900.0	25700.0	4800.0	32502.9	12400.0	36800.0	1105.9	20500.0	4483.3	18626.6	9225.0	9800.0	14625.0	22800.0		18000.0	11450.0	10850.0	29500.0
<b>N<sup>bre</sup> de prédateurs</b>	<b>Moy.</b>	312.2	79.4	1260.4	1317.5	291.8	445.8	541.7	1644.2	86.7	438.7	273.0	2586.1	190.7	487.9	386.4	249.2	204.3	342.3	315.1	91.3	1768.8
	<b>É.-t.</b>	280.7	55.5	1012.2	1290.0	323.1	355.5	358.7	1665.5	110.7	388.2	330.7	3237.8	415.9	355.6	277.8	400.8		166.4	239.5	162.0	2084.9
	<b>Min.</b>	84.6	14.0	330.0	116.7	9.0	63.0	140.0	320.0	5.0	2.9	11.5	320.0	4.0	68.2	124.0	16.0		204.3	150.0	23.0	250.0
	<b>Max.</b>	1100.0	163.6	3700.0	4800.0	1025.0	1093.9	1200.0	5200.0	383.3	1200.0	1220.0	9300.0	1687.5	1100.0	900.0	1200.0		204.3	600.0	700.0	6700.0
<b>% des prédateurs</b>	<b>Moy.</b>	10.5	13.3	16.2	9.9	11.5	10.8	9.0	9.2	22.6	10.9	21.1	20.9	11.1	9.8	14.4	11.4	26.6	12.6	14.8	8.0	15.4
	<b>É.-t.</b>	6.2	4.5	9.2	5.6	8.5	6.5	4.0	4.7	16.5	9.2	14.0	17.9	6.6	3.7	5.7	7.1		8.1	8.6	6.3	9.3
	<b>Min.</b>	5.0	6.8	5.1	3.4	4.0	3.4	2.9	4.3	8.3	0.5	1.5	4.7	4.1	4.2	6.3	5.0		26.6	3.1	6.3	2.6
	<b>Max.</b>	25.3	19.3	38.5	23.2	27.1	24.0	15.3	17.3	64.8	29.0	47.8	55.0	26.3	15.6	22.2	26.5		26.6	27.9	33.0	33.8
<b>% des collecteurs</b>	<b>Moy.</b>	78.7	74.2	82.9	75.6	77.0	80.9	95.2	88.9	84.0	83.2	80.7	84.6	86.3	83.8	83.9	79.0	74.0	84.9	67.4	78.6	84.6
	<b>É.-t.</b>	10.0	9.1	12.4	13.1	15.5	11.0	2.4	6.9	13.6	14.0	11.7	12.5	7.8	7.5	8.9	10.1		7.6	17.3	18.0	7.4
	<b>Min.</b>	62.3	63.6	59.1	47.1	56.5	65.4	92.9	74.4	54.0	45.4	62.8	56.8	71.8	68.8	66.7	62.7	74.0	77.7	33.9	35.9	70.0
	<b>Max.</b>	93.2	89.0	95.1	89.4	94.9	96.9	98.4	97.0	100.0	97.0	98.5	95.9	95.9	93.7	93.7	91.5	74.0	95.8	86.2	100.0	95.9
<b>% des filtreurs</b>	<b>Moy.</b>	11.0	4.9	6.2	6.9	1.0	6.6	4.1	11.8	3.2	0.8	0.0	4.8	1.0	0.3	9.9	1.0	2.8	5.2	0.3	0.0	13.7
	<b>É.-t.</b>	12.9	6.9	5.6	7.2	1.4	7.5	2.1	13.0	3.5	1.7	0.0	7.1	2.7	0.6	9.7	1.9		8.8	0.8	0.1	16.6
	<b>Min.</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		2.8	0.0	0.0	0.0
	<b>Max.</b>	34.4	20.3	18.5	21.5	4.0	21.2	8.1	38.9	10.9	6.0	0.0	22.5	10.5	2.1	32.9	5.4	2.8	26.4	2.1	0.3	58.8
<b>% des collecteurs/filtreurs</b>	<b>Moy.</b>	89.7	79.1	89.1	82.5	78.0	87.5	99.3	100.7	87.2	84.0	80.7	89.4	87.3	84.0	93.8	80.0	76.8	90.2	67.7	78.6	98.2
	<b>É.-t.</b>	13.7	15.0	14.9	16.9	15.1	13.1	2.9	14.0	15.4	14.6	11.7	17.4	7.6	7.5	15.5	11.1		13.9	17.6	18.0	18.8
	<b>Min.</b>	76.8	64.7	59.6	47.1	56.5	68.6	95.4	85.8	54.0	45.4	62.8	56.8	72.4	68.8	66.7	62.7	76.8	78.7	33.9	35.9	82.0
	<b>Max.</b>	127.6	109.3	107.4	101.0	95.4	110.2	103.2	129.3	109.1	97.5	98.5	117.6	95.9	93.7	122.4	96.4	76.8	122.2	86.6	100.0	154.0
<b>% des racleurs</b>	<b>Moy.</b>	53.5	60.4	43.6	54.2	53.1	51.9	23.4	31.0	28.8	71.5	74.3	38.3	75.6	60.3	31.5	63.7	16.4	69.6	56.7	67.2	43.0
	<b>É.-t.</b>	24.7	18.3	16.9	16.4	20.0	16.4	17.3	16.0	24.8	16.6	20.3	15.4	19.2	22.1	14.6	19.6		24.8	17.6	11.9	18.4
	<b>Min.</b>	20.9	33.1	12.3	23.7	32.5	29.5	4.1	9.8	0.6	43.4	38.0	24.3	34.3	27.8	13.3	35.6	16.4	16.4	30.6	49.5	5.9
	<b>Max.</b>	90.3	89.3	66.5	78.2	84.0	78.5	45.9	54.1	70.6	92.2	99.2	73.8	95.5	84.7	58.3	89.8	16.4	94.5	78.6	82.7	71.4
<b>% des déchiqueteurs</b>	<b>Moy.</b>	15.0	25.8	19.7	25.5	27.0	16.7	35.9	25.7	34.7	18.7	6.6	24.2	9.6	18.0	22.5	14.4	33.9	6.7	26.2	20.7	18.4
	<b>É.-t.</b>	9.0	8.3	8.2	16.4	23.4	10.5	11.0	21.4	21.5	13.1	7.6	18.1	11.1	10.1	8.5	11.1		7.0	19.1	23.3	8.6
	<b>Min.</b>	3.1	12.7	7.2	12.6	5.3	3.8	21.1	10.5	4.3	1.5	0.4	2.0	0.0	2.9	8.3	1.5	33.9	1.4	5.9	0.0	5.6
	<b>Max.</b>	30.9	37.3	40.1	62.6	72.9	33.7	53.5	73.2	73.0	51.2	27.0	64.0	31.9	33.9	35.3	33.5	33.9	22.6	60.7	73.8	34.7
<b>% du taxon dominant</b>	<b>Moy.</b>	35.1	35.1	24.4	25.6	29.4	25.8	42.4	31.1	42.2	35.8	49.6	27.1	36.0	31.1	24.5	30.8	30.7	36.6	26.4	38.2	28.7
	<b>É.-t.</b>	13.0	10.7	8.0	9.3	8.6	6.5	6.1	17.7	21.1	12.4	17.1	10.8	17.5	14.2	8.7	7.9		7.8	12.7	14.4	12.8
	<b>Min.</b>	17.4	21.2	13.1	14.4	16.3	16.3	36.3	12.7	17.2	18.8	25.7	14.6	13.4	9.9	13.1	17.1		30.7	23.2	15.2	14.7
	<b>Max.</b>	57.7	57.1	41.8	41.5	46.2	39.7	49.0	70.6	73.5	58.8	77.3	43.8	75.6	47.5	36.7	44.2	30.7	45.9	55.3	68.2	54.9
<b>% des 2 taxons dominants</b>	<b>Moy.</b>	49.3	51.1	36.5	43.5	43.6	41.3	66.6	46.4	55.8	55.1	66.7	41.5	54.0	44.5	40.6	49.4	47.6	53.9	40.3	58.3	42.1
	<b>É.-t.</b>	11.8	12.3	13.1	15.0	10.4	9.5	9.3	17.9	16.8	12.2	12.5	11.5	18.5	15.2	11.6	9.8		10.3	12.4	16.4	13.3
	<b>Min.</b>	28.3	33.7	9.1	26.8	31.3	28.0	48.8	21.3	32.0	35.0	46.0	26.2	21.1	19.7	24.1	30.2	47.6	38.6	28.4	26.7	27.3
	<b>Max.</b>	68.0	72.4	56.6	69.2	63.8	60.5	75.5	81.7	79.6	77.6	87.4	57.7	81.0	68.0	58.0	64.6	47.6	66.0	63.8	79.1	75.5
<b>% des 5 taxons dominants</b>	<b>Moy.</b>	69.2	70.1	61.0	64.2	65.9	63.6	81.3	66.6	77.2	81.1	86.6	62.8	79.2	67.3	62.3	72.5	65.6	77.0	61.7	77.6	63.5
	<b>É.-t.</b>	9.4	10.8	10.6	13.3	11.5	10.2	4.2	15.2	8.6	7.1	9.2	10.9	17.2	15.4	9.2	7.6		11.8	11.7	12.9	12.1
	<b>Min.</b>	53.8	53.2	46.1	47.8	52.2	47.7	74.2	41.3	62.5	71.7	72.3	47.6	40.7	30.3	48.2	61.8	65.6	60.9	47.4	54.3	40.6
	<b>Max.</b>	83.2	86.7	79.0	86.4	85.9	78.5	85.5	92.8	87.7	93.0	99.2	77.5	97.0	86.0	77.2	88.4	65.6	93.3	80.8	92.1	88.4
<b>Indice biotique (genres/espèces)</b>	<b>Moy.</b>	4.1	3.0	4.0	3.9	3.2	3.7	2.3	4.5	3.4	2.7	2.0	3.9	2.5	3.3	3.9	3.3	5.3	3.3	2.5	3.5	4.4

## A: Genre / espèce

Bassin	Bowron	Chehalis	Chelasie	Chilcotin	Chilko	Clearwater	Coldwater	Euchiniko	Fraser	Herrick	Lillooet	Nicola	Pitt	Stein	Stuart	Taseko	Thompson	Torpy	Tyaughton	Haut Fraser	West Road
N <sup>bre</sup> de sites	12	9	12	13	8	12	6	8	12	12	12	10	16	12	10	8	1	8	8	12	18
É.-t.	0.9	1.2	1.0	0.5	1.2	0.8	0.5	0.7	1.3	1.2	0.7	0.9	0.8	1.0	0.8	1.3		0.6	1.1	0.8	0.8
Min.	2.8	0.8	2.1	3.3	1.7	2.6	1.9	3.7	1.6	1.7	1.0	2.7	1.6	1.8	2.8	0.9	5.3	2.3	1.0	2.4	2.8
Max.	5.8	4.4	5.8	5.1	5.5	5.2	3.3	5.8	6.0	5.5	3.3	5.3	4.4	5.3	5.1	5.0	5.3	4.3	4.5	4.9	5.6

## B: Famille

Bassin		Bowron	Chehalis	Chelasia	Chilcotin	Chilko	Clearwater	Coldwater	Euchiniko	Fraser	Herrick	Lillooet	Nicola	Pitt	Stein	Stuart	Taseko	Thompson	Torpy	Tyaughton	Haut Fraser	West Road	
<b>N<sup>bre</sup> de sites</b>		12	9	12	13	8	12	6	8	12	12	12	10	16	12	10	8	1	8	8	12	18	
<b>N<sup>bre</sup> total de taxons</b>	<b>Moy.</b>	17.2	18.8	16.2	17.6	16.4	16.7	17.0	17.6	14.8	13.2	10.5	17.4	13.4	14.3	16.1	17.1	12.0	16.4	18.5	12.3	18.0	
	<b>É.-t.</b>	3.1	4.1	3.3	3.8	2.8	4.3	1.8	4.5	4.4	2.9	3.8	2.7	4.8	1.7	3.1	3.4		3.5	3.5	5.3	4.6	
	<b>Min.</b>	12.0	14.0	8.0	11.0	11.0	12.0	14.0	10.0	7.0	10.0	5.0	12.0	8.0	11.0	11.0	13.0	12.0	11.0	15.0	5.0	11.0	
	<b>Max.</b>	23.0	27.0	20.0	23.0	19.0	25.0	19.0	25.0	21.0	19.0	18.0	22.0	24.0	16.0	22.0	22.0	12.0	20.0	25.0	21.0	26.0	
<b>N<sup>bre</sup> de taxons EPT</b>	<b>Moy.</b>	11.1	11.3	10.2	10.7	10.3	10.2	10.0	9.6	8.5	9.7	8.1	11.3	9.4	10.8	11.8	11.1	8.0	11.0	12.8	8.8	10.8	
	<b>É.-t.</b>	1.9	3.0	2.6	2.5	2.1	3.3	1.3	2.7	3.3	1.6	2.3	1.9	3.0	1.7	2.1	2.0		2.9	1.3	4.1	2.3	
	<b>Min.</b>	8.0	8.0	5.0	6.0	7.0	5.0	8.0	5.0	2.0	7.0	5.0	9.0	7.0	7.0	8.0	9.0	8.0	6.0	11.0	4.0	7.0	
	<b>Max.</b>	14.0	17.0	16.0	15.0	13.0	16.0	11.0	13.0	11.0	12.0	13.0	13.0	16.0	13.0	15.0	14.0	8.0	15.0	15.0	15.0	15.0	
<b>N<sup>bre</sup> d'éphéméroptères</b>	<b>Moy.</b>	3.4	4.2	4.0	3.5	3.1	3.7	4.2	3.4	3.1	3.3	2.7	3.9	3.5	3.5	3.6	3.5	3.0	4.1	3.6	3.1	3.6	
	<b>É.-t.</b>	0.8	0.7	0.6	0.9	0.6	0.9	0.4	1.2	1.4	0.5	1.4	0.9	0.7	0.7	0.8	0.5		1.2	0.5	1.2	0.7	
	<b>Min.</b>	2.0	3.0	3.0	2.0	2.0	2.0	4.0	2.0	0.0	3.0	0.0	2.0	2.0	3.0	2.0	3.0	3.0	3.0	2.0	3.0	1.0	2.0
	<b>Max.</b>	5.0	5.0	5.0	5.0	4.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	4.0	4.0	5.0	5.0	5.0	4.0	3.0	6.0	4.0	4.0	4.0	5.0
<b>N<sup>bre</sup> de trichoptères</b>	<b>Moy.</b>	3.7	3.1	2.8	3.5	2.5	2.6	3.8	2.9	1.8	1.7	1.9	2.7	1.9	2.8	3.7	2.6	4.0	2.1	3.9	2.1	3.5	
	<b>É.-t.</b>	0.8	1.3	1.4	1.4	1.8	1.8	0.8	1.0	1.1	1.2	1.6	1.3	2.0	1.2	1.4	1.3		1.4	0.8	1.5	1.9	
	<b>Min.</b>	3.0	2.0	0.0	1.0	0.0	1.0	3.0	1.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	2.0	1.0	4.0	1.0	3.0	0.0	0.0	
	<b>Max.</b>	5.0	6.0	5.0	5.0	5.0	6.0	5.0	4.0	4.0	4.0	5.0	5.0	6.0	4.0	6.0	4.0	4.0	4.0	4.0	5.0	5.0	7.0
<b>N<sup>bre</sup> de plécoptères</b>	<b>Moy.</b>	4.0	4.0	3.4	3.8	4.6	3.9	2.0	3.4	3.7	4.7	3.5	4.7	4.0	4.5	4.5	5.0	1.0	4.8	5.3	3.7	3.7	
	<b>É.-t.</b>	1.7	1.7	1.4	1.1	0.7	1.6	1.3	1.1	1.2	0.9	0.8	1.5	0.9	1.0	0.8	1.3		1.2	0.7	2.1	1.4	
	<b>Min.</b>	1.0	2.0	1.0	2.0	4.0	1.0	0.0	2.0	2.0	3.0	2.0	2.0	3.0	3.0	3.0	3.0	1.0	3.0	4.0	1.0	1.0	
	<b>Max.</b>	7.0	7.0	7.0	6.0	6.0	6.0	4.0	5.0	5.0	6.0	5.0	7.0	6.0	6.0	5.0	7.0	1.0	6.0	6.0	7.0	6.0	
<b>N<sup>bre</sup> de diptères</b>	<b>Moy.</b>	2.9	3.3	2.9	3.5	3.3	3.1	4.0	3.9	2.5	2.3	1.8	3.3	2.2	2.5	3.0	2.3	1.0	2.9	4.4	2.0	2.9	
	<b>É.-t.</b>	1.1	1.2	1.1	1.4	1.3	1.6	1.7	1.5	0.8	1.0	1.1	1.2	1.3	0.9	0.8	0.7		0.6	1.8	0.7	1.2	
	<b>Min.</b>	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	2.0	1.0	1.0	1.0	0.0	1.0	1.0	1.0	2.0	1.0	1.0	2.0	1.0	1.0	1.0	
	<b>Max.</b>	5.0	5.0	5.0	6.0	5.0	5.0	6.0	6.0	4.0	4.0	4.0	5.0	4.0	4.0	4.0	3.0	1.0	4.0	7.0	3.0	5.0	
<b>N<sup>bre</sup> d'odonates</b>	<b>Moy.</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
	<b>É.-t.</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		0.0	0.0	0.0	0.0	
	<b>Min.</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
	<b>Max.</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
<b>N<sup>bre</sup> de coléoptères</b>	<b>Moy.</b>	0.6	0.6	0.4	0.7	0.1	0.4	0.0	0.9	0.1	0.0	0.0	0.9	0.1	0.0	0.1	0.3	0.0	0.5	0.0	0.0	0.9	
	<b>É.-t.</b>	0.5	0.5	0.5	0.5	0.4	0.5	0.0	0.4	0.3	0.0	0.0	0.3	0.3	0.0	0.3	0.5		0.5	0.0	0.0	0.3	
	<b>Min.</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
	<b>Max.</b>	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0	1.0	1.0	0.0	0.0	1.0	1.0	0.0	1.0	1.0	0.0	1.0	1.0	0.0	1.0	
<b>N<sup>bre</sup> de prédateurs</b>	<b>Moy.</b>	1169.8	148.1	3289.6	3603.5	789.8	3676.1	951.4	7561.7	134.4	1255.7	216.2	5024.4	397.5	1637.7	1936.2	1480.2	660.9	554.0	1323.6	862.0	4039.6	
	<b>É.-t.</b>	1328.1	115.8	2494.1	2692.8	610.5	5862.8	578.1	5014.4	174.0	2098.5	198.4	4500.5	1069.3	1448.3	2376.7	3341.8		426.5	2591.4	1590.3	2994.5	
	<b>Min.</b>	145.5	16.0	580.0	450.0	73.0	192.0	350.0	2260.0	16.0	87.0	67.0	580.0	8.0	90.9	285.7	36.0	660.9	213.3	39.0	6.0	380.0	
	<b>Max.</b>	4100.0	340.0	9400.0	9600.0	1800.0	17478.0	2000.0	13900.0	650.0	7700.0	800.0	13088.9	4387.5	4100.0	8325.0	9700.0	660.9	1475.0	7700.0	4233.3	10100.0	
<b>% des prédateurs</b>	<b>Moy.</b>	30.6	23.7	35.4	26.6	31.5	33.4	14.4	42.3	31.4	23.6	23.5	33.9	19.6	24.8	45.7	24.4	77.9	22.5	29.9	27.9	36.4	
	<b>É.-t.</b>	19.8	10.4	11.1	9.3	9.6	16.2	3.3	16.2	22.1	24.2	18.5	21.9	14.9	10.9	10.9	6.8		28.0	17.6	16.8	17.7	
	<b>Min.</b>	7.9	8.1	18.9	12.9	17.4	8.3	9.2	19.5	8.7	6.0	3.7	12.3	3.0	9.4	30.5	14.9	77.9	3.2	11.0	8.4	9.6	
	<b>Max.</b>	66.8	36.4	56.3	45.3	49.3	53.3	18.4	71.4	87.7	93.5	65.9	66.6	47.7	42.1	60.0	34.3	77.9	88.5	62.1	60.0	68.2	

## B: Famille

Bassin		Bowron	Chehalis	Chelastie	Chilcotin	Chilko	Clearwater	Coldwater	Euchiniko	Fraser	Herrick	Lillooet	Nicola	Pitt	Stein	Stuart	Taseko	Thompson	Torpy	Tyaughton	Haut Fraser	West Road
<b>N<sup>bre</sup> de sites</b>		12	9	12	13	8	12	6	8	12	12	12	10	16	12	10	8	1	8	8	12	18
<b>% des collecteurs</b>	<b>Moy.</b>	84.8	91.0	92.0	90.5	88.3	91.2	96.4	95.5	86.6	92.6	85.0	93.9	90.0	94.2	90.3	89.0	94.9	88.7	88.5	90.9	91.8
	<b>É.-t.</b>	11.4	5.0	4.5	6.1	6.1	4.2	2.0	3.0	10.3	5.4	12.2	2.4	7.4	1.2	4.9	5.5		9.3	5.6	6.2	6.3
	<b>Min.</b>	56.8	81.6	83.8	76.3	77.8	81.8	93.7	89.9	59.0	84.7	63.1	90.4	73.9	91.3	82.6	77.0	94.9	74.5	75.2	77.7	72.7
	<b>Max.</b>	97.6	96.4	97.5	96.8	95.5	98.0	99.3	99.6	98.2	98.7	98.9	96.8	99.4	96.4	96.0	92.7	94.9	97.9	91.9	100.0	98.8
<b>% des collecteurs/filtreurs</b>	<b>Moy.</b>	88.7	92.3	95.6	95.2	88.9	92.7	97.0	97.6	87.5	92.8	85.0	95.9	90.4	94.3	91.3	89.7	96.4	89.6	88.5	91.0	95.2
	<b>É.-t.</b>	10.4	3.7	5.0	4.9	6.6	3.9	2.5	2.5	10.1	5.5	12.2	5.1	6.8	1.1	5.3	5.8		9.6	5.6	6.2	3.3
	<b>Min.</b>	58.3	86.3	85.1	88.0	77.8	88.2	93.7	93.5	60.4	84.7	63.1	90.4	76.6	92.1	84.1	77.0	96.4	74.5	75.2	77.7	86.5
	<b>Max.</b>	97.6	96.5	105.3	105.9	98.0	100.5	101.1	101.3	100.0	98.7	98.9	105.8	99.4	96.4	97.7	94.0	96.4	98.0	91.9	100.0	98.8
<b>% des filtreurs</b>	<b>Moy.</b>	3.8	1.3	3.7	4.7	0.6	1.5	0.7	2.1	0.9	0.2	0.0	2.0	0.4	0.1	1.0	0.6	1.5	0.8	0.0	0.0	3.3
	<b>É.-t.</b>	7.1	2.6	3.8	5.3	0.9	2.5	0.6	2.4	1.2	0.5	0.0	3.8	1.1	0.3	1.7	1.0		1.5	0.0	0.1	5.9
	<b>Min.</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0
	<b>Max.</b>	24.2	8.0	12.2	14.2	2.5	7.6	1.8	7.2	3.8	1.7	0.0	11.2	4.0	0.8	5.2	2.4	1.5	3.9	0.0	0.2	24.5
<b>% des racleurs</b>	<b>Moy.</b>	44.8	39.0	40.5	42.1	33.1	40.3	17.1	28.0	24.2	40.2	25.6	44.9	44.4	53.0	33.9	51.5	10.3	62.5	36.4	48.6	38.9
	<b>É.-t.</b>	20.7	16.4	11.7	15.7	15.6	15.5	6.6	15.8	26.9	24.2	18.6	20.9	19.5	14.0	14.9	10.4		24.0	18.8	24.2	15.0
	<b>Min.</b>	17.3	20.5	17.6	16.5	13.3	20.0	9.8	6.2	0.5	2.5	0.4	19.4	17.1	28.8	8.9	37.7	10.3	8.5	20.6	8.7	7.5
	<b>Max.</b>	74.3	63.5	61.2	69.4	54.1	68.1	27.7	51.9	81.4	76.6	50.8	74.6	83.8	76.0	53.4	66.4	10.3	81.9	69.7	84.3	62.1
<b>% des déchiqueteurs</b>	<b>Moy.</b>	15.8	20.6	12.5	22.4	26.7	12.4	29.2	19.7	29.9	28.8	48.7	14.8	31.4	15.6	20.0	14.4	1.0	9.4	21.6	19.9	13.4
	<b>É.-t.</b>	10.6	7.3	9.0	17.3	19.2	9.2	11.3	22.3	21.5	19.0	21.5	10.5	20.3	9.0	9.4	11.4		7.4	9.2	20.8	10.7
	<b>Min.</b>	4.4	8.9	0.6	7.0	5.0	0.0	12.9	5.9	4.2	2.5	11.9	2.0	9.6	7.3	5.3	2.5	1.0	2.0	11.3	1.8	0.8
	<b>Max.</b>	40.2	28.9	33.3	58.6	64.7	31.4	43.1	73.5	71.7	62.7	77.3	31.7	75.6	38.7	30.0	37.3	1.0	25.0	33.9	65.0	43.2
<b>Indice biotique (familles)</b>	<b>Moy.</b>	4.0	3.3	4.1	3.9	3.6	3.9	2.2	4.0	3.2	3.2	2.7	4.0	3.2	3.8	3.9	3.6	5.2	3.5	3.2	3.6	4.1
	<b>É.-t.</b>	0.7	0.9	0.8	0.6	1.2	0.5	0.4	0.9	1.1	0.9	0.4	0.7	0.4	0.4	0.4	0.5		0.7	0.6	0.7	0.5
	<b>Min.</b>	2.9	1.8	2.8	3.0	1.9	3.4	1.8	2.3	2.1	2.0	2.1	3.1	2.3	3.0	3.4	2.9	5.2	2.7	2.3	2.5	2.9
	<b>Max.</b>	5.1	4.3	5.7	4.9	5.6	4.9	3.0	5.2	5.5	5.8	3.4	5.3	4.0	4.9	4.6	4.2	5.2	5.0	4.2	5.0	4.9

La richesse en familles était la plus forte dans les sous-bassins des rivières Chehalis, Tyaughton et West Road (moyenne  $\geq 8$ ) et la plus faible dans les sous-bassins des rivières Lillooet et Thompson ainsi que du cours supérieur du Fraser ( $< 12,4$ ), et les échantillons individuels contenaient entre cinq et 27 familles. Le nombre de familles appartenant aux EPT était le plus élevé dans les sous-bassins des rivières Bowron, Chehalis, Nicola, Stuart, Taseko et Tyaughton (moyenne de  $> 11$ ) et le plus bas dans les sous-bassins des cours principal et supérieur du Fraser ainsi que des rivières Lillooet et Thompson ( $< 9$ ), et les échantillons individuels contenaient entre deux et 17 familles. La richesse taxinomique en diptères et en Chironomidae était la plus forte dans les sous-bassins des rivières Chelaslie, Chilcotin, Euchiniko, Stuart, Thompson et West Road ( $> 12$  et 10 taxons respectivement). Les CV étaient généralement bas pour toutes ces mesures de la richesse taxinomique ( $\sim 20\%$ ).

#### **3.4.4 Paramètres de dénombrement**

La densité, comme la richesse taxinomique, est une variable fréquemment utilisée pour décrire les assemblages de macroinvertébrés. Les nombres d'individus présents dans les sous-bassins présentaient des valeurs moyennes de près de 50 fois plus élevées (de 383,3 dans le cours principal du Fraser à 17 090,4 dans la rivière Euchiniko, pour trois minutes d'échantillonnage au troubleau). Les densités des échantillons individuels couvraient aussi plus de trois ordres de grandeur (de 23 dans le cours supérieur du Fraser à 36 800 dans la rivière Euchiniko, pour trois minutes d'échantillonnage au troubleau) (tableau 3.4). Quatre sous-bassins présentaient une densité moyenne de  $> 10\,000$  individus pour trois minutes d'échantillonnage (rivières Chilcotin, Euchiniko, Nicola et West Road), mais cinq présentaient une densité de  $< 2\,000$  (rivières Chehalis, Lillooet, Pitt et Thompson, et cours principal du Fraser). Le nombre d'individus chez les EPT dépassait 80 % des dénombrements dans les rivières Coldwater, Herrick, Lillooet, Pitt et Torpy, était de  $< 25\%$

dans la rivière Thompson et variait entre 4,5 et 100 % dans les échantillons individuels. Les Chironomidae représentaient >30 % des dénombrements dans les rivières Euchiniko, Nicola, Stuart, Thompson (où ils correspondaient à >70 %) et West Road, ils représentaient <11 % dans les rivières Coldwater, Lillooet et Pitt, et ils variaient entre 0 et 77 % dans les échantillons individuels. Les CV des dénombrements étaient supérieurs à ceux des paramètres de la richesse (généralement >60 %).

La dominance numérique d'un taxon unique pour un site est l'expression de l'uniformité d'un assemblage. La dominance par un taxon unique variait entre 9,9 et 77,3 % dans les échantillons individuels, mais les valeurs moyennes pour chaque sous-bassin se situaient généralement entre 25 et 40 %. Une fois la dominance numérique des deux taxons les plus communs considérée, deux sous-bassins présentaient des moyennes dépassant 66 % (Coldwater et Lillooet), et un seul, une moyenne inférieure à 40 % (Chelaslie). La prise en considération de cinq taxons numériquement dominants a donné les résultats suivants : sept sous-bassins présentaient des moyennes de <65 % (Chelaslie, Chilcotin, Clearwater, Nicola, Stuart, Tyaughton et West Road), et deux seulement, des moyennes de >80 % (Coldwater et Lillooet).

### **3.4.5 Paramètres des guildes alimentaires**

L'utilisation de paramètres liés aux guildes alimentaires est en grande partie limitée aux États-Unis, et, plus précisément, aux États et aux organismes qui utilisent les protocoles de bioévaluation rapide de Plafkin *et al.* (1989) (Resh et Jackson, 1993). Il est toutefois probable qu'on ait recours, dans le futur, à d'autres types de caractères propres aux espèces (p. ex., durée de vie, nombre de cycles de reproduction) en bioévaluation. Plusieurs de ces mesures liées aux guildes alimentaires sont présentées dans le tableau 3.4. Ces mesures s'appuient sur la théorie voulant que les groupes d'invertébrés ayant développé certains mécanismes alimentaires leur permettant de prendre avantage des



sources de nourriture existantes prédominent dans certaines conditions environnementales. Ainsi, les racleurs seraient présents dans les zones ensoleillées où les algues abondent; les filtreurs, là où les charges organiques en suspension sont importantes; les déchiqueteurs, là où il y a accumulation de feuilles mortes. Sylvestre (1998) a abordé le sujet des guildes alimentaires dans le cadre des études sur le fleuve Fraser.

Nous avons observé que les pourcentages des différentes guildes alimentaires variaient beaucoup d'un sous-bassin à l'autre et qu'elles présentaient des CV élevés (souvent >50 % et parfois >100 %). Par exemple, le pourcentage de prédateurs variait entre <1 % et >64 % dans les échantillons individuels, et les valeurs moyennes par sous-bassin, entre 8,0 et 26,6 %. Les collecteurs étaient généralement présents à >80 % (valeur moyenne des sous-bassins), mais le pourcentage de filtreurs était de >10 % dans les sous-bassins des rivières Bowron et Euchiniko uniquement. Les racleurs présentaient des valeurs moyennes variant entre 16,4 et 75,6 %, alors que les déchiqueteurs dépassaient à peine 35 % dans le sous-bassin de la rivière Coldwater. Les valeurs au niveau de la famille des guildes alimentaires diffèrent de celles des niveaux inférieurs, car le nombre de groupes probablement identifiables augmente avec la diversité taxinomique.

### **3.4.6 Indices biotiques**

L'approche basée sur l'indice biotique est la méthode la plus ancienne et la plus répandue pour la surveillance de la qualité des eaux. Elle est aussi la plus communément utilisée dans nombre de pays européens (Resh et Jackson, 1993). Dans les résultats de l'indice biotique utilisés ici, les nombres élevés indiquent une qualité de l'eau plus pauvre. Les valeurs moyennes de l'indice biotique, basés sur les résultats correspondant à la tolérance à l'échelle de l'espèce et du genre, étaient de <2,6 dans les sous-bassins des rivières Coldwater, Lillooet et Tyughton et de >4,0 dans les sous-bassins des rivières

Bowron, Euchiniko, Thompson et West Road, et les résultats pour les échantillons individuels variaient entre 0,8 et 6,0 (tableau 3.4).

Les résultats ont aussi été calculés en fonction des valeurs de tolérance au niveau de la famille. Les valeurs moyennes de l'indice biotique variaient généralement entre 3 et 4 pour la plupart des sous-bassins, mais étaient de  $<2,6$  dans le sous-bassin de la rivière Coldwater et de  $>4,0$  dans les sous-bassins des rivières Chelaslie, Thompson et West Road. Les comparaisons des valeurs de l'indice biotique aux niveaux de l'espèce/du genre et au niveau de la famille ont démontré que les valeurs moyennes de deux des sous-bassins étaient inchangées, que sept avaient augmenté (de 0,1-0,5), et que onze avaient diminué (de 0,1-0,7).

### **3.4.7 Caractéristiques de l'habitat**

Nous avons utilisé certaines caractéristiques de l'habitat, dont des mesures chimiques, physiques et biologiques (algales) (tableau 3.5). Voici quelques observations au sujet des variables sélectionnées.

Le taux d'alcalinité variait entre 0 et  $201 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  dans divers échantillons, était le plus élevé dans les sous-bassins des rivières Chilcotin et Euchiniko ( $>80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) et le plus bas dans les sous-bassins des rivières Chehalis et Pitt ( $<7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Le total des solides en suspension était le plus élevé dans les sous-bassins des rivières Chilcotin et Stuart ( $>63 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) et le plus bas dans les sous-bassins des rivières Coldwater et Torpy ( $<2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Les teneurs en phosphore et en azote étaient habituellement au-dessous des niveaux détectables. Le pH variait dans les échantillons de 5,7 à 9,3. La conductivité dépassait les  $150 \text{ }\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  dans les sous-bassins des rivières Coldwater, Euchiniko, Nicola et Tyaughton, mais était de  $<30 \text{ }\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  dans les sous-bassins des rivières Chehalis, Chelaslie et Pitt. Les valeurs moyennes de la teneur en oxygène dissous variaient entre 5,0 et  $14,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , et celles de la température de l'eau, entre 3,1 et  $11,1 \text{ }^\circ\text{C}$ .

Les teneurs moyennes en chlorophylle *a* des algues benthiques variaient entre 0,8 (sous-bassins des rivières Chehalis et Tyaughton) et  $>1\ 400\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (sous-bassins des rivières Chilcotin et Clearwater), et la biomasse des algues benthiques suivait le même patron. Toutefois, les CV étaient généralement de  $>100\ \%$ . En termes de caractéristiques principales du substrat, le matériau dominant (classe dominante de substrat) variait d'un sous-bassin à l'autre entre la catégorie 1 (couverture organique) et la catégorie 8 ( $>25\ \text{cm}$ ) (voir le tableau 2.1), et les valeurs moyennes variaient entre la catégorie 3,9 (0,2 à 2,5 cm) et la catégorie 7,3 (10 à 25 cm). La matière entourant les particules dominantes (matrice) variait d'un sous-bassin à l'autre entre les valeurs moyennes de la catégorie 1,8 (couvert organique à 0,2 cm) et celles de la catégorie 6 (5 à 10 cm). En ce qui concerne les caractéristiques du substrat interstitiel, le sable était prédominant dans tous les sites (en moyenne  $>50\ \%$ ), et le limon et l'argile dépassaient les valeurs moyennes de  $2\ \%$  dans les sous-bassins des rivières Chilko et Lillooet uniquement.

**Tableau 3.5** Moyennes, écarts types (é. t.) et intervalles pour les variables du milieu mesurées dans les sites échantillonnés, par sous-bassin. Voir la section 1 pour connaître la méthode de calcul.

Bassin		Bowron	Chelalis	Chelasia	Chilcoatin	Chilko	Clearwater	Coldwater	Euchiniko	Fraser	Herrick	Lillooet	Nicola	Pitt	Stein	Stuart	Taseko	Thompson	Torpy	Tyaughton	Haut Fraser	West Road
N <sup>br</sup> de sites		12	9	12	13	8	12	6	8	12	12	12	10	16	12	10	8	1	8	8	12	18
<b>Colonne d'eau</b>																						
<b>Alcalinité</b> (mg.L <sup>-1</sup> )	<b>Moy.</b>	45.5	1.7	15.3	84.7	27.2	40.4	58.3	84.3	57.4	58.6	20.3	70.3	6.3	15.4	31.2	30.3	35.4	64.1	72.0	32.6	70.3
	<b>É.-t.</b>	26.3	4.5	6.8	32.8	15.4	25.3	5.5	22.3	18.5	31.0	9.5	49.8	4.8	7.5	16.6	33.3		29.8	20.2	26.5	29.9
	<b>Minimum</b>	0.2	0.2	6.5	33.4	12.2	11.7	52.3	50.4	21.1	0.0	5.2	19.8	0.1	0.0	0.1	9.9	35.4	19.8	41.8	0.1	10.4
	<b>Maximum</b>	83.3	13.7	29.0	154.0	59.5	89.8	63.5	111.0	84.5	96.3	33.9	201.0	15.1	27.5	42.9	112.0	35.4	97.9	104.0	76.6	125.0
<b>Total des solides en suspension</b> (mg.L <sup>-1</sup> )	<b>Moy.</b>	14.2	2.3	3.0	75.2	12.9	46.8	1.9	4.9	27.2	8.6	21.4	7.7	24.4	6.6	63.2	18.3	3.1	1.3	10.6	15.2	8.5
	<b>É.-t.</b>	22.4	1.7	1.4	74.4	16.3	50.6	1.0	3.2	36.1	6.0	16.8	4.6	21.7	5.9	18.7	12.1		0.6	7.4	19.0	5.7
	<b>Minimum</b>	1.8	0.4	1.2	3.7	0.9	1.8	1.0	2.0	9.2	2.0	4.3	3.0	0.9	1.1	33.0	4.5	3.1	0.8	1.6	1.1	1.6
	<b>Maximum</b>	79.0	6.3	6.4	168.0	44.3	152.0	3.5	10.6	141.0	20.4	68.0	15.8	61.2	21.1	90.0	36.3	3.1	2.3	23.1	61.1	21.2
<b>Phosphore total</b> (mg.L <sup>-1</sup> )	<b>Moy.</b>	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
	<b>É.-t.</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	<b>Minimum</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	<b>Maximum</b>	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<b>Nitrates-nitrites</b> (mg.L <sup>-1</sup> )	<b>Moy.</b>	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0
	<b>É.-t.</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
	<b>Minimum</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
	<b>Maximum</b>	0.1	0.2	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.2	0.1	0.2	0.0	0.3	0.2	0.3	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2
<b>Azote total Kjeldahl</b> (mg.L <sup>-1</sup> )	<b>Moy.</b>	0.2	0.0	0.2	0.1	0.0	0.1	0.1	0.4	0.1	0.1	0.0	0.4	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.3
	<b>É.-t.</b>	0.1	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2
	<b>Minimum</b>	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1
	<b>Maximum</b>	0.3	0.1	0.3	0.4	0.2	0.1	0.1	0.7	0.1	0.1	0.1	0.8	0.1	0.1	0.2	0.3	0.1	0.2	0.1	0.1	0.9
<b>pH</b>	<b>Moy.</b>	8.1	6.7	7.0	7.7	7.8	7.8	7.9	8.1	8.1	7.7	7.1	7.6	6.9	7.0	7.7	7.7	8.0	8.2	8.1	7.2	8.3
	<b>É.-t.</b>	0.3	0.4	0.2	0.6	0.2	0.5	0.3	0.2	0.5	0.2	0.3	0.6	0.7	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3	0.2	0.5	0.6
	<b>Minimum</b>	7.5	6.1	6.6	6.5	7.5	6.8	7.6	7.7	7.3	7.2	6.4	6.9	5.7	6.6	7.4	7.4	8.0	7.8	7.7	6.5	7.0
	<b>Maximum</b>	8.6	7.4	7.4	8.4	8.1	8.6	8.2	8.3	8.8	8.2	7.4	8.5	7.7	7.3	7.9	7.9	8.0	8.8	8.3	8.0	9.3
<b>Conductivité</b> (µS.cm <sup>-1</sup> )	<b>Moy.</b>	91.6	29.5	27.3	140.7	63.3	84.1	166.8	185.4	142.2	145.7	77.2	153.1	23.2	46.2	83.2	74.4	88.0	121.7	244.8	100.7	132.0
	<b>É.-t.</b>	46.0	42.7	12.3	60.3	29.8	46.1	11.9	74.5	32.0	34.5	32.1	85.9	15.7	15.6	15.9	72.5		49.9	98.2	44.3	52.5
	<b>Minimum</b>	21.6	5.0	11.5	41.0	24.9	28.0	155.0	93.0	73.3	86.3	20.0	74.6	4.6	12.8	42.0	22.0	88.0	47.0	113.0	35.0	38.7
	<b>Maximum</b>	163.0	139.0	50.7	253.0	112.2	174.0	182.0	352.0	183.0	191.0	137.2	365.0	60.7	68.0	95.4	251.0	88.0	181.0	426.0	189.0	231.0
<b>Oxygène dissous</b> (mg.L <sup>-1</sup> )	<b>Moy.</b>	11.3	10.4	11.2	13.0	12.3	12.3	9.5	10.5	12.3	12.0	11.6	11.3	12.2	12.0	12.3	12.2	10.2	12.1	10.4	11.6	12.0
	<b>É.-t.</b>	1.0	0.3	0.7	1.6	0.4	1.5	0.4	0.5	0.9	0.6	0.7	0.7	2.5	0.4	0.7	0.8		1.1	0.5	0.5	0.9
	<b>Minimum</b>	9.5	9.9	10.1	10.8	11.7	10.1	8.9	9.8	10.8	11.0	10.0	10.2	5.0	11.1	11.2	11.4	10.2	10.6	9.6	10.9	10.4
	<b>Maximum</b>	12.8	10.9	12.2	14.5	12.8	14.3	9.9	11.3	13.8	13.3	12.3	12.1	14.8	12.7	13.3	13.5	10.2	13.9	11.2	12.6	13.2
<b>Température</b> (°C)	<b>Moy.</b>	6.7	10.1	5.7	3.1	7.5	6.4	11.1	6.6	6.5	5.2	5.8	6.2	6.7	4.6	3.3	7.2	13.7	3.9	5.6	3.6	7.0
	<b>É.-t.</b>	1.2	1.7	2.1	2.0	1.2	3.3	1.8	2.2	1.0	1.3	2.0	2.2	1.9	2.3	1.2	2.6		0.8	1.4	1.8	1.6
	<b>Minimum</b>	5.3	8.1	1.3	0.1	5.5	2.1	9.4	4.0	5.0	2.2	3.5	3.6	3.6	1.0	0.9	2.7	13.7	2.3	2.3	1.6	4.0
	<b>Maximum</b>	8.5	12.5	8.7	6.6	9.4	11.8	13.3	10.1	8.0	7.1	8.3	10.1	9.8	7.3	4.7	9.5	13.7	4.8	6.8	8.2	9.8
<b>Chenal/substrat</b>																						
<b>Algues benthiques-chlorophylle a</b> (mg.L <sup>-1</sup> )	<b>Moy.</b>	2.7	0.8	3.6	4119.9	3.5	1426.5	1.7	4.5	22.2	2.3	2.3	8.3	138.7	1.7	266.8	3.7	10.8	1.9	0.8	1.8	9.9
	<b>É.-t.</b>	3.6	1.6	3.3	7991.7	3.8	2610.3	0.5	4.0	67.2	3.0	1.6	4.6	171.2	2.2	121.4	4.4		1.4	0.8	3.8	7.5
	<b>Minimum</b>	0.3	0.1	0.3	1.6	0.1	0.6	1.3	0.8	0.4	0.4	0.8	2.2	0.1	0.3	55.0	0.1	10.8	0.3	0.4	0.1	0.5
	<b>Maximum</b>	13.0	4.8	10.3	27384.7	9.2	8904.8	2.3	12.5	235.4	9.4	6.3	14.7	606.2	7.9	543.0	13.3	10.8	4.4	2.8	13.2	24.1
<b>Algues benthiques-</b>	<b>Moy.</b>	1.8	0.6	2.4	2608.2	2.3	1073.0	1.1	2.7	17.3	1.7	1.8	6.0	110.7	1.2	162.1	2.2	6.3	1.3	0.6	1.4	4.8

Bassin		Bowron	Chehalis	Chelaslie	Chilcotin	Chilko	Clearwater	Coldwater	Euchiniko	Fraser	Herrick	Lillooet	Nicola	Pitt	Stein	Stuart	Taseko	Thompson	Torpy	Tyaughton	Haut Fraser	West Road	
<b>N<sup>bre</sup> de sites biomasse (mg.L<sup>-1</sup>)</b>		12	9	12	13	8	12	6	8	12	12	12	10	16	12	10	8	1	8	8	12	18	
	É.-t.	2.3	1.2	2.1	5484.7	2.6	1577.2	0.4	2.3	52.6	2.8	1.2	3.3	159.7	1.5	82.9	2.3		0.8	0.6	3.1	3.5	
	Minimum	0.2	0.0	0.2	1.3	0.1	0.3	0.8	0.5	0.3	0.3	0.6	1.8	0.0	0.2	0.0	0.0		6.3	0.3	0.3	0.0	0.3
	Maximum	8.3	3.6	6.6	19551.7	6.3	4819.2	1.5	7.7	184.2	10.2	4.4	10.1	571.0	5.2	340.0	6.9	6.3	6.3	2.6	2.0	10.6	10.6
<b>% de gravier</b>	Moy.	31.0	46.4	46.7	24.2	14.5	32.0	23.6	28.4	22.1	20.9	11.5	43.4	31.2	14.7	23.6	11.7	0.0	23.8	25.8	16.6	26.3	
	É.-t.	15.5	19.4	32.3	11.8	9.6	23.6	10.1	16.0	13.1	15.6	7.6	28.5	26.6	9.3	8.8	10.5		15.6	21.3	15.3	12.1	
	Minimum	2.2	30.1	5.1	4.6	0.7	0.0	12.1	8.1	0.0	0.0	0.4	0.0	5.3	0.1	10.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
	Maximum	54.1	79.4	100.0	53.6	27.3	100.0	35.8	51.4	43.0	43.8	25.3	95.9	90.5	34.3	45.3	28.3	0.0	49.9	55.5	45.6	40.9	
<b>% de sable</b>	Moy.	68.9	53.4	52.9	75.6	60.2	59.5	76.4	71.3	73.6	70.7	85.2	46.6	68.1	84.7	76.3	87.6	0.0	75.6	62.7	66.8	69.2	
	É.-t.	15.4	19.2	31.9	11.8	37.6	28.4	10.1	16.0	14.6	26.4	5.9	29.1	27.2	9.1	8.8	10.0		16.1	32.2	18.7	15.8	
	Minimum	45.9	20.7	0.0	46.2	0.0	0.0	64.1	48.6	50.5	0.0	74.5	0.0	9.5	65.7	54.7	71.0	0.0	49.9	0.0	22.1	20.8	
	Maximum	97.8	69.8	91.4	95.4	89.2	84.3	87.9	91.9	100.0	99.5	92.5	84.2	94.6	98.9	90.0	99.3	0.0	100.0	100.0	91.8	94.3	
<b>% de limon</b>	Moy.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.1	3.1	
	É.-t.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		0.0	0.0	18.1	13.3	
	Minimum	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
	Maximum	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	27.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	51.6	56.5	
<b>% d'argile</b>	Moy.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.3	1.3	
	É.-t.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		0.0	0.0	8.2	5.4	
	Minimum	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
	Maximum	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	26.3	22.8	
<b>Matériau dominant (7 catégories)</b>	Moy.	4.9	7.1	6.2	5.2	6.6	5.9	5.3	3.9	5.8	5.1	7.3	6.2	7.0	6.6	5.4	7.3	8.0	5.6	6.8	5.9	5.7	
	É.-t.	1.7	0.8	2.6	1.6	0.7	1.9	1.0	2.4	1.1	1.0	1.2	1.4	1.4	1.1	1.6	0.7		1.1	1.2	1.7	1.8	
	Minimum	1.0	6.0	1.0	1.0	6.0	1.0	4.0	1.0	4.0	4.0	5.0	4.0	4.0	5.0	2.0	6.0	8.0	4.0	5.0	2.0	1.0	
	Maximum	7.0	8.0	8.0	7.0	8.0	8.0	7.0	6.0	8.0	7.0	8.0	8.0	8.0	8.0	7.0	8.0	8.0	8.0	7.0	8.0	7.0	8.0
<b>Matrice (7 catégories)</b>	Moy.	2.8	4.7	3.7	3.1	2.4	3.7	3.7	2.1	1.8	2.6	3.0	2.3	4.0	2.4	2.9	2.8	6.0	3.3	4.3	2.9	2.7	
	É.-t.	1.3	0.5	1.1	1.6	0.7	1.5	1.0	1.9	0.9	0.7	1.1	0.7	1.8	0.8	1.0	1.0		0.9	0.7	1.3	1.6	
	Minimum	0.0	4.0	1.0	0.0	2.0	2.0	2.0	0.0	1.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	6.0	2.0	4.0	2.0	0.0	
	Maximum	5.0	5.0	5.0	6.0	4.0	6.0	5.0	4.0	4.0	4.0	5.0	4.0	8.0	4.0	5.0	4.0	6.0	4.0	6.0	6.0	6.0	
<b>Comblement interstitiel (5 catégories)</b>	Moy.	3.5	4.8	4.3	4.3	2.9	4.0	3.3	3.3	3.1	3.4	3.8	3.9	4.1	3.8	4.4	3.0	4.0	4.0	4.0	3.6	3.8	
	É.-t.	1.5	0.4	0.8	1.1	0.6	1.2	0.5	1.9	0.7	0.8	0.8	0.7	1.0	1.3	0.8	0.9		0.8	0.9	1.1	1.4	
	Minimum	1.0	4.0	3.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	2.0	3.0	3.0	2.0	2.0	3.0	2.0	4.0	3.0	3.0	1.0	1.0	
	Maximum	5.0	5.0	5.0	5.0	4.0	5.0	4.0	5.0	4.0	4.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	4.0	4.0	5.0	5.0	5.0	5.0	

### 3.4.8 Précision et exactitude des paramètres

La première analyse portait sur la variabilité de 44 paramètres. Les valeurs moyennes et les CV de tous les paramètres variaient beaucoup, parfois de plus d'un ordre de grandeur dans les six sites des différents bassins (tableau 3.6).

Les mesures de la richesse ont démontré une faible variabilité en termes de valeurs moyennes ou de CV (tableau 3.6). La différence entre les valeurs moyennes d'un site à l'autre variait de moins du double pour : le nombre de familles, le nombre de taxons et de familles chez les EPT; le nombre de familles d'éphéméroptères, le nombre de taxons chez les plécoptères; le nombre de familles chez les diptères; le rapport entre le nombre d'individus chez les EPT et le nombre d'individus chez les Chironomidae; l'apport des cinq taxons dominants; le pourcentage de taxons et de familles de collecteurs (tableau 3.6). Les CV présentaient le plus petit intervalle pour le nombre de familles (8,7 à 14,8 %) et le plus grand intervalle pour le pourcentage d'individus appartenant aux Chironomidae (12,9 à 91,7 %). Les CV étaient les plus bas pour : le nombre de taxons ( $\leq 25,0$  % pour les six sites) et le nombre de familles ( $\leq 14,8$  %); le nombre de taxons ( $\leq 19,4$ %) et le nombre de familles ( $\leq 19,9$  %) chez les EPT; le nombre de familles d'éphéméroptères ( $\leq 17,7$  %); le nombre de taxons chez les plécoptères ( $\leq 15,2$  %); le pourcentage d'éphéméroptères ( $\leq 23,0$  %); le pourcentage des deux taxons dominants (19,9 %); le pourcentage des cinq taxons dominants ( $\leq 8,0$  %); le pourcentage de taxons ( $\leq 10,8$  %) et de familles ( $\leq 15,7$  %) appartenant aux collecteurs; l'indice biotique à l'échelle de la famille ( $\leq 16,9$  %).

**Tableau 3.6** Valeurs moyennes et coefficients de variation (%) de paramètres sélectionnés (voir le tableau 3.2 pour les descriptions) pour six sites dans lesquels des répliqués ont été prélevés. Les paramètres identifiés par un astérisque (\*) correspondent à l'approche des paramètres fixes de Plafkin et al. (1989). Pour une description complète du calcul des paramètres, voir l'USEPA (1998; tableau 7.2). Les tirets indiquent que les paramètres ne pouvaient être calculés pour le site. CHI = Chilcotin; CLR = Clearwater; PIT = Pitt; SAL = Salmon; STU = Stuart. Les valeurs des familles sont parfois supérieures aux valeurs des taxons, car certains petits spécimens ont pu être identifiés au niveau de la famille uniquement.

Paramètres	CHI5	CLR6	PIT6	PIT7	SAL3	STU2
<b>RICHESSSE</b>	(n = 5)	(n = 5)	(n = 3)	(n = 5)	(n = 3)	(n = 5)
Nombre total de taxons	27,6/11,0	28,4/6,9	12,0/25,0	19,8/8,3	26,0/6,7	21,0/21,6
*Nombre total de familles	20,0/8,7	16,4/14,0	10,3/14,8	14,2/12,7	14,7/10,4	13,2/12,4
EPT – nombre de taxons	9,6/16,3	15,4/14,2	9,0/15,1	7,5/11,1	8,7/8,7	14,4/19,4
EPT – nombre de familles	9,6/11,9	11,2/9,8	7,7/15,1	8,6/13,3	7,7/19,9	10,2/16,1
Éphéméroptères – nombre de taxons	3,0/62,4	5,2/21,1	3,0/0	6,2/13,5	1,3/43,3	5,6/24,0
Éphéméroptères – nombre de familles	4,0/0	4,4/12,5	4,0/0	3,0/0	3,7/15,8	4,0/17,7
Trichoptères – nombre de taxons	3,6/15,2	2,8/46,6	2,0/0	1,3/43,3	3,3/17,3	1,6/55,9
Trichoptères – nombre de familles	3,2/14,0	2,6/43,9	2,0/0	1,3/43,3	3,0/33,3	1,4/39,1
Plécoptères – nombre de taxons	6,0/0	7,4/12,1	4,0/0	4,0/0	4,0/0	7,2/15,2
Plécoptères – nombre de familles	2,4/47,5	4,2/20,0	3,0/0	4,6/9,3	1,0/0	4,8/17,4
Diptères – nombre de taxons	8,8/23,3	13,6/13,9	5,3/39,0	9,2/11,9	14,3/10,7	7,2/26,7
Diptères – nombre de familles	3,6/34,3	3,2/26,2	2,0/0	3,2/13,1	3,3/34,7	2,4/22,8
Chironomidae – nombre de taxons	5,6/32,4	11,6/13,1	3,3/62,5	6,2/17,9	11,3/18,4	5,8/37,4
Odonates – nombre de taxons	-	-	-	-	-	-
Odonates – nombre de familles	-	-	-	-	-	-
Coléoptères – nombre de taxons	2,4/22,8	-	-	-	1,0/0	-
Coléoptères – nombre de familles	1,0/0	-	-	-	1,0/0	-

Paramètres	CHI5	CLR6	PIT6	PIT7	SAL3	STU2
familles						
<b>NOMBRE D'INDIVIDUS</b>						
*EPT – nombre d'individus/ EPT + Chironomidae – nombre d'individus	0,6/22,0	0,5/13,1	1,0/2,1	0,6/2,0	0,6/23,3	0,7/12,6
*% EPT	45,4/22,2	46,5/12,8	94,1/2,9	81,4/3,0	49,6/32,8	66,7/12,8
% Éphéméroptères	36,3/19,5	26,1/23,0	56,6/12,4	28,7/8,5	27,6/20,8	55,4/10,4
% Plécoptères	4,0/50,0	17,7/6,5	35,9/24,5	52,2/24,5	6,1/102,3	10,2/23,4
% Trichoptères	5,1/34,2	2,7/28,1	1,6/0	0,6/34,6	16,1/72,9	1,1/49,8
*% Chironomidae	25,9/38,2	49,4/12,9	2,1/91,7	11,7/13,0	31,7/25,5	32,1/26,1
% Coléoptères	2,4/31,6	-	-	-	1,0/108,7	-
% Odonates	-	-	-	-	-	-
% Tribu Tanytarsini	19,3/37,9	17,0/48,2	-	0,8/47,1	18,1/31,6	26,7/30,8
% Diptères et non-insectes	46,3/18,8	56,2/10,8	7,5/47,6	19,1/13,1	57,0/15,7	34,4/23,3
*% Taxon dominant	17,9/22,6	17,5/29,2	39,3/6,2	36,7/2,6	21,6/17,6	32,7/8,7
% 2 taxons dominants	30,5/12,0	30,6/19,9	64,7/6,4	54,7/7,2	37,6/14,4	55,1/7,0
% Apport des 5 taxons dominants	57,3/5,3	56,4/8,0	92,5/6,1	73,2/2,1	65,2/5,1	79,0/4,2
*% Trichoptères qui sont des Hydropsychidae	53,3/40,1	20,0/0	-	75,0/47,1	52,2/25,3	88,9/21,7
*% Éphéméroptères qui sont des Baetidae	38,0/42,7	31,3/9,6	59,0/14,6	61,5/14,0	16,2/57,4	48,2/15,4
* Abondance totale	11,191,6/ 23,3	12,904,2/ 20,5	324,3/ 41,0	414,6/ 44,0	4325,0/ 19,1	4216,4/ 23,3
<b>GUILDES ALIMENTAIRES</b>						
% Collecteurs	53,6/8,6	76,4/3,3	89,1/0,6	79,0/2,3	45,6/10,8	86,1/3,4
% Familles de collecteurs	37,9/9,9	51,8/13,7	51,9/6,2	42,1/5,2	48,1/10,8	48,0/15,7
% Filtreurs	21,7/34,2	8,3/74,1	-	1,9/60,0	10,0/63,8	-
% Familles de filtreurs	19,2/17,2	10,9/18,2	-	8,4/28,9	11,2/27,2	-
% Prédateurs	3,3/43,7	3,8/42,2	8,7/8,7	11,7/9,8	10,9/50,7	5,8/24,8
% Familles de prédateurs	17,7/37,0	16,4/53,4	39,3/14,2	24,7/38,9	21,0/42,6	30,9/28,9
% Racleurs	18,3/18,4	16,1/38,1	54,4/16,9	55,3/6,0	7,8/120,8	23,6/113,5
% Familles de racleurs	18,0/12,5	24,9/37,4	42,0/5,3	21,4/12,8	18,0/13,2	26,8/23,6
% Déchiqueteurs	3,9/38,9	21,7/30,1	-	4,2/31,0	30,1/49,8	5,9/41,7



Paramètres	CHI5	CLR6	PIT6	PIT7	SAL3	STU2
% Familles de déchetueurs	11,1/37,4	30,2/30,4	-	17,1/24,1	20,6/10,8	21,2/11,8
<b>Indices biotiques</b>						
Indice biotique à l'échelle de la famille	3,3/11,1	2,9/8,9	2,2/7,9	1,6/11,8	3,0/16,3	3,0/16,9
Indice biotique à l'échelle de l'espèce/du genre	4,5/8,4	4,8/8,3	2,6/11,4	3,2/3,8	3,7/16,5	4,8/5,6

Lors de la deuxième analyse, 12 comparaisons intersites ont été effectuées afin de déceler des perturbations. En ce qui concerne la fréquence à laquelle les paramètres étaient calculables (c.-à-d. que l'information nécessaire était accessible grâce aux prélèvements effectués dans un site; p. ex., l'évaluation du nombre de taxons chez les trichoptères dépend de la présence de trichoptères dans un site), six des 17 paramètres de la richesse, 12 des 16 paramètres des dénombrements, sept des dix paramètres des guildes alimentaires ainsi que l'indice biotique à l'échelle de la famille ont pu être calculés pour les 12 comparaisons (tableau 3.7).

Quant aux signalements corrects de perturbations (c.-à-d. que la perturbation a été observée lorsqu'elle était présente; p. ex., comparaison des sites 1 et 2 de la rivière Salmon avec le site 3 de la rivière Salmon), six des 12 paramètres de la richesse, dix des 15 paramètres des dénombrements, cinq des dix paramètres des guildes alimentaires, mais pas l'indice biotique à l'échelle de la famille, ont présenté des valeurs  $t$  supérieures aux valeurs attendues (où  $p = 0,05$ ) (tableau 3.7).

En ce qui concerne les signalements incorrects de perturbations (lorsque le site n'était pas perturbé), pour les cours d'eau non perturbés de différentes écorégions, des erreurs ont été observées pour trois des 15 paramètres de la richesse calculables, pour dix des 13 paramètres des dénombrements et pour six des dix paramètres des guildes alimentaires. Quant aux comparaisons de différents cours d'eau d'une même écorégion, des erreurs ont été décelées pour 35 des 65 comparaisons de richesse, pour 49 des 71 dénombrements, pour 24 des 44 paramètres des guildes alimentaires et pour trois des cinq comparaisons de l'indice biotique. Les sites non perturbés d'un même cours d'eau présentaient les taux d'erreur les plus bas, comportant cinq erreurs sur 32 pour la richesse, 21 sur 47 pour les dénombrements, 17 sur 28 pour les guildes alimentaires et deux sur quatre pour l'indice biotique (tableau 3.7).

**Tableau 3.7** Résumé des tests t unilatéraux ( $p = 0,05$ ) comparant les paramètres en termes : a) de la fréquence à laquelle les données étaient accessibles pour une comparaison statistique; b) des signalements corrects de perturbations ( $n = 2$ ) et des signalements incorrects de perturbations selon une comparaison de sites dans différents cours d'eau, dans c) différentes écorégions ( $n = 1$ ), d) la même écorégion ( $n = 5$ ) ou e) différents sites d'un même cours d'eau ( $n = 4$ ). Voir les méthodes d'échantillonnage pour les sites comparés.

Paramètre	a) Paramètre calculable pour combien de sites parmi les 12?	b) Le paramètre a-t-il signalé une perturbation?	Le paramètre a-t-il incorrectement signalé une perturbation lorsque les sites comparés se trouvaient dans :		
			c) différentes écorégions?	d) différents cours d'eau?	e) les mêmes cours d'eau?
<b>RICHESSSE</b>					
Nombre total de taxons	12	Oui	Oui	Oui (2/5)	Oui (1/4)
Nombre total de familles	12	Oui	Non	Oui (4/5)	Non (0/4)
EPT – nombre de taxons	12	Oui	Non	Oui (1/5)	Non (0/4)
EPT – nombre de familles	12	Oui	Non	Oui (2/5)	Non (0/4)
Éphéméroptères – nombre de taxons	9	Oui	Non	Oui (1/5)	Non (0/1)
Éphéméroptères – nombre de familles	9	Non	Non	Oui (1/3)	-
Trichoptères – nombre de taxons	9	Oui	Non	Oui (4/5)	Oui (1/1)
Trichoptères – nombre de familles	12	Non	Non	Oui (4/5)	Oui (1/4)
Plécoptères – nombre de taxons	6	Non	Non	Non (0/3)	-
Plécoptères – nombre de familles	7	-	Non	Oui (1/5)	Non (0/1)
Diptères – nombre de taxons	12	Non	Oui	Oui (4/5)	Oui (1/4)
Diptères – nombre de familles	12	Non	Non	Oui (3/5)	Non (0/1)
Chironomidae – nombre de taxons	12	Non	Oui	Oui (4/5)	Oui (1/4)
Odonates – nombre de taxons	0	-	-	-	-
Odonates – nombre de familles	0	-	-	-	-
Coléoptères – nombre de taxons	3	-	Non	Oui (2/2)	-
Coléoptères – nombre de familles	3	-	Non	Oui (2/2)	-
<b>Nombre d'individus</b>					
EPT – nombre d'individus/ Chironomidae + EPT – nombre d'individus	12	Non	Oui	Oui (3/5)	Oui (1/4)

Paramètre	a) Paramètre calculable pour combien de sites parmi les 12?	b) Le paramètre a-t-il signalé une perturbation?	Le paramètre a-t-il incorrectement signalé une perturbation lorsque les sites comparés se trouvaient dans :		
			c) différentes écorégions?	d) différents cours d'eau?	e) les mêmes cours d'eau?
% EPT	12	Non	Oui	Oui (3/5)	Oui (1/4)
% Éphéméroptères	12	Oui	Oui	Oui (4/5)	Oui (1/4)
% Plécoptères	12	Non	Non	Oui (3/5)	Oui (3/4)
% Trichoptères	9	Non	Non	Oui (3/5)	Oui (1/1)
% Chironomidae	12	Oui	Oui	Oui (3/5)	Oui (1/4)
% Coléoptères	4	Non	-	Oui (2/2)	-
% Odonates	0	-	-	-	-
% Tribu Tanytarsini	9	Oui	Non	Oui (3/5)	Oui (1/1)
% Diptères et non-insectes	12	Oui	Oui	Oui (4/5)	Oui (1/4)
% Taxon dominant	12	Oui	Oui	Oui (4/5)	Oui (3/4)
% 2 taxons dominants	12	Oui	Oui	Oui (4/5)	Oui (2/4)
% Apport des 5 taxons dominants	12	Oui	Oui	Oui (3/5)	Oui (1/4)
% Trichoptères qui sont des Hydropsychidae	7	Oui	-	Oui (4/4)	Oui (1/1)
% Éphéméroptères qui sont des Baetidae	12	Oui	Oui	Oui (2/5)	Oui (2/4)
Abondance totale	12	Oui	Oui	Oui (4/5)	Oui (2/4)
<b>Guildes alimentaires</b>					
% Collecteurs	12	Oui	Oui	Oui (4/5)	Oui (2/4)
% Familles de collecteurs	12	Oui	Oui	Oui (3/5)	Oui (3/4)
% Filtreurs	7	Non	Non	Oui (2/3)	Non (0/1)
% Familles de filtreurs	7	Oui	Oui	Oui (2/3)	Non (0/1)
% Prédateurs	12	Non	Non	Oui (3/5)	Oui (2/4)
% Familles de prédateurs	12	Non	Non	Non (0/5)	Oui (2/4)
% Racleurs	12	Oui	Non	Oui (5/5)	Oui (4/4)
% Familles de racleurs	12	Non	Oui	Oui (3/3)	Oui (4/4)
% Déchiqueteurs	12	Non	Oui	Oui (1/5)	Non (0/1)
% Familles de déchiqueteurs	12	Oui	Oui	Oui (3/5)	Non (0/1)
<b>Indices biotiques</b>					

Paramètre	a) Paramètre calculable pour combien de sites parmi les 12?	b) Le paramètre a-t-il signalé une perturbation?	Le paramètre a-t-il incorrectement signalé une perturbation lorsque les sites comparés se trouvaient dans :		
			c) différentes écorégions?	d) différents cours d'eau?	e) les mêmes cours d'eau?
Indice biotique à l'échelle de la famille	12	Non	Non	Oui (3/5)	Oui (2/4)
Indice biotique à l'échelle de l'espèce/du genre	12	Non	Non	Oui (4/5)	Oui (2/4)

La combinaison des taux d'erreur à différentes échelles (différentes écorégions, différents cours d'eau, sites d'un même cours d'eau) en additionnant les trois dernières colonnes du tableau 3.7 indiquait que les paramètres performant le mieux étaient tous des paramètres de la richesse : le nombre de taxons (seulement quatre erreurs sur dix comparaisons); le nombre de familles (quatre sur dix); le nombre de taxons (une sur dix) et de familles (deux sur dix) chez les EPT; le nombre de taxons (une sur sept) et de familles (une sur quatre) chez les éphéméroptères; le nombre de taxons (zéro sur quatre) et de familles (une sur sept) chez les plécoptères.

Les taux d'erreur étaient les plus bas pour les comparaisons entre des sites non perturbés d'un même cours d'eau. Ce constat est particulièrement évident en ce qui a trait aux paramètres de la richesse. Il y avait moins d'indentifications incorrectes (même si une seule comparaison de sites a été choisie) lorsqu'on comparait des sites de différentes écorégions (situés à plusieurs centaines de kilomètres de distance) choisis à cause de la similarité physique de leurs habitats que lorsqu'on comparait des cours d'eau d'une même écorégion (tableau 3.7).

### **3.4.9 Choix de paramètres pour la biosurveillance du fleuve Fraser**

Cette analyse des paramètres calculés à partir de prélèvements de macroinvertébrés dans le Fraser a démontré clairement que : 1) les paramètres de la richesse étaient les plus utiles de tous les types de paramètres évalués en termes de capacité de signaler une perturbation quand celle-ci était présente et de ne pas en signaler lorsqu'il n'y en avait pas; 2) l'approche des paramètres fixes de Plafkin *et al.* (1989), qui tente d'inclure divers paramètres structurels et fonctionnels des assemblages d'invertébrés benthiques (c.-à-d. les paramètres identifiés par un astérisque dans le tableau 3.6) ne serait pas améliorée de façon significative par la substitution de certains paramètres par d'autres (c.-à-d. les paramètres ne comportant pas d'astérisque dans le tableau 3.6) parce

que ce sont principalement les paramètres liés à la richesse qui performant le mieux; 3) davantage d'erreurs d'identification (c.-à-d. signalements incorrects de perturbations) sont survenus avec l'utilisation des méthodes multimétriques lorsque les sites de différents cours d'eau étaient comparés que lorsque des sites d'un même cours d'eau étaient comparés. De plus, deux sites de différentes écorégions choisis à cause de leur similarité géomorphologique présentaient moins d'erreurs de classification que les sites provenant d'un même cours d'eau ou d'une même écorégion.

La forte variation des valeurs moyennes pour les six sites du tableau 3.6 démontre qu'il est impératif de mettre sur pied des seuils locaux plutôt que d'utiliser des seuils géographiquement vastes qui reflètent des conditions de perturbation. Compte tenu du fait que ces cours d'eau présentent une différente géologie sous-jacente, différentes teneurs en nutriments, une différente géomorphologie, etc., la variabilité observée des valeurs moyennes des mesures liées aux macroinvertébrés benthiques d'un sous-bassin à l'autre n'est pas surprenante. Par conséquent, même pour les mesures au CV élevé, le fait de noter certaines différences statistiquement significatives quand il n'y a pas de perturbation ne surprend pas non plus. D'autres études ont analysé la pertinence des paramètres liée aux macroinvertébrés benthiques pour différentes régions. Leurs résultats indiquent que certains d'entre eux pourraient être utilisés avec succès dans différentes régions (tableau 3.8), mais que la plupart ne le pourraient pas. Bien que ces études aient examiné certains paramètres, il est important de noter que seules les mesures de la richesse semblent être considérées comme utiles de façon constante par les études.

### **3.5 Résumé**

Comment l'évaluation de paramètres individuels peut-elle être mise en relation avec le modèle BEAST (section 2) et la biosurveillance future du fleuve Fraser? Des organismes de surveillance de la qualité des eaux du monde entier envisagent d'utiliser des modèles

multidimensionnels comme base pour leurs programmes de surveillance. Bien qu'il puisse être pertinent de s'appuyer sur quelques paramètres fixes (p. ex., % EPT) dans les pays en développement (Resh, 1995; Sivaramakrishnan *et al.*, 1996), des organismes américains de réglementation sélectionnent aujourd'hui les paramètres appropriés pour des régions particulières (USEPA, 1998). Reynoldson *et al.* (1997b) ont fait observer qu'une stratégie sûre et économique pour les organismes utilisant présentement l'approche multimétrique serait de : 1) compléter les prélèvements biologiques multimétriques, qui sont principalement les mêmes que pour les approches multidimensionnelles, avec des mesures environnementales semblables requises pour les analyses multidimensionnelles; 2) faire simultanément une analyse multimétrique et une analyse multidimensionnelle, et fonder le verdict final concernant la perturbation d'un site sur l'analyse et l'interprétation des deux approches. Notre recommandation est la même si les approches multimétriques sont envisagées pour le bassin du Fraser.



**Tableau 3.8** Paramètres considérés comme utiles pour l'évaluation des macroinvertébrés benthiques lors d'études précédentes : Kerans et al. (1992) ont considéré le résultat d'un paramètre comme fructueux si aucune différence n'était observée ou si des différences constantes étaient observées entre les appareils d'échantillonnage utilisés, entre les radiers et les mouilles ainsi que d'année en année; Barbour et al. (1992) se sont fiés sur la capacité des paramètres de distinguer les classes (écorégions subalpines versus vallées/plaines); Resh et Jackson (1993) se sont appuyés sur la faible variabilité entre les sites et la faible variabilité annuelle ainsi que sur des patrons constants de différences entre des sites perturbés et non perturbés; Kerans et Karr (1994) ont utilisé la concordance avec les analyses de la qualité des eaux et des assemblages de poissons ainsi que la variabilité d'un habitat à l'autre et d'une écorégion à l'autre; enfin, Fore et al. (1996) ont distingué les sites perturbés des sites minimalement perturbés. EPT = Éphéméroptères, plécoptères, et trichoptères.

Kerans <i>et al.</i> (1992) (18 paramètres)	Barbour <i>et al.</i> (1992) (17 paramètres)	Resh et Jackson (1993) (20 paramètres)	Kerans et Karr (1994) (18 paramètres)	Fore <i>et al.</i> (1996) (30 paramètres)
Plécoptères – richesse	Nombre de taxons	Nombre de taxons	Richesse taxinomique	Richesse taxinomique
Escargots et moules intolérants – richesse	EPT – richesse	EPT – nombre de taxons	Escargots et moules intolérants – richesse	Éphéméroptères – richesse
% Individus des deux taxons numériquement dominants	Indice de Pinkham-Pearson	Nombre de familles	Éphéméroptères – richesse	Plécoptères – richesse
% Omnivores	Indice de similarité quantitative	Indice de Margalef	Trichoptères – richesse	<i>Pteronarcys</i> – richesse
% Collecteurs	Indice biotique	Indice biotique à l'échelle de la famille	Plécoptères – richesse	<b>Trichoptères – richesse</b>
% Brouteurs	% Taxons dominants	% Racleurs	% Corbicula	Taxons intolérants – richesse
% Prédateurs	Espèces dominantes communes aux 5 taxons les plus abondants		% Oligochaetes	Taxons intolérants aux sédiments – richesse
% Filtreurs	Rapport entre le nombre d'Hydropsychidae et le nombre total d'individus appartenant aux Trichoptères		% Omnivores	Taxons tolérants aux sédiments – richesse
% Déchiqueteurs	% Racleurs		% Filtreurs	% Espèces tolérantes
% Chironomidae	% Déchiqueteurs		% Brouteurs	% Espèces tolérantes aux sédiments
	Indice de similarité quantitative pour les guildes alimentaires		% Prédateurs	% Dominance des 3 taxons les plus abondants
			% Individus des 2 taxons dominants	
			Abondance totale	

Les approches multidimensionnelles élaborent des modèles prédictifs selon l'abondance (BEAST) ou selon l'observation la présence ou l'absence (RIVPACS, AusRivAS) des taxons comme base pour faire des prédictions d'occurrence faunique dans les sites évalués. Il est évident que l'élaboration et l'expansion futures de modèles multidimensionnels incluront probablement des paramètres non liés à la richesse reflétant d'autres aspects structurels et fonctionnels des assemblages de macroinvertébrés benthiques (p. ex., Simpson et Norris, 2000). Toutefois, l'analyse menée dans le cadre de cette étude a démontré que les paramètres de la richesse sont les plus justes dans leur capacité de signaler les perturbations et d'éviter les erreurs de classification; il est probable que les modèles prédictifs multidimensionnels incluant des mesures non liées à la richesse produiront aussi de plus importants taux d'erreur de classification. Une comparaison des modèles BEAST et AusRivAS basée sur les données du fleuve Fraser (Reynoldson *et al.*, 1997b) a révélé que, même si les données de présence et d'absence à elles seules présentaient des taux d'erreur inférieurs, l'intégration du paramètre de l'abondance (modèle BEAST) peut rendre le modèle plus sensible à la détection des perturbations. Ce constat nécessite d'autres analyses, mais il met en relief les problèmes potentiels rattachés à un nombre élevé de classifications incorrectes de même que les avantages liés à une sensibilité accrue grâce à l'inclusion de paramètres non liés à la richesse.

Pourquoi les paramètres de la richesse fonctionnent-ils mieux que les autres paramètres étudiés au sein de l'ensemble restreint de données présenté dans cette section? Le succès lié à l'utilisation de données liées à la présence et à l'absence indique que la présence d'une perturbation coïncide non seulement avec la réduction de l'abondance taxinomique, mais aussi avec l'élimination de taxons. De plus, les changements de densité peuvent être dus à des causes rattachées à une perturbation ou à une absence de perturbation. Les difficultés de désignation des guildes alimentaires et de calcul des indices biotiques peuvent être dues, respectivement, aux méthodes (c.-à-d. le besoin d'une identification exacte des guildes alimentaires ou du concept

même) ainsi qu'à la détermination correcte des tolérances de chaque taxon. Ces questions nécessitent cependant d'autres recherches expérimentales.

Comme nous l'avons indiqué dans l'introduction de cette section, les tendances des analyses futures pourraient continuer à suivre les mêmes principes (p. ex., approches multidimensionnelles telles que le modèle BEAST), s'appuyer sur des approches conventionnelles (p. ex., analyse multimétrique) ou explorer de nouvelles avenues (p. ex., Resh *et al.*, 1996). Les données brutes et les données synthétiques (comme les paramètres) présentées dans cette section ainsi que dans les autres sections de ce rapport ont pour objet à la fois de créer des programmes immédiats de biosurveillance et d'assurer une souplesse dans le suivi des tendances nouvelles et prometteuses en biosurveillance. Ces résultats proposent aussi un éventail de possibilités pour les recherches futures visant à améliorer la biosurveillance du bassin hydrographique du fleuve Fraser (p. ex., Dymond, 1998; Reece et Richardson, 1998).

### OUVRAGES CITÉS

BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, G.E. GRIFFITH, R. FRYDENBORG, E. McCARRON, J.S.

WHITE et M.L. BASTIAN. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 15:185-211.

BARBOUR, M.T., J.L. PLAFKIN, B.P. BRADLEY, C.G. GRAVES et R.W. WISSEMAN. 1992.

Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: metric redundancy and variability among reference stream sites. *Environmental Toxicology and Chemistry* 11:437-499.

BARBOUR, M.T., J.B. STRIBLING et J.R. KARR. 1995. The multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. Pages 63-67 *in* W.S. Davis et T.P. Simon (dir. de publ.). *Biological assessment and criteria. Tools for water resource planning and decision making.* Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

- B.C. MINISTRY OF ENVIRONMENT, LANDS AND PARKS. 1991. Ecoregions of British Columbia. Habitat Inventory Section, Wildlife Branch, B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria (Colombie-Britannique).
- B.C. MINISTRY OF ENVIRONMENT, LANDS AND PARKS AND DEPARTMENT OF FISHERIES AND OCEANS. 1994. Stream inventory manual. Fisheries Branch, B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria (Colombie-Britannique).
- BEDARD, D., A. HAYTON et D. PERSAUD. 1992. Ontario Ministry of Environment laboratory sediment biological testing protocol. Water Resources Branch, Ontario Ministry of Environment, Toronto (Ontario).
- BELBIN, L. 1991. Semi-strong hybrid scaling, a new ordination algorithm. *Journal of Vegetation Science* 2:491-496.
- BELBIN, L. 1993. PATN, pattern analysis package. Division of Wildlife and Ecology, CSIRO, Canberra, Australie.
- BORGMANN, U., K.M. RALPH et W.P. NORWOOD. 1989. Toxicity test procedures for *Hyalella azteca*, and chronic toxicity of cadmium and pentachlorophenol to *H. azteca*, *Gammarus fasciatus*, and *Daphnia magna*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 18:756-764.
- CAIRNS, J. Jr., et J.R. PRATT. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. Pages 10-27 in D.M. Rosenberg and V.H. Resh (dir. de publ.). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York.
- CAMERON, E.M. 1995. Hydrogeochemistry of the Fraser River, British Columbia: seasonal variation in major and minor components. *Journal of Hydrology* 182:209-225.
- CANCILLA, D. (dir. de publ.). 1994. Manual of analytical methods. Vol. 1. National Laboratory for Environmental Testing, Canada Centre for Inland Waters, Environnement Canada, Burlington (Ontario).
- CORKUM, L.D. 1989. Patterns of benthic invertebrate assemblages in rivers of northwestern North America. *Freshwater Biology* 21:195-205.

- CORKUM, L.D., et D.C. CURRIE. 1987. Distributional patterns of immature Simuliidae (Diptera) in northwestern North America. *Freshwater Biology* 17:201-221.
- DAY, K.E., R.S. KIRBY et T.B. REYNOLDS. 1994. Sexual dimorphism in *Chironomus riparius* (Meigen): impact on interpretation of growth in whole-sediment toxicity tests. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13:35-39.
- DEMARCHI, D.A. 1990. Biophysical habitat classification in British Columbia: a system for mapping mountainous ecosystems. Pages 39-46 in G.B. Ingram and M.R. Moss (dir. de publ.). *Landscape approaches to wildlife and ecosystem management. Proceedings of the 2nd Symposium of the Canadian Society for Landscape Ecology and Management, University of British Columbia, May 1990. Polyscience Publications, Morin Heights, Canada.*
- DORCEY, A.H.J. 1991. Water in the sustainable development of the Fraser River Basin. Pages 3-18 in A.H.J. Dorcey et J.R. Griggs (dir. de publ.). *Perspectives in sustainable development in water management: exploring our common future in the Fraser River Basin. Westwater Research Centre, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique).*
- DORCEY, A.H.J., et J.R. GRIGGS (DIR. DE PUBL.). 1991. *Perspectives in sustainable development in water management: exploring our common future in the Fraser River Basin. Westwater Research Centre, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique).*
- DUNCAN, G.A., et G.G. LAHAIE. 1979. Size analysis procedures used in the sedimentology laboratory. *Hydraulic Division Manual. Institut national de recherche sur les eaux, Canada Centre canadien des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington (Ontario).*
- DYMOND, P.F. 1998. Seasonal changes of benthic macroinvertebrate communities in southwestern British Columbia. MSc Thesis, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique).

- DYNESIUS, M., et C. NILSSON. 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science* 266:753-762.
- ENVIRONMENT CANADA. 1995. Fraser River Action Plan. Measuring the health of the river. Environmental quality program. 1995 status report. Environment Canada, Vancouver, B.C. ISBN 0-662-23216-X; Government of Canada Cat. No. EN37-99/1-1995E.
- FAITH, D.P., P.R. MINCHIN et L. BELBIN. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* 69:56-68.
- FAITH, D.P., et R.H. NORRIS. 1989. Correlation of environmental variables with patterns of distribution and abundance of common and rare freshwater macroinvertebrates. *Biological Conservation* 50:77-98.
- FORE, L.S., J.R. KARR et R.W. WISSEMAN. 1996. Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society* 15:212-231.
- HALL, K.J., H. SCHREIER et S.J. BROWN. 1991. Water quality in the Fraser River Basin. Pages 41-75 in A.H.J. Dorsey and J.R. Griggs (dir. de publ.). *Perspectives in sustainable development in water management: exploring our common future in the Fraser River Basin*. Westwater Research Centre, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique).
- HANNAFORD, M.J., M.T. BARBOUR et V.H. RESH. 1997. Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. *Journal of the North American Benthological Society* 16:853-860.
- HANNAFORD, M.J., et V.H. RESH. 1995. Variability in macroinvertebrate rapid-bioassessment surveys and habitat assessments in a northern California stream. *Journal of the North American Benthological Society* 14:430-439.
- HILSENHOFF, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7:65-68.

- JACKSON, D.A. 1993. Multivariate analysis of benthic invertebrate communities: the implication of choosing particular data standardizations, measures of association, and ordination methods. *Hydrobiologia* 268:9-26.
- JOHANSEN, J.A., et K.E.M. REIS. 1994. Fraser River basin benthic invertebrate catalogue. Continental and Oceanographic Data Information System (CODIS). FRAP Report No. DOE-FRAP 1994-17. Fraser River Action Plan, Environnement Canada, Vancouver (Colombie-Britannique)..
- KARR, J.R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1:66-84.
- KERANS, B.L., et J.R. KARR. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications* 4:768-785.
- KERANS, B.L., J.R. KARR, et S.A. AHLSTEDT. 1992. Aquatic invertebrate assemblages: spatial and temporal differences among sampling protocols. *Journal of the North American Benthological Society* 11:377-390.
- LACHENBRUCH, P.A., et M.A. MICKEY. 1968. Estimation of error rates in discriminant analysis. *Technometrics* 10:1-10.
- LAMBERTI, G.A., et V.H. RESH. 1985. Comparability of introduced tiles and natural substrates for sampling lotic bacteria, algae and macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 15:21-30.
- MARCHANT, R. 1989. A subsampler for samples of benthic invertebrates. *Bulletin of the Australian Society of Limnology* 12:49-52.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DES TERRES ET DES PARCS, COLOMBIE-BRITANNIQUE ET ENVIRONNEMENT CANADA. 1993. Rapport sur l'état de l'environnement en Colombie-Britannique, Ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs, Colombie-Britannique et Environnement Canada, Victoria (Colombie-Britannique).
- MOORE, R.D. 1991. Hydrology and water supply in the Fraser River Basin. Pages 21-40 in A.H. J. Dorsey and J.R. Griggs (dir. de publ.). *Perspectives in sustainable development in water*

- management: exploring our common future in the Fraser River Basin. Westwater Research Centre, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique).
- MUDROCH, A., G.E.M. HALL, J. AZCUE, T.A. JACKSON, T. REYNOLDSON et F. ROSA. 1993. Preliminary report on the effects of abandoned mine tailings at Wells, B.C. on the aquatic ecosystem of Jack of Clubs Lake. Part I: Reconnaissance study. National Water Research Institute Report No. 93-23. INRE, Environnement Canada, Burlington (Ontario).
- NEWBURY, R.W. 1984. Hydrologic determinants of aquatic insect habitats. Pages 323-357 in V.H. Resh et D.M. Rosenberg (dir. de publ.). The ecology of aquatic insects. Praeger, New York.
- NEWBURY, R.W., et M.N. GABOURY. 1993. Stream analysis and fish habitat design: a field manual. Newbury Hydraulics Ltd., Gibsons (Colombie-Britannique).
- NIELSEN, L.A., D.L. JOHNSON et S.S. LAMPTON. 1983. Fisheries techniques. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- NORTHCOTE, T.G., et M.D. BURWASH. 1991. Fish and fish habitat of the Fraser River Basin. Pages 117-141 in A.H.J. Dorsey et J.R. Griggs (dir. de publ.). Perspectives in sustainable development in water management: exploring our common future in the Fraser River Basin. Westwater Research Centre, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique).
- NORTHCOTE, T.G., et P.A. LARKIN. 1989. The Fraser River: a major salmonine production system. Pages 172-204 in D.P. Dodge (dir. de publ.). Proceedings of the International Large River symposium. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106.
- ORMEROD, S.J., et R.W. EDWARDS. 1987. The ordination and classification of macroinvertebrate assemblages in the catchment of the River Wye in relation to environmental factors. *Freshwater Biology* 17:533-546.
- PAQUETTE, G.M., C. YOUNG, H. AGEMIAN, D. CANCELLA, B. FRANCOEUR, M. FORBES, G. SARDELLA, Y. SHEIKH et D. WARRY. 1997. Quality assurance manual. Laboratoire



- national des essais environnementaux, Centre canadiens des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington (Ontario).
- PARSONS, M., et R.H. NORRIS. 1996. The effect of habitat-specific sampling on biological assessment of water quality using a predictive model. *Freshwater Biology* 36:419-434.
- PASCOE, T., et T.B. REYNOLDSON. 1998. **Benthic Information system for Reference Conditions (BIRC): overview and technical design.** National Water Research Institute Report No. 98-235. INRE, Environnement Canada, Burlington (Ontario).
- PLAFKIN, J.L., M.T. BARBOUR, K.D. PORTER, S.K. GROSS et R.M. HUGHES. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. EPA/444/4-89/001. Assessment and Watershed Protection Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- POLLS, I. 1994. How people in the regulated community view biological integrity. *Journal of the North American Benthological Society* 13:598-604.
- REECE, P.F., T.B. REYNOLDSON, J.S. RICHARDSON et D.M. ROSENBERG (soumis). Design of a regional benthic biomonitoring programme for the Fraser River catchment, British Columbia, Canada: implications to biomonitoring of seasonal change in macroinvertebrate assemblages. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.
- REECE, P.F., et J.S. RICHARDSON. 1998. Seasonal changes of benthic macroinvertebrate communities in southwestern British Columbia. FRAP Report No. DOE-FRAP 1998-33. Fraser River Action Plan, Environnement Canada, Vancouver (Colombie-Britannique).
- RESH, V.H. 1979. Sampling variability and life history features: basic considerations in the design of aquatic insect studies. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 36:290-311.
- RESH, V.H. 1995. The use of benthic macroinvertebrates and rapid assessment procedures for water quality monitoring in developing and newly industrialized countries. Pages 167-177 in W.S. Davis et T.P. Simon (dir. de publ.). *Biological assessment and criteria. Tools for water resource planning and decision making.* Lewis Publishers, Boca Raton, Floride.

- RESH, V.H., et J.K. JACKSON. 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. Pages 195-233 in D.M. Rosenberg et V.H. Resh (dir. de publ.). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York.
- RESH, V.H., et E.P. MCELRAVY. 1993. Contemporary quantitative approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. Pages 159-194 in D.M. Rosenberg and V.H. Resh (dir. de publ.). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York.
- RESH, V.H., M.J. MYERS et M. HANNAFORD. 1996. Macroinvertebrates and biotic indicators of environmental quality. Pages 647-667 in F.R. Hauer et G.A. Lamberti (dir. de publ.). Methods in stream ecology. Academic Press, San Diego.
- RESH, V.H., R.H. NORRIS et M.T. BARBOUR. 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. Australian Journal of Ecology 20:108-121.
- RESH, V.H., D.M. ROSENBERG et T.B. REYNOLDSON. 2000. Selection of benthic macroinvertebrate metrics for water quality monitoring of the Fraser River, British Columbia: implications for RIVPACS and other multivariate predictive models. In J.F. Wright, D.W. Sutcliffe, and M.T. Furse (dir. de publ.). Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, Royaume-Uni (sous presse).
- REYNOLDSON, T.B., R.C. BAILEY, K.E. DAY et R.H. NORRIS. 1995. Biological guidelines for freshwater sediment based on **BE**nthic **A**ssessment of **S**ediment**T** (the **BEAST**) using a multivariate approach for predicting biological state. Australian Journal of Ecology 20:198-219.
- REYNOLDSON, T.B., K.E. DAY et T. PASCOE. 1997a. A summary report on biological sediment guidelines for the Laurentian Great Lakes. National Water Research Institute Report No. 97-134. INRE, Environnement Canada, Burlington (Ontario).

- REYNOLDSON, T.B., C. LOGAN, D. MILANI, T. PASCOE et S.P. THOMPSON. 1998. Protocols for reference condition data bases: field sampling, sample, and data management of benthic community structure and environmental attributes in aquatic ecosystems. National Water Research Institute Report No. 98-129. INRE, Environnement Canada, Burlington (Ontario).
- REYNOLDSON, T.B., R.H. NORRIS, V.H. RESH, K.E. DAY et D.M. ROSENBERG. 1997b. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 16:833-852.
- REYNOLDSON, T.B., D.M. ROSENBERG et V.H. RESH (sousmis). Design of a regional benthic biomonitoring programme for the Fraser River catchment, British Columbia, Canada: development of models to predict structure of invertebrate assemblages using taxonomic, multimetric, and multivariate considerations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.
- REYNOLDSON, T.B., S.P. THOMPSON et J.L. BAMSEY. 1991. A sediment bioassay using the tubificid oligochaete worm *Tubifex tubifex*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10:1061-1072.
- REYNOLDSON, T.B., et J.F. WRIGHT. 2000. The reference condition: problems and solutions. In J. F. Wright, D.W. Sutcliffe, and M.T. Furse (dir. de publ.). *Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques*. Freshwater Biological Association, Ambleside, Royaume-Uni (sous presse).
- ROSENBERG, D.M., I.J. DAVIES, D.G. COBB et A.P. WIENS. 1997a. Le réseau d'évaluation et de surveillance écologiques (RESE) – Protocoles de mesure de la biodiversité : les macroinvertébrés benthiques dulcicoles. Bureau de coordination du RESE, Environnement Canada, Burlington (Ontario) (site Web du RESE : <http://www.eman-rese.ca/rese/ecotools/protocols/freshwater/benthics/intro.html?lang=f&language=français>).

- ROSENBERG, D.M., et V.H. RESH (dir. de publ.). 1993a. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York.
- ROSENBERG, D.M., et V.H. RESH. 1993b. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Pages 1-9 in D.M. Rosenberg et V.H. Resh (dir. de publ.). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York.
- ROSENBERG, D.M., et V.H. RESH. 1996. Use of aquatic insects in biomonitoring. Pages 87-97 in R.W. Merritt et K.W. Cummins (dir. de publ.). An introduction to the aquatic insects of North America. 3rd edition. Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa.
- ROSENBERG, D.M., T.B. REYNOLDS, K.E. DAY et V.H. RESH. 1997b. Role of abiotic factors in structuring benthic invertebrate communities in freshwater ecosystems. Pages 135-155 in C.G. Ingersoll, T. Dillon et G.R. Biddinger (dir. de publ.). Ecological risk assessment of contaminated sediments. Society of Environmental Toxicology and Chemistry Special Publication Series. SETAC Press, Pensacola, Florida.
- ROSENBERG, D.M., T.B. REYNOLDS et V.H. RESH. 2000. Establishing reference conditions in the Fraser River catchment, British Columbia, Canada, using the BEAST (Benthic Assessment of Sediment) predictive model. In J.F. Wright, D.W. Sutcliffe et M.T. Furse (dir. de publ.). Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, Royaume-Uni (sous presse).
- SCHREIER, H., S.J. BROWN et K.J. HALL. 1991. The land-water interface in the Fraser River Basin. Pages 77-116 in A.H.J. Dorsey et J.R. Griggs (dir. de publ.). Perspectives in sustainable development in water management: exploring our common future in the Fraser River Basin. Westwater Research Centre, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique).
- SEBASTIEN, R.J., D.M. ROSENBERG et A.P. WIENS. 1988. A method for subsampling unsorted benthic macroinvertebrates by weight. *Hydrobiologia* 157:69-75.
- SILBERSCHATZ, A., H.F. KORTH et S. SUDARSHAN. 1997. Database system concepts. 3rd edition. McGraw-Hill, Toronto.

- SIMPSON, J., et R. NORRIS. 2000. Biological assessment of river quality: development of AusRivAS models and outputs. In J.F. Wright, D.W. Sutcliffe, and M.T. Furse (dir. de publ.). Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, Royaume-Uni (sous presse).
- SIVARAMAKRISHNAN, K.G., M.J. HANNAFORD et V.H. RESH. 1996. Biological assessment of the Kaveri River catchment, South India, using benthic macroinvertebrates: applicability of water quality monitoring approaches developed in other countries. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences* 22:113-132.
- STANTON, M.P., M.J. CAPEL et F.A.J. ARMSTRONG. 1977. The chemical analysis of fresh water. 2nd edition. Canadian Fisheries and Marine Service Miscellaneous Special Publication 25:1-180.
- STRAHLER, A.N. 1964. Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. Pages 39-76 in V.T. Chow (dir. de publ.). Handbook of applied hydrology. 4th edition. McGraw-Hill, New York.
- SUTER, G.W. 1993. A critique of ecosystem health concepts and indexes. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12:1533-1539.
- SYLVESTRE, S. 1998. Stream bioassessment using benthic macroinvertebrate communities from the Fraser River basin, British Columbia, sampled at two habitat scales: riffles and leaf packs. MSc Thesis, University of Western Ontario, London (Ontario).
- TURNER, M.A., E.T. HOWELL, M. SUMMERBY, R.H. HESSLEIN, D.L. FINDLAY et M.B. JACKSON. 1991. Changes in epilithon and epiphyton associated with experimental acidification of a lake to pH 5. *Limnology and Oceanography* 36:1390-1405.
- USEPA (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 1998. Revision to rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers. Benthic macroinvertebrates, periphyton, and fish. EPA/841/D/97-002. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

- WARWICK, R.M. 1993. Environmental impact studies on marine communities. Pragmatical considerations. *Australian Journal of Ecology* 18:63-80.
- WRIGHT, J.F. 1995. Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. *Australian Journal of Ecology* 20:181-197.
- WRIGHT, J.F., M.T. FURSE, P.D. ARMITAGE et D. MOSS. 1991. Testing and further development of RIVPACS. Institute of Freshwater Ecology, Interim report to the National Rivers Authority, December 1991. National Rivers Authority, Bristol, U.K.
- WRIGHT, J.F., D. MOSS, P.D. ARMITAGE et M.T. FURSE. 1984. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology* 14:221-256.

**ANNEXE 1. FICHES DE TERRAIN NORMALISÉES UTILISÉS DANS LES SITES POUR  
L'ÉTUDE DU FLEUVE FRASER.**

## I : Section générale et biologique

### A. Information générale

Cours d'eau : \_\_\_\_\_  
(Description géographique)

Numéro de la station: \_\_\_\_\_

Équipe : \_\_\_\_\_

Latitude : \_\_\_\_\_ Longitude : \_\_\_\_\_ Altitude : \_\_\_\_\_

Date d'échantillonnage (JJ-MM-AAAA) : \_\_\_\_ / \_\_\_\_ / \_\_\_\_ Site AQ/CQ (encercler) : Oui Non

### B. Caractéristiques du tronçon

1. **Ordre du cours d'eau :**

2. **Faciès d'écoulement (encercler un seul) :**

radier/rapides                      plat                      mouille/contre-courant

3. **Densité du couvert (% approx.) :**

4. **Couverture de macrophytes (encercler un seul) :**

0 %    0-25 %                      25-50 %                      50-75 %                      75-100 %

5. **Note de la zone riveraine (encercler les classes présentes) :**

herbes – 1                      arbustes – 2                      arbres décidus – 3                      conifères – 4

6. **Étendue de l'exploitation forestière en zone riveraine (encercler un seul) :**

0 %    0-25 %                      25-50 %                      50-75 %                      75-100 %

### C. Caractéristiques du site d'échantillonnage

1. **Faciès d'écoulement (encercler un seul) :**

lent/hypocritique    rapide/écoulement accéléré    hypercritique/torrentiel    ressaut hydraulique

2. **Échantillons d'invertébrés benthiques :**

Échantillon n°	1	2	3	4	5
Opérateur					
Temps d'échantillonnage (min)					
Sacs/échantillon					
Profondeur (cm)					

### D. Photographies :

a) Fiche de terrain : Site : Amont \_\_\_ Aval \_\_\_ Travers \_\_\_ Aérien \_\_\_

b) Substrat (grille de 0,09 m<sup>2</sup>) : Sec (barre) \_\_\_ Aquatique \_\_\_

### E. Échantillons d'eau et de substrat :

TSS(2L) \_\_\_ P total \_\_\_ Nitrates \_\_\_ Ions majeurs \_\_\_



## II : Section physique et chimique

Numéro de la station : \_\_\_\_\_ Équipe : \_\_\_\_\_

### A. Mesures du terrain :

Temp. \_\_\_\_\_ pH \_\_\_\_\_ Conduct. \_\_\_\_\_ OD \_\_\_\_ = \_\_\_\_ %

### B. Mesures du chenal :

1. **Pente (m)** : Dist. horizontale \_\_\_\_\_ Dist. verticale \_\_\_\_\_

2. **Mesures de la largeur à pleins bords :**

LOC	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
Dist. horiz.										
Dist. vert.										

3. **Section en travers du cours d'eau et débit :**

Largeur totale du cours d'eau : \_\_\_\_\_ (m) Mètre n° : \_\_\_\_\_

<b>DIST. (m)</b>							
<b>Profondeur (cm)</b>							
<b>Révol. *</b>	40	40	40	40	40	40	40
<b>Temps (sec)</b>							

\* Indique les comptes autres que de 40 révolutions.

### C. Mesures du substrat :

Poids de l'équipement : \_\_\_\_\_

	Substrat avec couche de protection	Substrat sans couche de protection
1. Poids total – poids de l'équipement = <b>classe de substrat dominant + matrice</b>		
2. Poids après le tamisage – poids de l'équipement = <b>classe de substrat dominant</b>		
3. Somme de 1 et 2 = <b>Matrice</b>		

Numéro de la station : \_\_\_\_\_ Équipe : \_\_\_\_\_

**D. Composition typique du substrat des sites d'échantillonnage :**

Valeurs concernant la taille des particules et le comblement interstitiel utilisées pour calculer les notes du substrat.

TYPE/TAILLE DES PARTICULES		COMBLEMENT INTERSTITIEL	
Catégorie	Note	Catégorie	Note
Couverture organique (>50 % de la surface)	1	Complètement comblé	1
<0,1 à 0,2 cm	2	Comblé aux trois quarts	2
0,2 à 0,5 cm	3	Comblé à moitié	3
0,5 à 2,5 cm	4	Comblé au quart	4
2,5 à 5 cm	5	Non comblé	5
5 à 10 cm	6		
10 à 25 cm	7		
> 25 cm	8		

Notes du substrat (voir le tableau ci-dessus)

## i) Type ou taille des particules

1. Taille des particules dominantes \_\_\_\_\_
2. Taille des 2<sup>es</sup> particules les plus dominantes \_\_\_\_\_
3. Taille de la matière environnant 1 et 2 \_\_\_\_\_

ii) Comblement interstitiel \_\_\_\_\_

Total \_\_\_\_\_

**E. Échantillons de périphyton :**

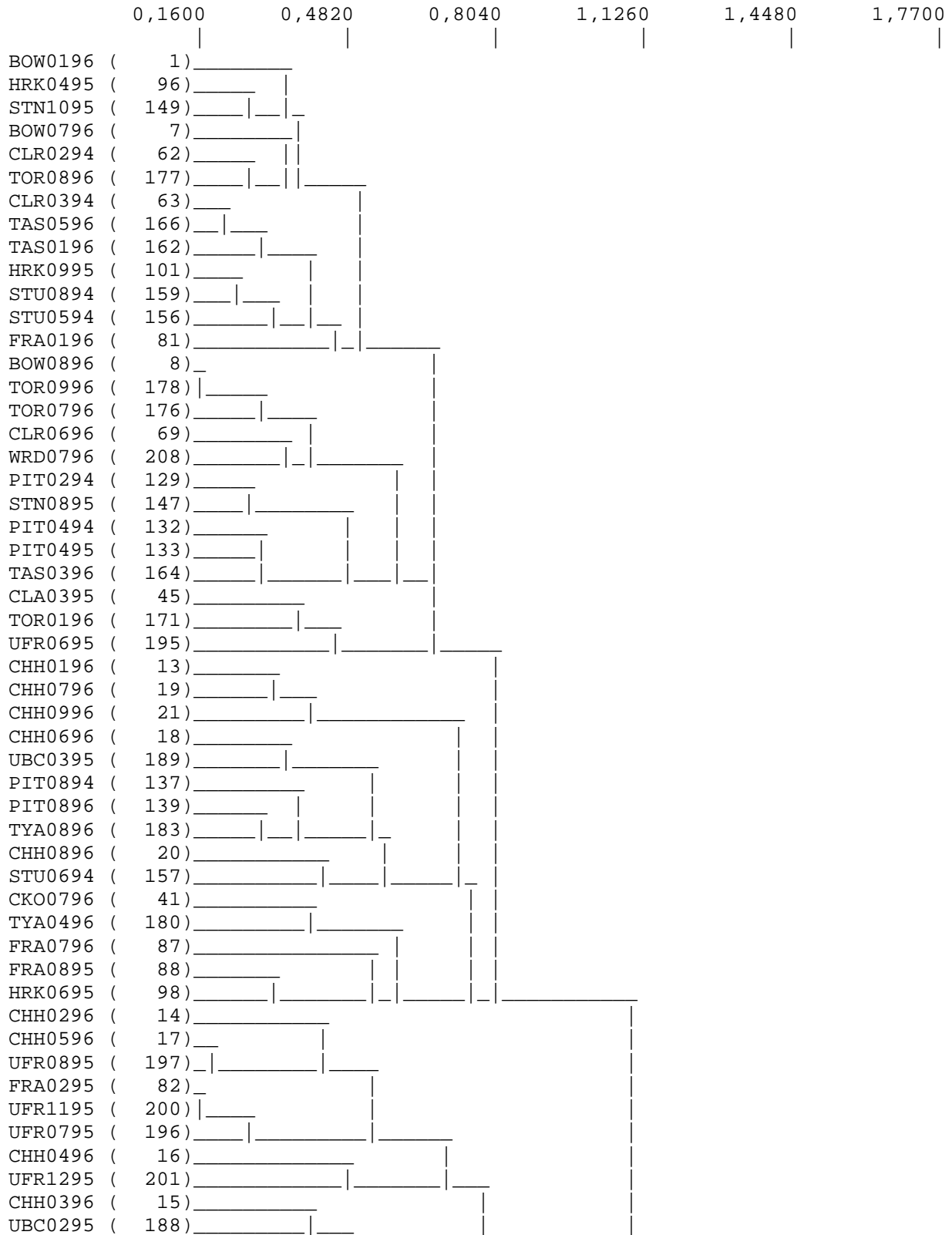
Dimension des roches (cm)

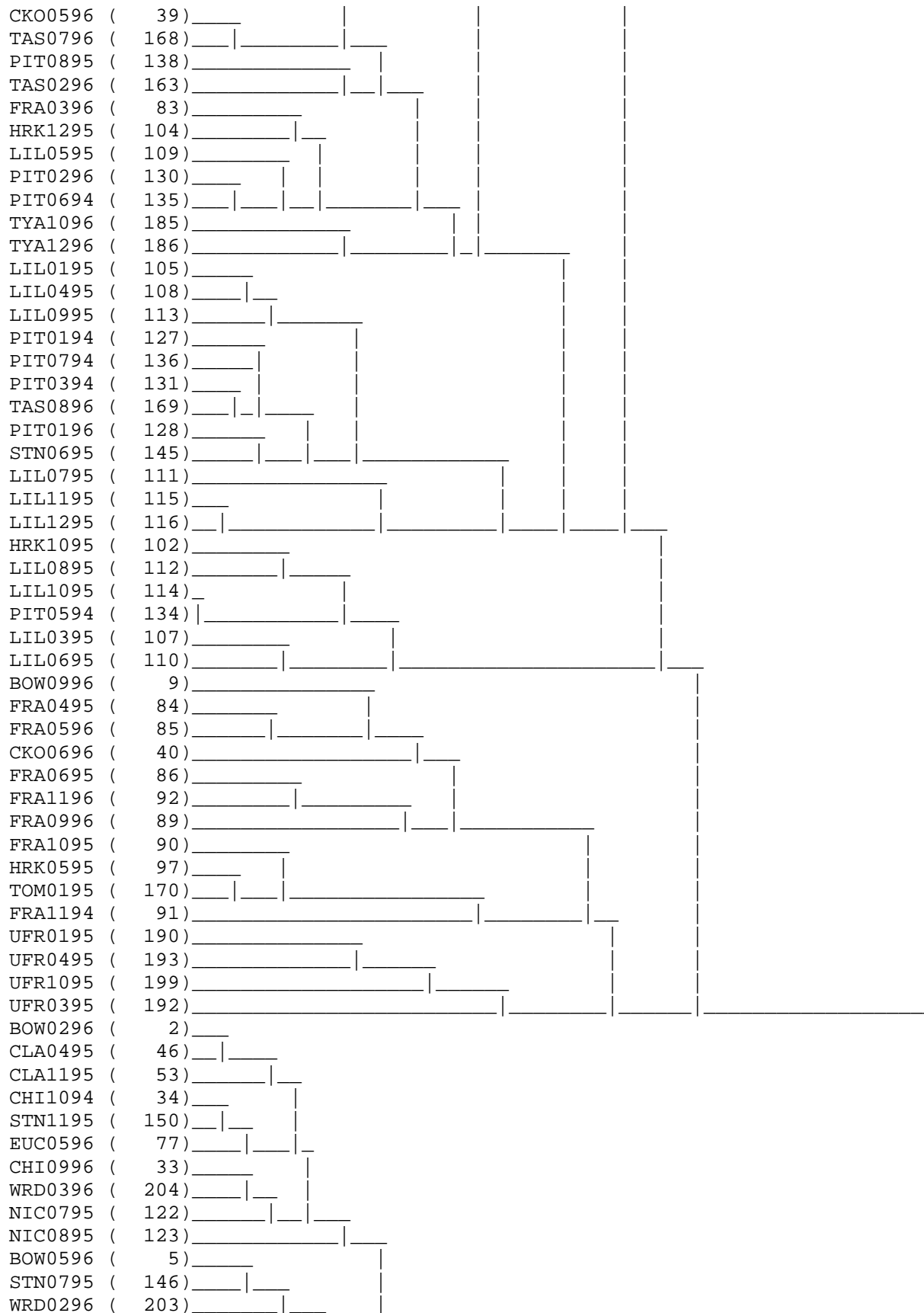
Roche n°	Longueur	Largeur	Profondeur
1			
2			
3			
4			
5			
6			
7			
8			
9			

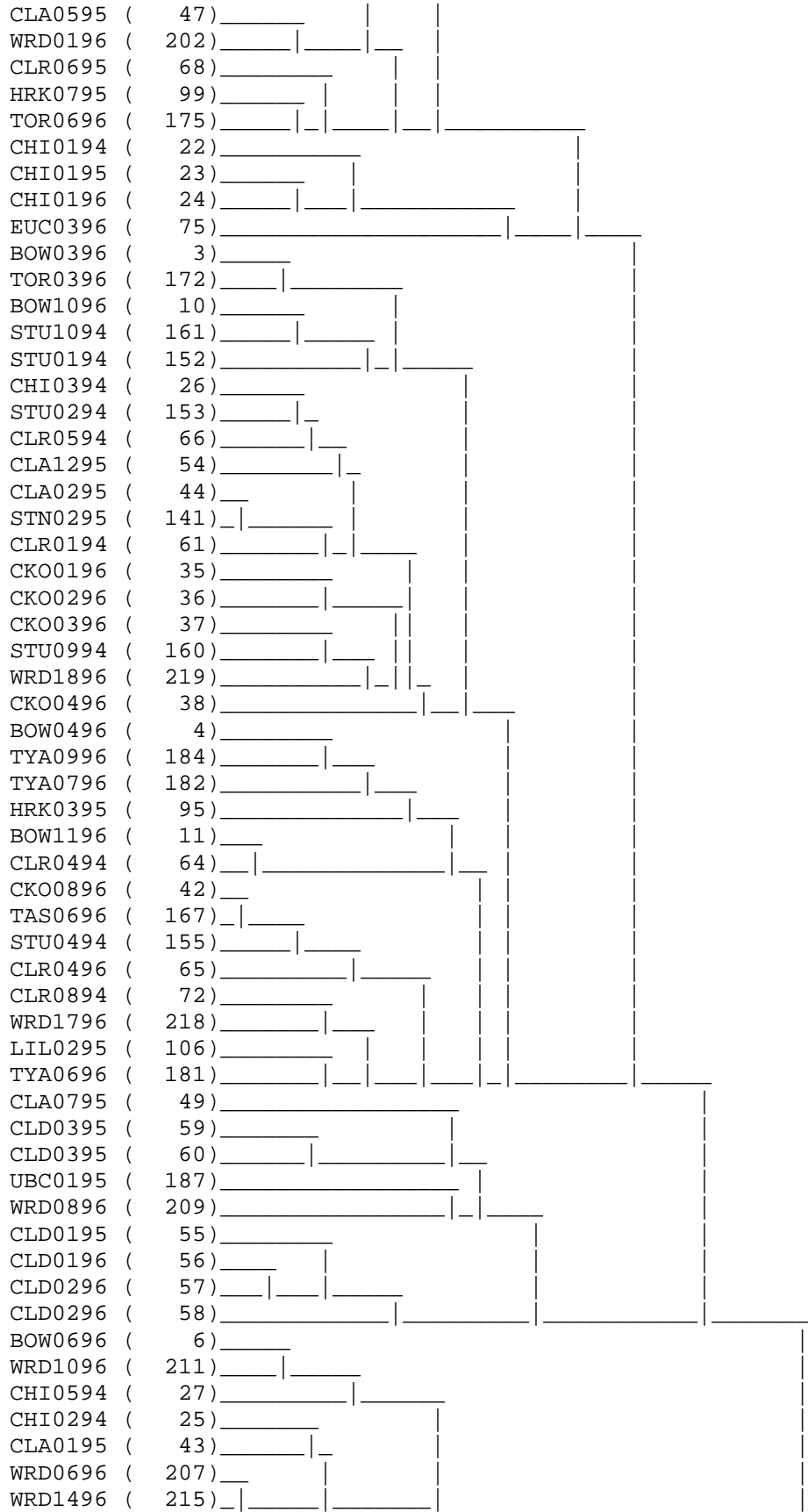
**F. Échantillons de feuilles mortes**

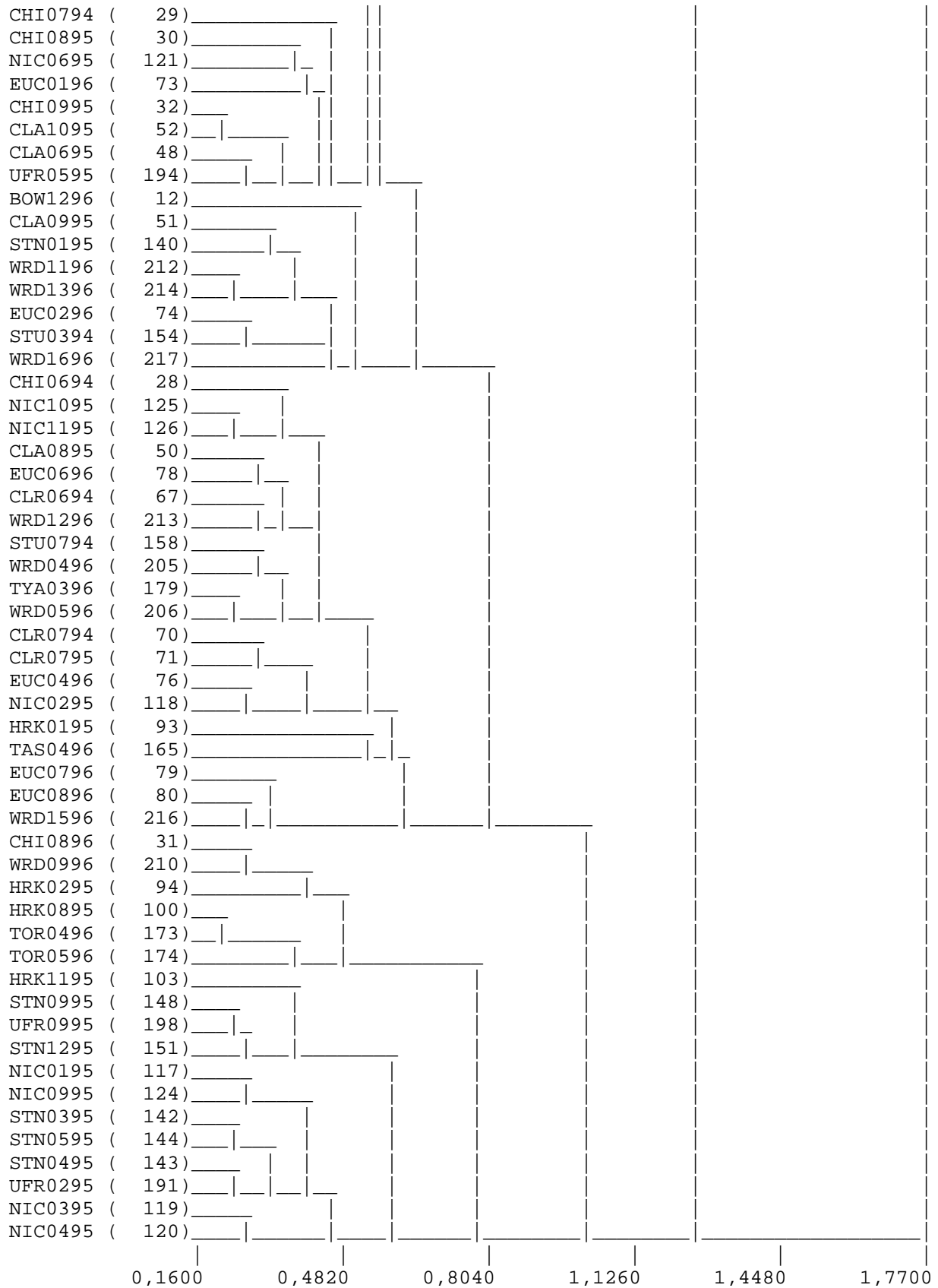
(encercle un seul) :                      Oui      Non

**ANNEXE 2. DENDROGRAMME DES 219 SITES DE RÉFÉRENCE DU BASSIN DU FRASER  
ÉCHANTILLONNÉS DE 1994 À 1996. LE NIVEAU DE LA RÉOLUTION TAXINOMIQUE UTILISÉ  
EST LA FAMILLE (74 FAMILLES AU TOTAL).**









**ANNEXE 3. LISTE DES TAXON CAPTURÉS DANS LES 219 SITES DE RÉFÉRENCE DU BASSIN DU FRASER, NOMBRE DE SITES DANS CHAQUE SOUS-BASSIN OÙ LES TAXONS ÉTAIENT PRÉSENTS, ET ABONDANCE RELATIVE DES TAXONS DANS CHAQUE SOUS-BASSIN. LES VALEURS DE TOLÉRANCE TOL.-F S'APPLIQUENT À LA FAMILLE; LES VALEURS DE TOLÉRANCE TOL.-E S'APPLIQUENT À L'ESPÈCE, SI CETTE DERNIÈRE EST IDENTIFIÉE, OU AU GENRE.**



N <sup>bre</sup> de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces	Bowron		Chehalis		Chelaslie		Chilcotin	
				Tol.-F.	Tol.-E.	12 Sites	Moy.	9 Sites	Moy.	12 Sites	Moy.
						tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.	
	Acariformes	Non identifiées*	Non identifiées*					2	1.0	4	11.9
		Anisitsiellidae	Anisitsiellinae non identifiées*	4				2	4.9		
		Aturidae	Axonopsinae non identifiées*	4							
		Hydryphantidae	Protzia spp.	4	5						
			Wandesia spp.	4	5						
		Lebertiidae	Lebertia spp.	4	2	2	2.3	4	10.2	2	2.9
		Limnesiidae	Limnesia spp.	4	5	1	1.1	2	0.3		3
			Tyrrelliinae non identifiées*	4							
		Sperchontidae	Sperchon spp.	4	4	3	3.6	2	1.6	5	26.4
		Stygothrombidiidae	Stygothrombium spp.		5	1	0.6				4
		Torrenticolidae	Testudacarus spp.	4	5			2	0.8	2	15.0
			Torrenticola spp.	4	5			1	0.3	5	54.8
	Amphipoda	Crangonyctidae	Crangonyx richmodensis-occidentalis	5	5						2
		Gammaridae	Gammarus lacustris	4	6						1
		Talitridae	Hyalella azteca	8	8						
	Bivalvia	Margaritiferidae	Margaritifera falcata		5						
		Sphaeriidae	Pisidium casertanum	8	7	5	384.3	1	0.1		5
			Pisidium nitidum	8	7						
			Pisidium spp.	8	7						1
			Sphaerium spp.	8	7	1	3.3				
			Sphaerium striatum	8	7					6	216.3
			Non identifiées*	8							
	Cladocera	Non identifiées*	Non identifiées*					1	0.1		
		Daphniidae	Non identifiées*							1	14.1
	Coelentrata	Hydridae	Hydra polyops	5	5	1	0.6			3	54.2
	Coleoptera	Elmidae	Cleptelmis ornata	4	4						
			Heterlimnius corpulentus	4	4	2	213.3			1	11.1
			Heterlimnius spp.	4	4	2	2.7			3	19.4
			Lara spp.	4	4						3
			Narpus concolor	4	4	2	0.8				
			Optioservus quadrimaculatus	4	4						1
			Optioservus spp.	4	4	3	22.3	1	0.1	1	8.3
			Zaitzevia parvula	4	4			1	2.5		1
			Zaitzevia spp.	4	4	1	0.2	3	2.8	1	1.2
	Collembola	Hypogastruridae	Non identifiées*	5		2	3.9	3	0.4		2
			Xenylla spp.	5	5			1	0.1		
		Isotomidae	Semicerura spp.	5	5						1
	Copepoda	Non identifiées*	Non identifiées*			1	0.2			2	5.6
	Diptera	Athericidae	Atherix pachypus	2	4			1	0.3		1
		Blephariceridae	Bibiocephala grandis	0	0						
		Ceratopogonidae	Atrichopogon spp.	6	6						1
			Bezzia/Palpomyia spp.	6	6	1	3.3	4	2.3	2	6.4
			Culicoides spp.	6	6						
			Forcipomyia spp.	6	6						
			Monohelea spp.	6	6					1	2.5
			Probezzia spp.	6	6						
			Stilobezzia spp.	6	6						
			Non identifiées*	6							
		Chironomidae	Ablabesmyia spp.	6	8						1
			Brillia flavifrons	6	5	1	1.7				
			Brillia retifinis	6	5	3	21.5	6	8.9		1
			Brillia spp.	6	5					3	40.3
			Cardiocladius spp.	6	5						2
			Chaetocladius spp.	6	6						
			Groupe Chaetocladius vitillinus	6	6	2	9.2				
			Chironomus spp.	6	10						
			Cladotanytarsus spp.	6	7	7	161.2	3	1.8	3	79.2
			Corynoneura spp.	6	7	1	0.2	1	0.1	3	25.2
			Cricotopus spp.	6	7						
			Groupe Cricotopus(Cricotopus) bicintus	6	7					7	183.4
			Groupe Cricotopus(Cricotopus) cylindraceus	6	7					2	36.5
			Groupe Cricotopus(Cricotopus) festivellus	6	7						1

N <sup>bre</sup> de sites					Bowron		Chehalis		Chelastie		Chilcotin	
			Tol.-F.	Tol.-E.	12 Sites	Moy.	9 Sites	Moy.	12 Sites	Moy.	13 Sites	Moy.
Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces			tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.	
		Groupe Cricotopus(Cricotopus) fuscus	6	7							1	1.4
		Cricotopus(Cricotopus) spp.	6	7								
		Groupe Cricotopus(Cricotopus) tremulus	6	7	4	13.7	2	4.3				
		Groupe Cricotopus(Cricotopus) trifasciatus	6	7								
		Groupe Cricotopus(Isocladus) laricomalis	6	7					2	34.1		
		Groupe Cricotopus(Isocladus) obnixus	6	7								
		Cricotopus(Isocladus) spp.	6	7					1	2.1	2	11.6
		Cricotopus(Nostocoladus) spp.	6	7					2	10.7		
		Cryptochironomus spp.	6	8	1	0.4						
		Diamesa spp.	6	5	1	1.7					2	13.5
		Diplocladius spp.	6	6								
		Endochironomus spp.	6	10							1	2.3
		Groupe Eukiefferiella brehmi	6	8	8	24.5	2	0.3	8	52.3	6	117.2
		Groupe Eukiefferiella brevicar	6	8			1	0.1			1	4.1
		Groupe Eukiefferiella claripennis	6	8								
		Groupe Eukiefferiella devonica	6	8			1	0.1	3	121.3	6	96.6
		Groupe Eukiefferiella gracei	6	8			4	2.1	4	20.1	3	28.2
		Groupe Eukiefferiella rectangularis	6	8			4	2.2				
		Groupe Eukiefferiella similis	6	8	1	1.2					1	3.1
		Eukiefferiella spp.	6	8								
		Euryhopsis spp.	6	5								
		Heleniella spp.	6	5								
		Heterotanytarus spp.	6	5								
		Heterotrissocladus changi	6	0							1	1.5
		Heterotrissocladus spp.	6	0								
		Hydrobaenus spp.	6	8								
		Krenosmittia spp.	6	5			1	0.1				
		Larsia spp.	6	6								
		Lopesocladus(Cordiella) hyporheicus	6	6							1	7.7
		Metricnemus spp.	6	6			1	0.1				
		Micropectra spp.	6	7	11	270.7	3	0.9	10	406.6	12	496.3
		Microtendipes spp.	6	6	1	1.0					1	30.8
		Monodiamesia spp.	6	7								
		Nanocladus (Nanocladus) distinctus	6	3								
		Nanocladus (Plecopteracalathus) branchicolus	6	3								
		Nanocladus(Nanocladus) balticus	6	3								
		Groupe Nanocladus(Nanocladus) parvulus	6	3								
		Nanocladus(Plecopteracoluthus)	6	3					5	121.7	1	5.8
		Nilotanypus frimbriatus	6	6					4	46.2		
		Odontomesa spp.	6	4								
		Orthocladus spp.	6	6								
		Orthocladus(Eudactylocladius) spp.	6	6	2	10.4			1	4.2	10	302.5
		Orthocladus(Euorthocladus) spp.	6	6	3	16.0	1	2.0	2	15.3	2	41.5
		Orthocladus(Orthocladus) dorenius	6	6	4	33.8			3	36.3	2	16.9
		Orthocladus(Orthocladus) nigrinus	6	6							3	13.2
		Orthocladus(Orthocladus) obumbratus	6	6	3	6.4			4	15.8	2	10.3
		Orthocladus(Orthocladus) spp.	6	6							2	5.2
		Pagastia spp.	6	1	6	74.6	1	0.1	5	43.2	5	56.5
		Groupe Parachironomus arcuatus	6	10	3	5.6						
		Groupe Parachironomus frequens	6	10			3	2.2			1	7.7
		Groupe Paracladopelma camptolabis	6	7	1	0.4						
		Paracladopelma spp.	6	7								
		Paracladopelma winnelli	6	7								
		Paracricotopus spp.	6	6								
		Parakiefferiella spp.	6	4	2	8.5	1	0.1	2	8.2	4	45.6
		Paramerina spp.	6	6								
		Parametricnemus spp.	6	5							7	46.8
		Paraphaenocladus spp.	6	4	2	3.8	1	0.9	4	28.8	3	17.3
		Parapsectra spp.	6	5								
		Paratanytarus spp.	6	6								
		Paratendipes spp.	6	8							1	7.7
		Paratrithocladus spp.	6	6	1	16.7	6	4.3	4	75.0	3	24.4
		Parorthocladus spp.	6	6	1	0.4	3	0.8				
		Phaenopsectra spp.	6	7			1	0.1			1	2.6

N <sup>bre</sup> de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces			Bowron		Chehalis		Chelaslie		Chilcotin	
				Tol.-F.	Tol.-E.	12 Sites	Moy.	9 Sites	Moy.	12 Sites	Moy.	13 Sites	Moy.
						tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.	
			Polypedilum spp.	6	6	7	30.4	7	14.4	9	446.0	7	295.8
			Groupe Potthastia gaedi	6	2							2	50.0
			Groupe Potthastia longimana	6	2	2	21.5	1	1.1			1	7.7
			Procladius(Holotanypus) spp.	6	9								
			Prodiamesia spp.	6	3								
			Pseudodiamesa spp.	6	6							2	13.5
			Pseudorthocladus spp.	6	0	2	3.3						
			Psilometriocnemus	6	5								
			Rheocricotopus(Rheocricotopus) eminellobus	6	6	3	8.5	3	0.6	5	47.6	2	13.5
			Rheocricotopus(Rheocricotopus) pauriseta	6	6							2	27.0
			Rheosmittia spp.	6	6	3	9.6						
			Rheotanytarsus spp.	6	6	3	15.5	2	0.5	6	36.6	3	64.2
			Saetheria tylus	6	4								
			Groupe Stempellina bausei	6	2							1	7.7
			Stempellina spp.	6	2	2	5.4					1	5.8
			Stempellinella spp.	6	4	5	60.2			4	65.3	2	37.5
			Stictochironomus spp.	6	9								
			Stilocladius spp.	6	6			1	0.7				
			Sublettea coffmani	6	4	4	51.6			3	27.4	1	7.7
			Symposiocladius lignicola	6	5			1	0.1			1	1.5
			Syndiamesa spp.	6	6					1	4.2		
			Synorthocladus semivirens	6	2					1	0.8		
			Tanytarsus spp.	6	6	5	24.7	6	42.1	4	212.5	6	260.5
			Thienemanniella spp.	6	6	1	1.0	1	0.5	4	11.8	1	5.8
			Groupe Thienemannimyia	6	6					8	63.0	3	26.8
			Tribelos spp.	6	5								
			Groupe Tvetenia bavarica	6	5	5	16.0	4	2.5	9	254.2	6	59.0
			Groupe Tvetenia discoloripes	6	5	2	13.1			2	45.8	1	23.1
			Chironominae non identifiés*	6									
			Diamesinae non identifiés*	6									
			Orthoclaudiinae non identifiés*	6		2	2.7	1	0.1			4	20.8
			Tanyptodiinae non identifiés*	6									
			Zavrelimyia spp.	6	8	2	8.5	4	1.8	2	45.1		
	Deuterophlebiidae		Deuterophlebia coloradensis	0	0								
	Dixidae		Dixa spp.	2	2								
	Empididae		Chelifera spp.	6	6	5	9.4	2	1.0	3	13.9	6	79.2
			Clinocera spp.	6	6	3	10.0			2	9.5	1	2.6
			Oreogeton spp.	6	6			4	2.6	5	36.3		
	Muscidae		Non identifiées*	6		2	1.3	1	1.1	1	2.8		
	Pelicorhynchidae		Glutops spp.	3	3								
	Psychodidae		Maruina spp.	10	2			1	0.3				
			Pericoma/Theimatoscopus spp.	10	4	2	8.5			2	87.5	7	127.2
	Simuliidae		Prosimulium spp.	6	3	3	4.2					2	7.8
			Simulium spp.	6	6	1	0.8	3	2.8	2	37.5	7	173.9
	Stratiomyidae		Caloparyphus spp.	8	8								
	Tabanidae		Non identifiées*	6									
	Tanyderidae		Protanyderus margarita	5	5			1	0.3				
	Thaumaleidae		Thaumalea spp.	5	5								
	Tipulidae		Antocha monticola	3	3			3	2.2	3	20.6	3	70.0
			Dicranota spp.	3	3	1	2.1	3	1.6	3	18.1	5	50.5
			Gonomyodes spp.	3	5								
			Hexatoma spp.	3	2	7	11.5	2	1.6	2	6.9	3	24.6
			Pseudolimnophila spp.	3	5							1	14.4
			Rhabdomastix spp.	3	3					1	1.4		
			Tipula spp.	3	4								
Ephemeroptera	Ameletidae		Ameletus spp.	0	0	4	8.4	8	17.6	5	38.5		
	Ametropodidae		Ametropus ammophilus	11	11								
	Baetidae		Acentrella insignificans	4	4			1	0.1				
			Acentrella macdunnoughi	4	4								
			Baetis bicaudatus	4	5	7	653.4	4	31.5	7	646.1	3	540.6
			Baetis spp.	4	5					1	190.6		
			Baetis tricaudatus	4	5	5	163.3	5	24.8	5	690.9	11	1796.5
			Centroptilum spp.	4	2					2	156.9		

N <sup>bre</sup> de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces			Bowron		Chehalis		Chelaslie		Chilcotin	
				Tol.-F.	Tol.-E.	Sites	Moy.	Sites	Moy.	Sites	Moy.	Sites	Moy.
						tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.	
			Dipheter hageni	4	5		51.0		0.2		190.1		229.3
			Falceon quillieri	4	5	2		2	3.0	1	12.5	7	
			Non identifiées*	4						1	247.1		
		Ephemereillidae	Caudatella heterocaudata heterocaudata	1	1							2	18.3
			Caudatella hystrix	1	1							1	3.8
			Caudatella spp.	1	1								
			Drunella doddsi	1	0	7	45.2	4	6.4	6	55.6	1	1.4
			Drunella grandis ingens	1	0							1	211.4
			Drunella spinifera	1	0	1	0.6	1	0.3			2	6.7
			Ephemerella inermis	1	1	3	14.4						
			Ephemerella infrequens	1	1	5	168.2					6	146.6
			Ephemerella mollita	1	1								
			Ephemerella spp.	1	1	4	118.2	7	102.0				
			Serratella spp.	1	2					9	488.7	1	4.6
			Serratella tibialis	1	2					1	41.7	2	30.8
			Non identifiées*	1									
		Ephemeridae	Ephemeridae spp.	4	4								
		Heptageniidae	Cinygma spp.	4	2								
			Cinygmula spp.	4	4	1	1.7	6	26.3				
			Epeorus deceptivus	4	0	2	2.7	1	0.1				
			Epeorus grandis	4	0					2	6.3		
			Epeorus longimanus	4	0	1	14.6	3	3.9				
			Epeorus spp.	4	0	1	0.8	2	3.5	5	78.2	4	205.8
			Heptagenia spp.	4	3	6	323.7	1	0.1			3	1097.4
			Leucrocota spp.	4	1	2	11.0			8	737.5	7	559.1
			Rhithrogena spp.	4	0	8	136.9	8	26.8	6	131.7	3	41.3
			Stenonema spp.	4	5								
			Non identifiées*	4		3	44.3	1	10.6	2	43.3	3	98.6
		Leptohyphidae	Tricorythodes minutes	4	4							1	53.8
		Leptophlebiidae	Paraleptophlebia spp.	2	4	2	25.4	3	4.3	8	311.8	8	304.3
	Gastropoda	Lymnaeidae	Non identifiées*	8									
		Physidae	Physella spp.	8	8								
		Planorbidae	Gyraulus circumstriatus	5	5								
			Menetus opercularis	5	5								
		Valvatidae	Valvata humeralis	5	5	1	0.6						
			Valvata sincera	5	5								
	Hirudinea	Piscicolidae	Piscicola milneri		6			1	1.1				
	Megaloptera	Sialidae	Sialis spp.	4	4	1	8.3						
	Nematoda	Non identifiées*	Non identifiées*			6	16.4			1	6.3	2	8.1
	Oligochaeta	Enchytraeidae	Non identifiées*			6	8.6	4	3.1	2	11.7	5	25.1
		Lumbriculidae	Eclipidrilus spp.	7	7								
			Kincaidiana hexatheca	7	7								
			Lumbriculus spp.	7	7			6	32.1				
			Lumbriculus variegatus	7	7								
			Rhynchelmis spp.	7	7			2	1.0				
			Non identifiées*	7		2	1.2						
		Naididae	Chaetogaster diaphanus	8	8					2	6.5		
			Dero digitata	8	8			1	0.2				
			Nais alpina	8	8	2	45.6	3	1.1	2	107.5		
			Nais behningi	8	8							1	200.0
			Nais simplex	8	8								
			Nais variabilis	8	8	2	3.0	1	0.5				
			Pristina aequisetata	8	8								
			Pristinella jenkiniae	8	8			2	1.6				
			Specaria fraseri	8	8			2	1.1	2	15.8		
			Specaria hellei	8	8								
			Specaria josinae	8	8								
			Uncinaiis uncinata	8	8								
		Tubificidae	Spécimens immatures, avec soies		10			1	0.1			2	9.0
			Spécimens immatures, sans soies		10	1	25.0					2	2.9
			Limnodrilus profundicola		9								
			Limnodrilus udekemianus		9								

N <sup>bre</sup> de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces			Bowron		Chehalis		Chelasie		Chilcotin	
				Tol.-F.	Tol.-E.	Sites tax. prés.	Moy.	Sites tax. prés.	Moy.	Sites tax. prés.	Moy.	Sites tax. prés.	Moy.
	Ostracoda	Non identifiées*	Non identifiées*			5	56.0	1	0.3			7	110.7
	Platyhelminthes - Turbellaria	Non identifiées*	Non identifiées*			3	11.7	2	0.3			6	63.8
	Plecoptera	Capniidae	Capnia spp.	1	3	11	81.9	3	0.6	4	48.4	11	321.8
			Non identifiées*	1									
		Chloroperlidae	Haploperla brevis	1	0	8	33.3	1	0.6				
			Plumiperla diversa	1	0								
			Suwallia spp.	1	0								
			Sweltsa spp.	1	1	11	53.5	7	27.2	9	147.1	9	177.5
			Non identifiées*	1								1	61.5
		Leuctridae	Paraleuctra spp.	0	3	4	29.5	4	2.8	3	27.1	2	7.1
			Non identifiées*	0									
		Nemouridae	Podmosta spp.	2	2								
			Non identifiées*	2									
			Visoka cataractae	2	0	1	2.1	2	1.2	2	5.0		
			Zapada cinctipes	2	2	5	31.2	8	38.0	8	182.3	10	701.4
			Zapada columbiana	2	2	5	61.8	2	2.1	3	39.2	2	189.7
			Zapada oregonensis	2	2					1	29.2		
			Zapada spp.	2	2	1	6.0			3	82.9	2	33.0
		Peltoperlidae	Yoraperla mariana	0	1								
		Perlidae	Calineuria californica	1	2	1	6.7	4	2.6	2	9.7	1	17.3
			Claasenia sabulosa	1	3			2	2.6				
			Hesperoperla pacifica	1	2			1	0.1	4	25.6	2	5.2
		Perlodidae	Cultus spp.	2	2							2	7.1
			Isogenoides spp.	2	2								
			Isoperla spp.	2	2			2	2.7	7	44.9	3	20.6
			Megarctus spp.	2	2	4	6.0						
			Perlinodes aureus	2	2								
			Rickera sorpta	2	2							1	20.8
			Setvena bradleyi	2	2								
			Setvena spp.	2	2								
			Skwala spp.	2	2	2	0.8	1	1.5			1	15.4
			Non identifiées*	2		1	5.0					5	42.7
		Pteronarcyidae	Pteronarcella regularis	0	0								
			Pteronarcys californica	0	0							1	7.7
			Pteronarcys spp.	0	0								
		Taeniopterygidae	Taenionema spp.	2	2	4	23.6	4	1.7	4	31.9	2	18.8
	Porifera	Spongillidae	Non identifiées*										
	Trichoptera	Apataniidae	Allomyia spp.	4	3								
			Apatania spp.	4	1								
			Apatania zonella	4	1			1	0.2	2	9.5		
			Pedomoecus sierra	4	0							1	1.4
		Brachycentridae	Amiocentrus aspilus	1	3			1	0.5				
			Brachycentrus americanus	1	1	2	9.1			2	55.6	4	71.2
			Brachycentrus occidentalis	1	1			1	0.1	1	2.4		
			Micrasema bactro	1	1			1	0.3	4	58.3	7	106.5
			Micrasema spp.	1	1	1	1.7	5	9.0			1	30.8
		Glossosomatidae	Anagapetus spp.	0	0	1	0.8			1	4.2		
			Glossosoma spp.	0	1	4	7.0	1	6.1			2	12.9
			Protoptila spp.	0	1							1	76.9
		Hydropsychidae	Arctopsyche grandis	4	1	2	3.3	2	1.1	2	6.9		
			Cheumatopsyche spp.	4	5							1	15.4
			Diplectrona spp.	4	4								
			Hydropsyche alhedra	4	4								
			Hydropsyche ambiis	4	4					1	13.9	2	80.8
			Hydropsyche morosa	4	4					1	11.1	2	69.2
			Hydropsyche slossanae	4	4	1	0.6	1	0.5			1	35.2
			Hydropsyche spp.	4	4					4	234.7	4	75.0
			Hydropsyche tana	4	4	3	17.9	2	1.3				
			Parapsyche almota	4	2								
			Parapsyche elsis	4	2			2	0.6			1	5.8
			Parapsyche spp.	4	2	2	7.1						
		Hydroptilidae	Hydroptila spp.	4	6	7	380.5					7	183.7

N <sup>bre</sup> de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces			Bowron		Chehalis		Chelasie		Chilcotin	
				Tol.-F.	Tol.-E.	12 Sites	Moy.	9 Sites	Moy.	12 Sites	Moy.	13 Sites	Moy.
				tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.	
			Leucotrichia pictipes	4	6								
			Oxyethira spp.	4	3								
			Stactobiella spp.	4	4	1	0.6	1	0.1	2	12.5		
			Non identifiées*	4									
	Lepidostomatidae		Groupe Lepidostoma astaneum	1	1			1	12.2	3	21.0	3	354.0
			Lepidostoma cinereum	1	1	1	0.2	1	1.1			4	25.7
			Groupe Lepidostoma pluviale	1	1			1	1.1			2	12.9
			Lepidostoma spp.	1	1	5	9.5	5	36.7	5	649.4	3	47.4
			Lepidostoma unicolor	1	1								
	Leptoceridae		Ceraclea spp.	4	3					1	8.3		
			Oecetis avara	4	8								
			Oecetis disjuncta	4	8							2	48.1
	Limnephilidae		Chyranda centralis	4	1			1	0.1				
			Clostoeca disjuncta	4	4			1	0.1				
			Ecclisocosmoecus scylla	4	0			1	0.3				
			Ecclisomyia spp.	4	2	1	1.0	2	1.5	3	5.7		
			Grammotaulius spp.	4	4	1	8.3						
			Hesperophylax spp.	4	3								
			Limnephilus spp.	4	3							1	4.6
			Psychoglypha spp.	4	0	1	1.0	2	1.2			1	1.3
			Non identifiées*	4		3	3.7	1	0.8				
	Philopotamidae		Wormaldia spp.	3	3			1	0.1				
	Polycentropodidae		Polycentropus spp.	6	6								
	Rhyacophilidae		Groupe Rhyacophila acropedes	0	0	4	9.1	2	0.4	1	8.3	1	1.5
			Groupe Rhyacophila alberta	0	0					1	0.8		
			Groupe Rhyacophila angelita	0	0	4	8.6	1	0.1			1	2.7
			Rhyacophila arnaudi	0	0	2	1.7						
			Groupe Rhyacophila betteni	0	0			1	0.1	2	7.9		
			Rhyacophila blarina	0	0								
			Rhyacophila grandis	0	0								
			Rhyacophila narvae	0	0	3	18.5			1	2.8	4	22.2
			Groupe Rhyacophila rotunda	0	0								
			Rhyacophila spp.	0	0							3	7.3
			Rhyacophila vagrita	0	0	2	4.7	3	0.4			2	3.6
			Rhyacophila valuma	0	0								
			Rhyacophila velora	0	0								
			Rhyacophila verrula	0	0								
			Rhyacophila vocala	0	0							1	1.4
	Uenoidae		Neothremma spp.	4	0					2	14.2		
			Oligophlebodes spp.	4	0								

N <sup>bre</sup> de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces			Chilko		Clearwater		Coldwater		Euchiniko		Fraser	
				Tol.-F.	Tol.-E.	8 Sites tax. prés.	Moy.	12 Sites tax. prés.	Moy.	6 Sites tax. prés.	Moy.	8 Sites tax. prés.	Moy.	12 Sites tax. prés.	Moy.
	Acariformes	Non identifiées*	Non identifiées*					1	34.0						
		Anisitsiellidae	Anisitsiellinae non identifiées*	4								1	2.5	1	0.1
		Aturidae	Axonopsinae non identifiées*	4											
		Hydryphantidae	Protzia spp.	4	5			1	5.6	1	8.3				
			Wandesia spp.	4	5										
		Lebertiidae	Lebertia spp.	4	2	4	12.9	6	56.3	5	28.6	4	95.0	7	1.8
		Limnesiidae	Limnesia spp.	4	5	2	6.7	1	1.4	1	1.7			5	1.2
			Tyrrellinae non identifiées*	4		1	0.3							4	6.1
		Sperchontidae	Sperchon spp.	4	4	4	12.7	3	17.6	2	10.0	2	25.0	5	2.0
		Stygothrombidiidae	Stygothrombium spp.		5					1	3.3				
		Torrenticolidae	Testudacarus spp.	4	5	1	3.1	4	61.5	1	2.8	3	19.2		
			Torrenticola spp.	4	5	1	3.1	3	5.5	1	8.3	1	12.5		
	Amphipoda	Crangonyctidae	Crangonyx richmodensis-occidentalis	5	5										
		Gammaridae	Gammarus lacustris	4	6										
		Talitridae	Hyalella azteca	8	8							2	50.0		
	Bivalvia	Margaritiferidae	Margaritifera falcata		5							1	12.5		
		Sphaeriidae	Pisidium casertanum	8	7	2	2.5	1	22.7						
			Pisidium nitidum	8	7										
			Pisidium spp.	8	7			1	76.7					1	0.1
			Sphaerium spp.	8	7			1	4.2			1	12.5		
			Sphaerium striatum	8	7							3	152.5		
			Non identifiées*	8				1	1.9						
	Cladocera	Non identifiées*	Non identifiées*											1	0.1
		Daphniidae	Non identifiées*												
	Coelentrata	Hydridae	Hydra polyeps	5	5			2	10.6						
	Coleoptera	Elmidae	Cleptelmis ornata	4	4			1	12.8						
			Heterolimnius corpulentus	4	4	1	40.6	1	5.6			1	15.0		
			Heterolimnius spp.	4	4			2	4.4			4	129.2	1	0.1
			Lara spp.	4	4										
			Narpus concolor	4	4										
			Optioservus quadrimaculatus	4	4							1	112.5		
			Optioservus spp.	4	4							1	75.0		
			Zaitzevia parvula	4	4										
			Zaitzevia spp.	4	4			2	152.8			1	10.0		
	Collembola	Hypogastruridae	Non identifiées*	5		1	0.1								
			Xerylla spp.	5	5										
		Isotomidae	Semicerura spp.	5	5										
	Copepoda	Non identifiées*	Non identifiées*			1	15.6	1	11.3			4	212.5	3	3.1
	Diptera	Athericidae	Atherix pachypus	2	4			1	1.4	3	38.3				
		Blephariceridae	Bibiocephala grandis	0	0										
		Ceratopogonidae	Atrichopogon spp.	6	6										
			Bezzia/Palpomyia spp.	6	6			2	3.0	1	6.7				
			Culicoides spp.	6	6							1	4.2		
			Forcipomyia spp.	6	6	1	0.1								
			Monohelea spp.	6	6					2	12.5				
			Probezzia spp.	6	6					2	6.1	1	12.5		
			Stilobezzia spp.	6	6					2	18.3	1	12.5		
			Non identifiées*	6											
		Chironomidae	Ablabesmyia spp.	6	8										
			Brillia flavifrons	6	5							1	8.3		
			Brillia retifinis	6	5	8	102.6			1	3.3	4	80.0	3	0.6
			Brillia spp.	6	5			5	26.4	1	8.3			1	0.2
			Cardiocladius spp.	6	5										
			Chaetocladius spp.	6	6	1	1.6								
			Groupe Chaetocladius vitillinus	6	6										
			Chironomus spp.	6	10									2	1.0
			Cladotanytarsus spp.	6	7	1	1.8	5	18.2	6	152.2	2	25.0	5	6.1
			Corynoneura spp.	6	7			2	1.8			1	6.3		
			Cricotopus spp.	6	7							1	17.5		
			Groupe Cricotopus(Cricotopus) bicintus	6	7			2	231.7	3	66.7			1	2.3
			Groupe Cricotopus(Cricotopus) cylindraceus	6	7										
			Groupe Cricotopus(Cricotopus) festivellus	6	7										

N <sup>bre</sup> de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces	Chilko		Clearwater		Coldwater		Euchiniko		Fraser			
				Tol.-F.	Tol.-E.	Sites	Moy.	Sites	Moy.	Sites	Moy.	Sites	Moy.	Sites	Moy.
						tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.			
			Groupe Cricotopus(Cricotopus) fuscus	6	7						2	50.0	2	0.5	
			Cricotopus(Cricotopus) spp.	6	7			1	45.4		1	25.0			
			Groupe Cricotopus(Cricotopus) tremulus	6	7	1	0.5			1	10.0	2	125.0	1	0.2
			Groupe Cricotopus(Cricotopus) trifasciatus	6	7										
			Groupe Cricotopus(Isocladus) laricomalis	6	7							1	50.0		
			Groupe Cricotopus(Isocladus) obnixus	6	7										
			Cricotopus(Isocladus) spp.	6	7	1	3.1	1	90.8	1	8.3	1	25.0	1	0.1
			Cricotopus(Nostocoladius) spp.	6	7										
			Cryptochironomus spp.	6	8										
			Diamesa spp.	6	5	4	22.2					2	31.3	1	0.3
			Diplocladius spp.	6	6										
			Endochironomus spp.	6	10									1	0.3
			Groupe Eukiefferiella brehmi	6	8	5	74.0	5	73.0	3	27.8	5	88.8	2	0.9
			Groupe Eukiefferiella brevicar	6	8										
			Groupe Eukiefferiella claripennis	6	8										
			Groupe Eukiefferiella devonica	6	8	2	8.0	2	35.7	1	8.3	1	37.5		
			Groupe Eukiefferiella gracei	6	8	2	5.7	3	11.5						
			Groupe Eukiefferiella rectangularis	6	8										
			Groupe Eukiefferiella similis	6	8			1	79.4						
			Eukiefferiella spp.	6	8									1	0.2
			Euryhopsis spp.	6	5	1	0.1								
			Heleniella spp.	6	5										
			Heterotanytarus spp.	6	5										
			Heterotrissocladus changi	6	0									2	0.3
			Heterotrissocladus spp.	6	0			1	0.5						
			Hydrobaenus spp.	6	8										
			Krenosmittia spp.	6	5										
			Larsia spp.	6	6										
			Lopesocladus(Cordiella) hyporheicus	6	6										
			Metricnemus spp.	6	6										
			Micropectra spp.	6	7	5	122.5	9	766.4	1	8.3	8	2040.8	4	2.0
			Microtendipes spp.	6	6			5	48.9			3	70.8		
			Monodiamesia spp.	6	7			1	0.3					7	2.6
			Nanocladus (Nanocladus) distinctus	6	3			1	0.8						
			Nanocladus (Plecopteracalathus) branchicolus	6	3							1	12.5		
			Nanocladus(Nanocladus) balticus	6	3							1	12.5		
			Groupe Nanocladus(Nanocladus) parvulus	6	3									1	0.1
			Nanocladus(Plecopteracalathus)	6	3			2	69.5					1	1.9
			Nilotanypus frimbriatus	6	6										
			Odontomesa spp.	6	4									1	0.5
			Orthocladus spp.	6	6									1	0.3
			Orthocladus(Eudactylocladius) spp.	6	6							3	154.2		
			Orthocladus(Euorthocladus) spp.	6	6	3	22.3	3	15.3	1	6.7	1	50.0	1	0.1
			Orthocladus(Orthocladus) dorens	6	6	2	2.2	1	147.5	1	6.7			2	0.6
			Orthocladus(Orthocladus) nigrilus	6	6										
			Orthocladus(Orthocladus) obumbratus	6	6	2	5.7	1	4.5			3	109.2	5	6.9
			Orthocladus(Orthocladus) spp.	6	6			2	9.8			1	12.5	1	0.5
			Pagastia spp.	6	1	2	18.5	3	26.7			3	34.2	1	0.3
			Groupe Parachironomus arcuatus	6	10							1	12.5		
			Groupe Parachironomus frequens	6	10	1	1.6					1	137.5	2	0.2
			Groupe Paracladopelma camptolabis	6	7										
			Paracladopelma spp.	6	7			1	0.5						
			Paracladopelma winnelli	6	7									4	2.5
			Paracricotopus spp.	6	6									2	0.2
			Parakiefferiella spp.	6	4	2	3.9	2	3.6			2	17.5	4	4.5
			Paramerina spp.	6	6							1	12.5		
			Parametricnemus spp.	6	5	1	0.4	2	8.3			1	100.0		
			Paraphaenocladus spp.	6	4	4	11.6	2	2.9			3	30.8	6	5.2
			Parapsectra spp.	6	5										
			Paratanytarus spp.	6	6			1	0.8						
			Paratendipes spp.	6	8										
			Paratrachocladus spp.	6	6	4	21.1	5	666.9	4	22.8	1	62.5	2	0.2
			Parorthocladus spp.	6	6										
			Phaenopsectra spp.	6	7										



N <sup>bre</sup> de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces			Chilko		Clearwater		Coldwater		Euchiniko		Fraser	
				Tol.-F.	Tol.-E.	8 Sites tax. prés.	Moy.	12 Sites tax. prés.	Moy.	6 Sites tax. prés.	Moy.	8 Sites tax. prés.	Moy.	12 Sites tax. prés.	Moy.
			Polypedium spp.	6	6	2	11.5	4	22.4	3	26.7	3	121.7	7	42.3
			Groupe Potthastia gaedi	6	2			2	1.5	1	8.3			1	0.2
			Groupe Potthastia longimana	6	2	1	2.1					1	12.5		
			Procladius(Holotanypus) spp.	6	9							3	40.0		
			Prodiamesia spp.	6	3			1	1.3						
			Pseudodiamesa spp.	6	6	1	0.4								
			Pseudorthocladus spp.	6	0										
			Psilometricnemus	6	5	1	7.1								
			Rheocricotopus(Rheocricotopus) eminellobus	6	6	2	4.9	3	131.7			2	27.5		
			Rheocricotopus(Rheocricotopus) pauriseta	6	6					1	8.3				
			Rheosmittia spp.	6	6			1	1.7					1	0.1
			Rheotanytarsus spp.	6	6			2	25.4			4	316.7	2	1.2
			Saetheria tylus	6	4										
			Groupe Stempellina bausei	6	2									1	0.5
			Stempellina spp.	6	2	1	9.4					1	212.5		
			Stempellinella spp.	6	4	1	4.7	4	9.7			5	124.2	2	0.5
			Stictochironomus spp.	6	9			1	2.8					1	0.2
			Stilocladus spp.	6	6			2	12.0						
			Sublettea coffmani	6	4			1	0.8	1	4.2	2	75.0		
			Symposiocladius lignicola	6	5										
			Syndiamesa spp.	6	6										
			Synorthocladus semivirens	6	2			1	0.9			1	12.5		
			Tanytarsus spp.	6	6	3	9.6	6	141.3	5	50.8	6	1493.8	4	5.4
			Thienemanniella spp.	6	6	1	3.1	1	0.9	1	3.3				
			Groupe Thienemannimyia	6	6			2	18.0					2	1.4
			Tribelos spp.	6	5							1	25.0		
			Groupe Tvetenia bavarica	6	5	4	62.9	8	509.8	2	20.8	5	101.3	3	0.5
			Groupe Tvetenia discoloripes	6	5			2	3.7						
			Chironominae non identifiés*	6				1	3.7						
			Diamesinae non identifiés*	6				1	0.8						
			Orthocladinae non identifiés*	6		1	2.1	7	45.9	1	2.8	5	60.8		
			Tanytopodiinae non identifiés*	6				1	12.8						
			Zavrelimyia spp.	6	8	1	28.1	3	167.0			5	215.0	1	0.1
	Deuterophlebiidae		Deuterophlebia coloradensis	0	0	1	2.1								
	Dixidae		Dixa spp.	2	2							1	12.5		
	Empididae		Chelifera spp.	6	6			7	27.2	1	8.3	2	31.3	4	3.6
			Clinocera spp.	6	6	3	6.3	1	0.8			2	62.5	4	1.9
			Oreogeton spp.	6	6	2	12.5	2	3.5			2	29.2	1	0.1
	Muscidae		Non identifiées*	6		1	0.5							1	0.1
	Pelicorhynchidae		Glutops spp.	3	3					1	3.3				
	Psychodidae		Maruina spp.	10	2										
			Pericoma/Thelmatoscopus spp.	10	4	1	3.1	3	84.8	3	10.8	3	141.7		
	Simuliidae		Prosimulium spp.	6	3	1	1.8	3	24.7			3	87.5	2	0.2
			Simulium spp.	6	6	2	10.9					1	25.0		
	Stratiomyidae		Caloparyphus spp.	8	8										
	Tabanidae		Non identifiées*	6											
	Tanyderidae		Protanyderus margarita	5	5			1	4.2	1	4.2			2	1.7
	Thaumaleidae		Thaumalea spp.	5	5										
	Tipulidae		Antocha monticola	3	3	1	1.8			2	33.3	1	12.5		
			Dicranota spp.	3	3	3	14.3	3	4.8			4	54.2	2	0.2
			Gonomyodes spp.	3	5	2	2.3								
			Hexatoma spp.	3	2	1	6.3	1	1.7	4	24.2	5	52.1	3	0.7
			Pseudolimnophila spp.	3	5			3	2.6					3	1.0
			Rhabdomastix spp.	3	3	1	2.1							1	0.1
			Tipula spp.	3	4										
Ephemeroptera	Ameletidae		Ameletus spp.	0	0	1	1.8	4	10.8	1	3.3	1	12.5	8	11.6
	Ametropodidae		Ametropus ammophilus	11	11									1	0.6
	Baetidae		Acentrella insignificans	4	4	1	2.4	1	11.1	3	43.3				
			Acentrella macdunnoughi	4	4										
			Baetis bicaudatus	4	5			3	99.9			6	1140.0	1	7.2
			Baetis spp.	4	5					4	248.3			3	1.5
			Baetis tricaudatus	4	5	6	171.4	8	723.0	1	19.4	5	554.6	1	5.1
			Centroptilum spp.	4	2										

N <sup>bre</sup> de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces			Chilko		Clearwater		Coldwater		Euchiniko		Fraser	
				Tol.-F.	Tol.-E.	Sites tax. prés.	Moy.	Sites tax. prés.	Moy.	Sites tax. prés.	Moy.	Sites tax. prés.	Moy.	Sites tax. prés.	Moy.
			Dipheter hageni	4	5	2	5.2		503.1	1	1.7		3	925.0	
			Fallceon quilleri	4	5										20.9
			Non identifiées*	4				2	23.9						0.6
		Ephemereillidae	Caudatella heterocaudata heterocaudata	1	1			1	11.3						
			Caudatella hystrix	1	1										
			Caudatella spp.	1	1	2	9.5	2	7.8						0.8
			Drunella doddsi	1	0	4	10.5	7	57.1	1	8.3				3.0
			Drunella grandis ingens	1	0										
			Drunella spinifera	1	0	1	15.6	1	0.3	1	2.8	2	40.0		
			Ephemerella inermis	1	1	2	22.3								2.3
			Ephemerella infrequens	1	1	1	18.8					1	337.5	4	27.7
			Ephemerella mollita	1	1							2	1437.5		
			Ephemerella spp.	1	1	1	18.5	8	199.3	3	544.4	2	41.7	4	4.7
			Serratella spp.	1	2			2	74.2	2	1733.3				
			Serratella tibialis	1	2					1	525.0				
			Non identifiées*	1											
		Ephemeridae	Ephemera spp.	4	4										
		Heptageniidae	Cinygma spp.	4	2										
			Cinygmula spp.	4	4	2	124.1	1	1.7	1	40.0	2	154.2		
			Epeorus deceptivus	4	0	5	39.7								0.2
			Epeorus grandis	4	0					1	8.3				0.5
			Epeorus longimanus	4	0	2	9.8								0.1
			Epeorus spp.	4	0	1	2.1	1	8.3						
			Heptagenia spp.	4	3	1	43.8	3	22.6			1	262.5		
			Leucrocota spp.	4	1	3	25.3	6	190.5						
			Rhithrogena spp.	4	0	7	220.8	8	92.8	6	201.1	1	4.2	9	35.4
			Stenonema spp.	4	5										
			Non identifiées*	4				4	236.0	5	389.4	6	667.9	4	12.4
		Leptohyphidae	Tricorythodes minutus	4	4										
		Leptophlebiidae	Paraleptophlebia spp.	2	4	3	25.3	8	144.0	6	357.5	5	868.3		
			Non identifiées*	8											
		Lymnaeidae	Physella spp.	8	8										
			Gyraulus circumstriatus	5	5										
			Menetus opercularis	5	5							1	50.0		
		Valvatidae	Valvata humeralis	5	5							1	12.5		
			Valvata sincera	5	5										
			Piscicola milneri		6										
		Piscicolidae	Sialis spp.	4	4										
		Leptophlebiidae	Sialis spp.	4	4										
			Non identifiées*			3	28.3	4	44.7			1	4.2	1	0.2
			Non identifiées*			3	20.2	8	91.1	1	8.3	4	166.7	8	8.7
		Enchytraeidae	Eclipidrilus spp.	7	7	1	0.5					1	12.5	4	3.5
			Kincaidiana hexatheca	7	7										
			Lumbriculus spp.	7	7									1	0.1
			Lumbriculus variegatus	7	7										
			Rhynchelmis spp.	7	7										
			Non identifiées*	7											
		Naididae	Chaetogaster diaphanus	8	8			1	0.8						
			Dero digitata	8	8	1	8.9								
			Nais alpina	8	8	2	122.9	1	3.3					1	0.1
			Nais behningi	8	8			1	1.4						
			Nais simplex	8	8										
			Nais variabilis	8	8			1	0.8						
			Pristina aequisetata	8	8					1	3.3			1	0.1
			Pristinella jenkinae	8	8										
			Specaria fraseri	8	8	2	55.1	1	25.6	5	268.9			5	10.2
			Specaria hellei	8	8										
			Specaria josinae	8	8	1	18.8								
			Uncinai uncinata	8	8			1	0.9						
			Spécimens immatures, avec soies		10			1	3.5					1	0.1
			Spécimens immatures, sans soies		10			1	0.5					1	7.0
			Limnodrilus profundicola		9									1	0.2
			Limnodrilus udekemianus		9										

N <sup>bre</sup> de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces			Chilko		Clearwater		Coldwater		Euchiniko		Fraser	
				Tol.-F.	Tol.-E.	Sites tax. prés.	Moy.	Sites tax. prés.	Moy.	Sites tax. prés.	Moy.	Sites tax. prés.	Moy.	Sites tax. prés.	Moy.
	Ostracoda	Non identifiées*	Non identifiées*			3	5.5	2	390.2			8	1594.2	2	0.2
	Platyhelminthes - Turbellaria	Non identifiées*	Non identifiées*			3	9.2	2	1.8	2	10.0			1	0.2
	Plecoptera	Capniidae	Capnia spp.	1	3	7	229.2	6	64.5			8	1443.3	12	76.0
			Non identifiées*	1											
		Chloroperlidae	Haploperla brevis	1	0	3	28.8	1	2.8	1	8.3			3	6.6
			Plumiperla diversa	1	0	2	9.9							2	0.9
			Suwallia spp.	1	0			1	1.4						
			Sweltsa spp.	1	1	3	34.0	8	50.6	2	16.7	4	250.0	4	1.5
			Non identifiées*	1											
		Leuctridae	Paraleuctra spp.	0	3	3	11.5	5	52.0	3	13.6			1	0.8
			Non identifiées*	0											
		Nemouridae	Podmosta spp.	2	2	1	11.8	2	120.3						
			Non identifiées*	2		3	15.6			1	5.6	3	293.8		
			Visoka cataractae	2	0	1	3.1	2	9.5						
			Zapada cinctipes	2	2	3	42.3	4	516.2	3	22.8	6	240.0		
			Zapada columbiana	2	2	5	76.9	4	13.2					2	2.3
			Zapada oregonensis	2	2										
			Zapada spp.	2	2			7	187.6			3	75.0	5	1.4
		Peltoperlidae	Yoraperla mariana	0	1			1	14.5						
		Perlidae	Calineuria californica	1	2										
			Claasenia sabulosa	1	3										
			Hesperoperla pacifica	1	2			2	1.6			1	12.5	1	0.5
		Perlodidae	Cultus spp.	2	2										
			Isogenoides spp.	2	2									2	1.1
			Isoperla spp.	2	2	4	53.0	1	6.7	1	12.5	5	135.0	5	15.8
			Megarcys spp.	2	2	1	1.4	1	1.6						
			Perlinodes aureus	2	2										
			Rickera sorpta	2	2										
			Setvena bradleyi	2	2			1	1.3						
			Setvena spp.	2	2	1	0.1								
			Skwala spp.	2	2	3	2.9					1	25.0	2	2.2
			Non identifiées*	2				6	11.7	2	4.4	1	12.5	2	0.9
		Pteronarcyidae	Pteronarcella regularis	0	0										
			Pteronarcys californica	0	0										
			Pteronarcys spp.	0	0										
		Taeniopterygidae	Taenionema spp.	2	2	5	32.9	5	149.6			1	7.5	7	20.8
	Porifera	Spongillidae	Non identifiées*									1	25.0	2	0.4
	Trichoptera	Apataniidae	Allomyia spp.	4	3										
			Apatania spp.	4	1			1	2.8						
			Apatania zonella	4	1									1	0.2
			Pedomoecus sierra	4	0										
		Brachycentridae	Amiocentrus aspilus	1	3							1	12.5		
			Brachycentrus americanus	1	1	3	11.7	4	20.1	5	62.5	2	175.0	3	1.6
			Brachycentrus occidentalis	1	1							2	125.0	1	0.3
			Micrasema bactro	1	1			2	88.0			2	35.0		
			Micrasema spp.	1	1							2	54.2		
		Glossosomatidae	Anagapetus spp.	0	0										
			Glossosoma spp.	0	1	3	4.9			3	8.6				
			Protoptila spp.	0	1										
		Hydropsychidae	Arctopsyche grandis	4	1	1	4.7	2	3.6	1	3.3	1	25.0	3	2.9
			Cheumatopsyche spp.	4	5										
			Diplectrona spp.	4	4										
			Hydropsyche alhedra	4	4										
			Hydropsyche ambilis	4	4										
			Hydropsyche morosa	4	4										
			Hydropsyche slossanae	4	4										
			Hydropsyche spp.	4	4			3	15.9	5	299.4	3	204.2		
			Hydropsyche tana	4	4	1	7.1			1	30.0	1	12.5		
			Parapsyche almota	4	2										
			Parapsyche elsis	4	2	2	5.0	1	2.2					1	0.5
			Parapsyche spp.	4	2									1	0.7
		Hydroptilidae	Hydroptila spp.	4	6			2	32.5					1	1.5

N <sup>bre</sup> de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces			Chilko		Clearwater		Coldwater		Euchiniko		Fraser	
				Tol.-F.	Tol.-E.	Sites	Moy.	Sites	Moy.	Sites	Moy.	Sites	Moy.	Sites	Moy.
						8		12		6		8		12	
						tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.	
			Leucotrichia pictipes	4	6							1	12.5		
			Oxyethira spp.	4	3							1	12.5		
			Stactobiella spp.	4	4			5	100.5						
			Non identifiées*	4								1	12.5		
	Lepidostomatidae		Groupe Lepidostoma astaneum	1	1							1	212.5		
			Lepidostoma cinereum	1	1							1	4.2		
			Groupe Lepidostoma pluviale	1	1			2	7.9	2	762.5				
			Lepidostoma spp.	1	1			3	7.8	4	878.9	4	300.0	1	0.1
			Lepidostoma unicolor	1	1							1	25.0		
	Leptoceridae		Ceraclea spp.	4	3										
			Oecetis avara	4	8			1	11.3						
			Oecetis disjuncta	4	8										
	Limnephilidae		Chyranda centralis	4	1										
			Clostoea disjuncta	4	4										
			Ecclisocosmoecus scylla	4	0										
			Ecclisomyia spp.	4	2	1	1.8								
			Grammotaulius spp.	4	4										
			Hesperophylax spp.	4	3							1	6.3		
			Limnephilus spp.	4	3										
			Psychoglypha spp.	4	0	2	32.8	1	0.8			1	12.5	2	0.4
			Non identifiées*	4		1	0.1	1	5.6			1	50.0	3	0.3
	Philopotamidae		Wormaldia spp.	3	3										
	Polycentropodidae		Polycentropus spp.	6	6										
	Rhyacophiliidae		Groupe Rhyacophila acropedes	0	0	2	5.2	1	0.8			1	2.5	1	0.1
			Groupe Rhyacophila alberta	0	0	2	2.3							1	0.1
			Groupe Rhyacophila angelita	0	0	3	6.3	2	3.4					4	1.1
			Rhyacophila arnaldi	0	0										
			Groupe Rhyacophila betteni	0	0										
			Rhyacophila blarina	0	0										
			Rhyacophila grandis	0	0			2	3.2						
			Rhyacophila narvae	0	0							1	12.5		
			Groupe Rhyacophila rotunda	0	0										
			Rhyacophila spp.	0	0			1	5.6	1	3.3			1	0.1
			Rhyacophila vagrita	0	0	1	1.8					1	15.0		
			Rhyacophila valuma	0	0										
			Rhyacophila velora	0	0					2	25.0				
			Rhyacophila verrula	0	0										
			Rhyacophila vocala	0	0	3	19.9	2	1.9						
	Uenoidae		Neothremma spp.	4	0							1	2.5		
			Oligophlebodes spp.	4	0	1	0.3								

N <sup>bre</sup> de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces	Herrick		Lillooet		Nicola		Pitt		Stein		Stuart		
				Tol.-F.	Tol.-E.	12 Sites	Moy.	12 Sites	Moy.	10 Sites	Moy.	16 Sites	Moy.	12 Sites	Moy.	10 Sites
				tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		
Acariformes	Non identifiées*	Non identifiées*						1	5.0	2	0.4	1	4.2			
	Anisitsiellidae	Anisitsiellinae non identifiées*	4					1	5.0							
	Aturidae	Axonopsinae non identifiées*	4		1	1.7										
	Hydryphantidae	Protzia spp.	4	5	1	5.0				1	0.1	1	1.4			
		Wandesia spp.	4	5												
		Lebertidae	4	2	3	3.2	1	0.2	3	40.0	2	2.5	1	10.4	2	0.9
		Limnesiidae	4	5	1	2.1			1	5.0					2	2.2
		Tyrrelliinae non identifiées*	4													
		Sperchontidae	4	4	1	1.7	3	3.8	2	70.0	7	6.7	3	30.6	2	2.5
		Stygothrombidiidae		5	2	0.5				1	0.6					
		Torrenticolidae	4	5					2	7.0		2	8.3	2	3.0	
			4	5			1	1.7	3	17.5	1	4.7		1	5.0	
Amphipoda	Crangonyctidae	Crangonyx richmodensis-occidentalis	5	5												
	Gammaridae	Gammarus lacustris	4	6												
	Talitridae	Hyalella azteca	8	8												
Bivalvia	Margaritiferidae	Margaritifera falcata		5												
	Sphaeriidae	Pisidium casertanum	8	7												
		Pisidium nitidum	8	7					1	4.0						
		Pisidium spp.	8	7												
		Sphaerium spp.	8	7	1	8.3					1	0.1	1	4.2		
		Sphaerium striatum	8	7												
		Non identifiées*	8												1	2.5
Cladocera	Non identifiées*	Non identifiées*														
	Daphniidae	Non identifiées*														
Coelentrata	Hydridae	Hydra polyyps	5	5												
Coleoptera	Elmidae	Cleptelmis ornata	4	4												
		Heterolimnius corpulentus	4	4					2	55.0						
		Heterolimnius spp.	4	4					2	37.7	1	0.3		1	22.5	
		Lara spp.	4	4							2	2.6				
		Narpus concolor	4	4												
		Optioservus quadrimaculatus	4	4					5	297.5						
		Optioservus spp.	4	4												
		Zaitzevia parvula	4	4					1	140.0						
		Zaitzevia spp.	4	4					6	105.8	2	46.0				
Collembola	Hypogastruridae	Non identifiées*	5													
		Xenylla spp.	5	5												
	Isotomidae	Semicerura spp.	5	5												
Copepoda	Non identifiées*	Non identifiées*							1	20.1		1	4.2			
Diptera	Athericidae	Atherix pachypus	2	4					2	20.0						
	Blephariceridae	Biocephala grandis	0	0			1	0.2			1	1.3				
	Ceratopogonidae	Atrichopogon spp.	6	6												
		Bezzia/Palpomia spp.	6	6	1	1.7			1	5.0				2	3.1	
		Culicoides spp.	6	6												
		Forcipomyia spp.	6	6												
		Monohelea spp.	6	6					1	5.0	1	0.3				
		Probezzia spp.	6	6												
		Stilobezzia spp.	6	6												
		Non identifiées*	6								1	0.1				
	Chironomidae	Ablabesmyia spp.	6	8												
		Brillia flavifrons	6	5							1	0.1				
		Brillia retifinis	6	5							1	0.1				
		Brillia spp.	6	5	4	12.8	3	4.0	2	15.0	7	5.8	9	138.9	3	41.4
		Cardiocladius spp.	6	5												
		Chaetocladius spp.	6	6												
		Groupe Chaetocladius vitillinus	6	6												
		Chironomus spp.	6	10												
		Cladotanytarsus spp.	6	7					4	152.5	1	0.6	1	8.3	1	0.4
		Corynoneura spp.	6	7					1	10.1			2	11.1		
		Cricotopus spp.	6	7												
		Groupe Cricotopus(Cricotopus) bicintus	6	7	4	19.6	1	3.3	2	20.0			3	83.3	1	45.0
		Groupe Cricotopus(Cricotopus) cylindraceus	6	7												
		Groupe Cricotopus(Cricotopus) festivellus	6	7					1	6.0						

+ non identifiés au genre ou à l'espèce  
\* non identifiés à la famille

N <sup>bre</sup> de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces	Herrick		Lillooet		Nicola		Pitt		Stein		Stuart			
				Tol.-F.	Tol.-E.	12 Sites	Moy.	12 Sites	Moy.	10 Sites	Moy.	16 Sites	Moy.	12 Sites	Moy.	10 Sites	Moy.
				tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.			
			Groupe Cricotopus(Cricotopus) fuscus	6	7												
			Cricotopus(Cricotopus) spp.	6	7												
			Groupe Cricotopus(Cricotopus) tremulus	6	7	1	0.4		1	25.0	1	1.1	1	4.2			
			Groupe Cricotopus(Cricotopus) trifasciatus	6	7				1	30.2	1	0.7					
			Groupe Cricotopus(Isocladus) laricomalis	6	7				3	17.5							
			Groupe Cricotopus(Isocladus) obnixus	6	7												
			Cricotopus(Isocladus) spp.	6	7	1	0.2	2	1	20.1			4	19.8			
			Cricotopus(Nostocoladius) spp.	6	7												
			Cryptochironomus spp.	6	8												
			Diamesa spp.	6	5	2	29.3	6			6	4.3			4	23.0	
			Diplocladius spp.	6	6			1		0.2							
			Endochironomus spp.	6	10												
			Groupe Eukiefferiella brehmi	6	8	5	55.4	2	2.3	5	116.3	4	13.8	7	51.8	5	19.1
			Groupe Eukiefferiella brevicar	6	8							2	6.5				
			Groupe Eukiefferiella claripennis	6	8			2	1.0								
			Groupe Eukiefferiella devonica	6	8	2	3.7			1	2.5	2	0.8	1	20.8		
			Groupe Eukiefferiella gracei	6	8	2	0.7	1	0.3			3	1.1			1	3.4
			Groupe Eukiefferiella rectangularis	6	8												
			Groupe Eukiefferiella similis	6	8			1	0.2					2	6.3		
			Eukiefferiella spp.	6	8							1	2.7				
			Euryhopsis spp.	6	5											1	1.4
			Heleniella spp.	6	5											1	1.7
			Heterotanytarus spp.	6	5											1	3.3
			Heterotrissocladus changi	6	0	2	8.7	1	0.1	1	10.0			3	23.6	3	26.2
			Heterotrissocladus spp.	6	0												
			Hydrobaenus spp.	6	8			1	3.3								
			Krenosmittia spp.	6	5											1	1.7
			Larsia spp.	6	6											2	0.9
			Lopesocladus(Cordiella) hyporheicus	6	6					1	10.0						
			Metricnemus spp.	6	6												
			Micropsectra spp.	6	7	8	293.1			9	542.0	6	45.6	11	360.7	10	918.2
			Microtendipes spp.	6	6					3	135.0	1	14.1				
			Monodiamesia spp.	6	7												
			Nanocladus (Nanocladus) distinctus	6	3												
			Nanocladus (Plecopteracalathus) branchicolus	6	3												
			Nanocladus(Nanocladus) balticus	6	3												
			Groupe Nanocladus(Nanocladus) parvulus	6	3												
			Nanocladus(Plecopteracoluthus)	6	3					2	40.0			1	12.5		
			Nilotanytus frimbriatus	6	6												
			Odontomesa spp.	6	4												
			Orthocladus spp.	6	6												
			Orthocladus(Eudactylocladius) spp.	6	6					4	340.2			1	4.2		
			Orthocladus(Euorthocladus) spp.	6	6	1	8.3	1	3.3			1	0.1	3	117.0	3	25.0
			Orthocladus(Orthocladus) dorenius	6	6	5	18.8	3	8.4	3	110.7			1	2.8		
			Orthocladus(Orthocladus) nigritus	6	6	1	4.2										
			Orthocladus(Orthocladus) obumbratus	6	6	3	5.9	4	3.3	4	286.3			5	96.7		
			Orthocladus(Orthocladus) spp.	6	6							4	5.3			5	17.8
			Pagastia spp.	6	1	2	11.7	2	11.8	3	30.1	1	0.1	4	16.0		
			Groupe Parachironomus arcuatus	6	10												
			Groupe Parachironomus frequens	6	10											1	2.7
			Groupe Paracladopelma camptolabis	6	7												
			Paracladopelma spp.	6	7												
			Paracladopelma winnelli	6	7												
			Paracricotopus spp.	6	6												
			Parakiefferiella spp.	6	4	1	16.7	1	0.8	1	40.3			3	13.9	4	17.1
			Paramerina spp.	6	6							1	0.3				
			Parametricnemus spp.	6	5							1	4.7	2	4.9		
			Paraphaenocladus spp.	6	4	5	26.4	4	1.7	2	15.1	1	0.1	5	22.9	3	12.6
			Parapsectra spp.	6	5												
			Paratanytarsus spp.	6	6												
			Paratendipes spp.	6	8												
			Paratrachocladus spp.	6	6	2	16.7			2	25.1	5	1.0	1	4.2	1	1.7
			Parorthocladus spp.	6	6			1	0.1			3	1.3				
			Phaenopsectra spp.	6	7			1	0.3								

N <sup>bre</sup> de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces			Herrick		Lillooet		Nicola		Pitt		Stein		Stuart	
				Tol.-F.	Tol.-E.	12 Sites	Moy.	12 Sites	Moy.	10 Sites	Moy.	16 Sites	Moy.	12 Sites	Moy.	10 Sites	Moy.
				tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.	
			Polypedilum spp.	6	6	2	4.3	1	0.1	5	1547.7	4	31.3	5	31.3	6	49.3
			Groupe Potthastia gaedi	6	2												
			Groupe Potthastia longimana	6	2												
			Procladius(Holotanypus) spp.	6	9												
			Prodiamesia spp.	6	3												
			Pseudodiamesa spp.	6	6	1	0.2	1	0.3					1	25.0		
			Pseudorthocladius spp.	6	0												
			Psilometriocnemus	6	5					1	5.0						
			Rheocricotopus(Rheocricotopus) eminellobus	6	6	3	14.6			5	185.8	2	0.8	5	52.8	7	28.4
			Rheocricotopus(Rheocricotopus) pauciseta	6	6												
			Rheosmittia spp.	6	6	3	14.1	2	5.2								
			Rheotanytarsus spp.	6	6	2	8.4			2	17.5	1	0.3	1	0.7	5	14.0
			Saetheria tylus	6	4											1	3.3
			Groupe Stempellina bausei	6	2	1	83.3			3	40.1						
			Stempellina spp.	6	2												
			Stempellinella spp.	6	4	2	10.0			2	90.0	2	18.3	5	29.2	5	62.9
			Stictochironomus spp.	6	9												
			Stilocladus spp.	6	6	1	2.8							1	4.2	2	5.0
			Sublettea coffmani	6	4												
			Symposiocladius lignicola	6	5			1	0.1	1	5.0	1	4.7				
			Syndiamesa spp.	6	6			1	0.1			2	0.8				
			Synorthocladus semivirens	6	2												
			Tanytarsus spp.	6	6	3	75.7			3	105.0	2	17.3	1	4.2	8	295.8
			Thienemanniella spp.	6	6	2	10.0	1	1.7			1	0.3	4	18.8	3	5.5
			Groupe Thienemannimyia	6	6					1	5.0	1	0.1	1	2.8	5	31.8
			Tribelos spp.	6	5												
			Groupe Tvetenia bavarica	6	5	7	127.4	1	1.7	6	75.2	4	6.6	10	155.3	6	42.7
			Groupe Tvetenia discoloripes	6	5					1	5.0	1	0.3				
			Chironominae non identifiés*	6				2	0.3			1	0.6				
			Diametinae non identifiés*	6													
			Orthoclaadiinae non identifiés*	6		1	0.4					4	1.6	1	4.2		
			Tanyptodiinae non identifiés*	6										1	2.1		
			Zavrelimyia spp.	6	8	1	16.7					1	0.4	2	22.2		
	Deuterophlebiidae		Deuterophlebia coloradensis	0	0												
	Dixidae		Dixa spp.	2	2												
	Empididae		Chelifera spp.	6	6	4	13.3	2	0.6	5	34.1	3	3.4	3	20.1	5	9.3
			Clinocera spp.	6	6	1	6.7	1	0.1	3	40.0	1	0.1	3	14.2		
			Oreogeton spp.	6	6			2	7.5	1	2.5	1	0.1	2	4.9	2	6.8
	Muscidae		Non identifiées*	6													
	Pelicerhynchidae		Glutops spp.	3	3												
	Psychodidae		Maruina spp.	10	2												
			Pericoma/Thelmatoscopus spp.	10	4					3	57.5						
	Simuliidae		Prosimulium spp.	6	3	1	4.2			1	15.0	2	1.0	3	10.8	2	7.1
			Simulium spp.	6	6	2	60.4			1	5.0	2	1.7	1	0.7	2	11.4
	Stratiomyidae		Caloparyphus spp.	8	8												
	Tabanidae		Non identifiées*	6													
	Tanyderidae		Protanyderus margarita	5	5												
	Thaumaleidae		Thaumalea spp.	5	5												
	Tipulidae		Antocha monticola	3	3			1	3.3	5	59.0	1	0.1	1	0.4	1	0.4
			Dicranota spp.	3	3	3	2.4	4	2.5	2	20.1	6	4.2	5	16.1	2	16.0
			Gonomyodes spp.	3	5	1	0.2	1	0.8								
			Hexatoma spp.	3	2	2	4.5			1	10.0	3	4.0	2	5.6	5	18.2
			Pseudolimnophila spp.	3	5			1	0.9			3	1.3	3	14.6		
			Rhabdomastix spp.	3	3	3	3.3										
			Tipula spp.	3	4					1	10.0						
Ephemeroptera	Ameletidae		Ameletus spp.	0	0	5	27.8	5	6.0	4	50.0	7	3.1	2	9.7	5	35.6
	Ametropodidae		Ametropus ammophilus	11	11												
	Baetidae		Acentrella insignificans	4	4	2	14.1			1	5.0						
			Acentrella macdunnoughi	4	4												
			Baetis bicaudatus	4	5	10	1500.5	6	75.6	5	289.5	8	52.5	3	200.0	2	20.1
			Baetis spp.	4	5					1	10.0	6	47.3	5	316.0		
			Baetis tricaudatus	4	5			1	1.3	6	675.5	2	7.6	2	213.6	2	154.8
			Centroptilum spp.	4	2												

+ non identifiés au genre ou à l'espèce  
\* non identifiés à la famille

N <sup>bre</sup> de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces			Herrick	Lillooet		Nicola		Pitt		Stein		Stuart		
				Tol.-F.	Tol.-E.	Sites tax. prés.	Moy.	Sites tax. prés.	Moy.	Sites tax. prés.	Moy.	Sites tax. prés.	Moy.	Sites tax. prés.	Moy.	Sites tax. prés.	Moy.
			Dipheter hageni	4	5	1	56.3			4	34.5	1	2.7	2	22.9	7	216.6
			Fallceon quilleri	4	5	1	2.1										
			Non identifiées*	4													
		Ephemeroidea	Caudatella heterocaudata heterocaudata	1	1				2	4.5	1	0.7				1	4.1
			Caudatella hystrix	1	1			1	0.3								
			Caudatella spp.	1	1								1	0.9			
			Drunella doddsi	1	0	10	89.0	9	160.8	4	25.1	12	35.7	8	176.6	5	64.7
			Drunella grandis ingens	1	0					1	2.5				1	7.5	
			Drunella spinifera	1	0			2	0.2	2	35.2	3	1.0	1	0.3		
			Ephemerella inermis	1	1							1	3.3				
			Ephemerella infrequens	1	1	3	27.0	2	1.0			1	1.1			1	2.4
			Ephemerella mollita	1	1												
			Ephemerella spp.	1	1	7	886.9					4	35.5			7	36.2
			Serratella spp.	1	2					5	70.1	3	6.3	6	166.8	1	27.5
			Serratella tibialis	1	2	2	4.0			4	181.5			5	67.4		
			Non identifiées*	1													
		Ephemeridae	Ephemerella spp.	4	4												
		Heptageniidae	Cinygmula spp.	4	2			1	6.4							1	8.6
			Cinygmula spp.	4	4							1	0.1				
			Epeorus deceptivus	4	0	1	2.8	1	2.9			5	19.1	2	22.2		
			Epeorus grandis	4	0			4	45.4	1	2.5	3	12.1	2	13.5	1	0.5
			Epeorus longimanus	4	0							1	0.1				
			Epeorus spp.	4	0			2	27.6	4	105.0			3	177.1	4	28.6
			Heptagenia spp.	4	3	2	8.8	3	9.8	3	200.0	3	24.0	6	369.0		
			Leucrocota spp.	4	1			2	70.1	3	500.5			1	181.3	7	173.1
			Rhithrogena spp.	4	0	10	765.9	10	81.5	2	75.0	16	158.3	9	236.8	6	163.6
			Stenonema spp.	4	5												
			Non identifiées*	4		5	1036.1			4	2166.1	3	64.4	4	806.9	1	63.7
		Leptohyphidae	Tricorythodes minutes	4	4												
		Leptophlebiidae	Paraleptophlebia spp.	2	4					6	232.3	2	46.7	5	86.1	3	48.8
Gastropoda		Lymnaeidae	Non identifiées*	8													
		Physidae	Physella spp.	8	8												
		Planorbidae	Gyraulus circumstriatus	5	5												
			Menetus opercularis	5	5												
		Valvatidae	Valvata humeralis	5	5												
			Valvata sincera	5	5							1	0.3				
Hirudinea		Piscicolidae	Piscicola milneri		6												
Megaloptera		Sialidae	Sialis spp.	4	4												
Nematoda		Non identifiées*	Non identifiées*							1	5.0	1	0.7	1	5.6		
Oligochaeta		Enchytraeidae	Non identifiées*			3	50.7	1	0.1	1	5.0	3	10.2	1	4.2		
		Lumbriculidae	Eclipidrilus spp.	7	7							1	0.1				
			Kincaidiana hexatheca	7	7							2	2.6				
			Lumbriculus spp.	7	7							1	0.2				
			Lumbriculus variegatus	7	7							1	7.0				
			Rhynchelmis spp.	7	7												
			Non identifiées*	7						1	5.0						
		Naididae	Chaetogaster diaphanus	8	8												
			Dero digitata	8	8												
			Nais alpina	8	8							1	0.1				
			Nais behningi	8	8					1	10.0	1	0.5			1	6.7
			Nais simplex	8	8												
			Nais variabilis	8	8												
			Pristina aequiseta	8	8												
			Pristinella jenkinae	8	8												
			Specaria fraseri	8	8					5	205.1	4	11.7	2	177.1	1	15.0
			Specaria hellei	8	8			1	0.1								
			Specaria josinae	8	8												
			Uncinaxis uncinata	8	8												
		Tubificidae	Spécimens immatures, avec soies		10	1	16.7					1	0.3	1	2.8		
			Spécimens immatures, sans soies		10	1	16.7										
			Limnodrilus profundicola		9												
			Limnodrilus udekemianus		9	1	8.3										



N <sup>bre</sup> de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces	Herrick		Lillooet		Nicola		Pitt		Stein		Stuart	
				Tol.-F.	Tol.-E.	Sites	Moy.	Sites	Moy.	Sites	Moy.	Sites	Moy.	Sites	Moy.
				tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.	
	Ostracoda	Non identifiées*	Non identifiées*	1		40.0		4	117.6	2	3.2	9	445.5	4	21.5
	Platyhelminthes - Turbellaria	Non identifiées*	Non identifiées*			5	104.3	4	38.5	1	40.3	6	32.9	7	26.5
	Plecoptera	Capniidae	Capnia spp.	1	3	9	308.8	6	3.7	8	572.0	5	3.9	10	289.8
			Non identifiées*	1											
		Chloroperlidae	Haploperla brevis	1	0	8	73.1	6	47.7	1	30.0	1	0.4	4	19.4
			Plumiperla diversa	1	0	1	16.7	5	26.7			4	84.6	2	25.6
			Suwallia spp.	1	0							8	15.9		
			Sweltsa spp.	1	1	4	17.4			6	182.8	2	2.1	6	66.0
			Non identifiées*	1											
		Leuctridae	Paraleuctra spp.	0	3	4	56.9			4	27.5	5	3.5	3	37.5
			Non identifiées*	0		1	11.7								
		Nemouridae	Podmosta spp.	2	2					1	5.0				
			Non identifiées*	2											
			Visoka cataractae	2	0	2	8.8			1	20.1	1	0.1	3	15.4
			Zapada cinctipes	2	2	2	100.0			7	304.0	4	12.5	4	36.8
			Zapada columbiana	2	2	5	16.0	4	2.7	3	351.0	4	1.3	6	145.7
			Zapada oregonensis	2	2	4	9.2	2	8.4	2	7.0	1	9.4	2	5.3
			Zapada spp.	2	2	6	426.6	2	5.6			5	4.2	8	121.2
		Peltoperlidae	Yoraperla mariana	0	1	1	71.7								
		Perlidae	Calineuria californica	1	2					3	55.1	3	28.5		
			Claasenia sabulosa	1	3										
			Hesperoperla pacifica	1	2					1	20.0			3	16.0
		Perlodidae	Cultus spp.	2	2										
			Isogenoides spp.	2	2	2	0.6							1	4.2
			Isoperla spp.	2	2	9	69.2	6	21.3	9	124.1	4	9.4	7	31.6
			Megarcys spp.	2	2	2	11.1	7	22.9			6	5.7		
			Perlinoles aureus	2	2	3	3.0								
			Rickera sorpta	2	2										
			Setvena bradleyi	2	2										
			Setvena spp.	2	2	2	4.5			2	15.0	1	0.4	3	5.6
			Skwala spp.	2	2					1	2.0	1	0.2		
			Non identifiées*	2		1	16.7					4	4.4		4
		Pteronarcyidae	Pteronarcella regularis	0	0										
			Pteronarcys californica	0	0					2	35.0				
			Pteronarcys spp.	0	0							1	0.1		
		Taeniopterygidae	Taenionema spp.	2	2	10	959.8	12	742.8	4	60.1	13	258.0	8	152.5
	Porifera	Spongillidae	Non identifiées*												
	Trichoptera	Apataniidae	Allomyia spp.	4	3	1	0.2								
			Apatania spp.	4	1										2
			Apatania zonella	4	1										
			Pedomoecus sierra	4	0								1	0.7	
		Brachycentridae	Amiocentrus aspilus	1	3					1	10.0				1
			Brachycentrus americanus	1	1	2	8.4			2	167.5				4
			Brachycentrus occidentalis	1	1										
			Micrasema bactro	1	1					4	31.1	2	5.0	2	3.1
			Micrasema spp.	1	1										
		Glossosomatidae	Anagapetus spp.	0	0					1	5.0				
			Glossosoma spp.	0	1	4	12.8	1	0.5	2	12.6	1	28.1	4	32.6
			Protoptila spp.	0	1										
		Hydropsychidae	Arctopsyche grandis	4	1	2	4.5						4	7.3	3
			Cheumatopsyche spp.	4	5										
			Diplectrona spp.	4	4							1	3.5		
			Hydropsyche alhedra	4	4					1	10.0				1
			Hydropsyche ambilis	4	4							1	14.1		
			Hydropsyche morosa	4	4					1	10.0				
			Hydropsyche slossanae	4	4					1	10.0				
			Hydropsyche spp.	4	4					5	212.5	2	0.8	1	1.4
			Hydropsyche tana	4	4					2	29.5			2	10.2
			Parapsyche almota	4	2							1	0.3		
			Parapsyche elsis	4	2	2	10.6	2	0.4			1	2.1	1	0.4
			Parapsyche spp.	4	2			1	0.8	1	10.1	1	1.1		
		Hydroptilidae	Hydroptila spp.	4	6			1	0.3						5

N <sup>b</sup> re de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces	Herrick		Lillooet		Nicola		Pitt		Stein		Stuart			
				Tol.-F.	Tol.-E.	Sites	Moy.	Sites	Moy.	Sites	Moy.	Sites	Moy.	Sites	Moy.	Sites	Moy.
				tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.			
			Leucotrichia pictipes	4	6												
			Oxyethira spp.	4	3												
			Stactobiella spp.	4	4									1	0.5		
			Non identifiées*	4													
	Lepidostomatidae		Groupe Lepidostoma astaneum	1	1			2	12.5					1	10.4		
			Lepidostoma cinereum	1	1			2	7.5					1	2.5		
			Groupe Lepidostoma pluviale	1	1					1	42.2			1	1.2		
			Lepidostoma spp.	1	1			4	282.5	2	1.0	3	31.3	5	108.9		
			Lepidostoma unicolor	1	1												
	Leptoceridae		Ceraclea spp.	4	3												
			Oecetis avara	4	8			1	5.0								
			Oecetis disjuncta	4	8												
	Limnephilidae		Chyranda centralis	4	1			1	5.0								
			Clostoea disjuncta	4	4	1	3.3					1	0.4				
			Ecclisocosmoecus scylla	4	0					2	0.4						
			Ecclisomyia spp.	4	2			4	8.1	1	10.0	6	1.1		0.4		
			Grammotaulius spp.	4	4												
			Hesperophylax spp.	4	3												
			Limnephilus spp.	4	3												
			Psychoglypha spp.	4	0					1	2.5				0.5		
			Non identifiées*	4		1	8.3	3	1.2	2	15.0		7	24.4	1	0.4	
	Philopotamidae		Wormaldia spp.	3	3					2	21.4						
	Polycentropodidae		Polycentropus spp.	6	6					1	0.3						
	Rhyacophilidae		Groupe Rhyacophila acropedes	0	0	2	4.4	1	0.1	1	10.1		4	7.9			
			Groupe Rhyacophila alberta	0	0	2	11.7	1	0.1				1	0.4			
			Groupe Rhyacophila angelita	0	0	2	13.9					1	2.3	3	5.9	4	7.0
			Rhyacophila arnaudi	0	0										1	1.7	
			Groupe Rhyacophila betteni	0	0	3	11.2			2	40.2	3	3.0				
			Rhyacophila blarina	0	0							1	4.7				
			Rhyacophila grandis	0	0												
			Rhyacophila narvae	0	0					2	35.2			2	8.3	2	1.4
			Groupe Rhyacophila rotunda	0	0			1	0.3								
			Rhyacophila spp.	0	0	1	0.4	1	3.3	2	20.0	2	12.1	2	4.3		
			Rhyacophila vagrita	0	0	1	0.1						1	2.8	4	22.0	
			Rhyacophila valuma	0	0										1	0.4	
			Rhyacophila velora	0	0												
			Rhyacophila verrula	0	0												
			Rhyacophila vocala	0	0			3	4.2			3	1.0	1	0.9		
	Uenoidae		Neothremma spp.	4	0								2	11.1	1	6.7	
			Oligophlebodes spp.	4	0			7	41.0			3	7.3	3	45.2	1	1.7

N <sup>bre</sup> de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces	Taseko		Thompson		Torpy		Tyaughton		Upper Fraser		West Road	
				Tol.-F.	Tol.-E.	8 Sites	Moy.	1 Sites	Moy.	8 Sites	Moy.	8 Sites	Moy.	12 Sites	Moy.
						tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.	
	Acariformes	Non identifiées*	Non identifiées*			1	0.1			2	5.1				
		Anisitsiellidae	Anisitsiellinae non identifiées*	4		1	0.1							2	8.3
		Aturidae	Axonopsinae non identifiées*	4											
		Hydryphantidae	Protzia spp.	4	5								1	0.1	1
			Wandesia spp.	4	5	1	0.6							3	4.6
			Lebertia spp.	4	2	5	29.6			4	15.4	2	0.7	6	56.9
			Limnesia spp.	4	5	3	16.9			1	1.4	1	0.1	2	8.4
			Tyrrellinae non identifiées*	4											
			Sperchon spp.	4	4	5	6.3	1	21.7	3	6.2	4	5.1	6	10.2
			Stygothrombidiidae		5					1	1.3				2
			Torrenticolidae	4	5							1	1.8		8
			Testudacarus spp.	4	5										8
			Torrenticola spp.	4	5					1	1.0				6
	Amphipoda	Crangonyctidae	Crangonyx richmodensis-occidentalis	5	5										2
		Gammaridae	Gammarus lacustris	4	6										
		Talitridae	Hyalella azteca	8	8										
	Bivalvia	Margaritiferidae	Margaritifera falcata		5										
		Sphaeriidae	Pisidium casertanum	8	7										
			Pisidium nitidum	8	7										
			Pisidium spp.	8	7			1	4.3						
			Sphaerium spp.	8	7	1	62.5								1
			Sphaerium striatum	8	7										5
			Non identifiées*	8											1
	Cladocera	Non identifiées*	Non identifiées*												
		Daphniidae	Non identifiées*												
	Coelentrata	Hydridae	Hydra polyyps	5	5										
	Coleoptera	Elmidae	Cleptelmis ornata	4	4										
			Heterilmnius corpulentus	4	4	1	0.3			2	317.5				1
			Heterilmnius spp.	4	4					2	15.8				5
			Lara spp.	4	4										
			Narpus concolor	4	4										
			Optioservus quadrimaculatus	4	4										3
			Optioservus spp.	4	4										10
			Zaitzevia parvula	4	4	1	0.6								5
			Zaitzevia spp.	4	4										4
	Collembola	Hypogastruridae	Non identifiées*	5		1	0.1					1	0.1		
			Xenylla spp.	5	5										
		Isotomidae	Semicerura spp.	5	5										
	Copepoda	Non identifiées*	Non identifiées*												2
	Diptera	Athericidae	Atherix pachypus	2	4										2
		Blephariceridae	Biocephala grandis	0	0										1
		Ceratopogonidae	Atrichopogon spp.	6	6										
			Bezzia/Palpomyia spp.	6	6							1	6.3		2
			Culicoides spp.	6	6										
			Forcipomyia spp.	6	6										
			Monohelea spp.	6	6										
			Probezzia spp.	6	6					2	5.8				1
			Stilobezzia spp.	6	6							2	0.3		
			Non identifiées*	6											
		Chironomidae	Ablabesmyia spp.	6	8										
			Brillia flavifrons	6	5										
			Brillia retifinis	6	5	3	8.8			5	11.9	5	45.8		6
			Brillia spp.	6	5										
			Cardiocladius spp.	6	5			1	139.1						
			Chaetocladius spp.	6	6										
			Groupe Chaetocladius vitillinus	6	6										
			Chironomus spp.	6	10										
			Cladotanytarsus spp.	6	7										10
			Corynoneura spp.	6	7							1	50.0		5
			Cricotopus spp.	6	7										
			Groupe Cricotopus(Cricotopus) bicintus	6	7									1	170.8
			Groupe Cricotopus(Cricotopus) cylindraceus	6	7										2
			Groupe Cricotopus(Cricotopus) festivellus	6	7										

N <sup>bre</sup> de sites					Taseko		Thompson		Torpy		Tyaughton		Upper Fraser		West Road	
			Tol.-F.	Tol.-E.	8 Sites	Moy.	1 Sites	Moy.	8 Sites	Moy.	8 Sites	Moy.	12 Sites	Moy.	18 Sites	Moy.
Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces			tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.	
		Groupe Cricotopus(Cricotopus) fuscus	6	7	1	0.7					1	3.6			4	54.9
		Cricotopus(Cricotopus) spp.	6	7	2	25.6			3	8.3					1	11.1
		Groupe Cricotopus(Cricotopus) tremulus	6	7			1	252.2								
		Groupe Cricotopus(Cricotopus) trifasciatus	6	7			1	4.3								
		Groupe Cricotopus(Isocladus) laricomalis	6	7											7	33.1
		Groupe Cricotopus(Isocladus) obnixus	6	7											2	27.8
		Cricotopus(Isocladus) spp.	6	7	1	0.7					1	6.3	2	10.3		
		Cricotopus(Nostocoladus) spp.	6	7												
		Cryptochironomus spp.	6	8											2	6.9
		Diamesa spp.	6	5	3	17.1	1	4.3	1	0.7			3	0.9	1	1.1
		Diplocladius spp.	6	6												
		Endochironomus spp.	6	10			1	8.7							2	3.5
		Groupe Eukiefferiella brehmi	6	8	5	35.6	1	4.3	4	41.0	7	47.3	6	6.6	10	164.8
		Groupe Eukiefferiella brevicar	6	8												
		Groupe Eukiefferiella claripennis	6	8												
		Groupe Eukiefferiella devonica	6	8	1	2.1	1	8.7			1	2.1	2	0.7	3	47.0
		Groupe Eukiefferiella gracei	6	8					2	7.9	1	0.7			2	9.7
		Groupe Eukiefferiella rectangularis	6	8												
		Groupe Eukiefferiella similis	6	8			1	21.7	1	1.0			2	1.4		
		Eukiefferiella spp.	6	8												
		Euryhopsis spp.	6	5											1	2.8
		Heleniella spp.	6	5												
		Heterotanytarus spp.	6	5												
		Heterotrissocladus changi	6	0									4	94.3		
		Heterotrissocladus spp.	6	0												
		Hydrobaenus spp.	6	8							2	1.9				
		Krenosmittia spp.	6	5												
		Larsia spp.	6	6												
		Lopesocladus(Cordiella) hyporheicus	6	6	1	0.6									6	32.6
		Metriocnemus spp.	6	6	1	4.2			1	2.1	5	14.9			1	8.3
		Micropsectra spp.	6	7	7	748.3			6	83.5	4	379.1	4	302.2	13	356.8
		Microtendipes spp.	6	6											8	77.5
		Monodiamesia spp.	6	7												
		Nanocladus (Nanocladus) distinctus	6	3											1	5.6
		Nanocladus (Plecopteracalathus) branchicolus	6	3												
		Nanocladus(Nanocladus) balticus	6	3												
		Groupe Nanocladus(Nanocladus) parvulus	6	3												
		Nanocladus(Plecopteracoluthus)	6	3												
		Nilotanytus frimbriatus	6	6											2	3.2
		Odontomesa spp.	6	4												
		Orthocladus spp.	6	6												
		Orthocladus(Eudactylocladius) spp.	6	6					1	1.0	3	13.6			6	95.4
		Orthocladus(Euorthocladus) spp.	6	6	2	0.8									2	24.1
		Orthocladus(Orthocladus) dorens	6	6	1	1.8	1	21.7					1	0.1	5	46.3
		Orthocladus(Orthocladus) nigritus	6	6												
		Orthocladus(Orthocladus) obumbratus	6	6	1	0.8	1	4.3			1	3.6	4	54.8	8	65.7
		Orthocladus(Orthocladus) spp.	6	6												
		Pagastia spp.	6	1	3	26.8			1	28.1	4	9.3	3	22.9	3	9.7
		Groupe Parachironomus arcuatus	6	10												
		Groupe Parachironomus frequens	6	10											6	103.2
		Groupe Paracladopelma camptolabis	6	7												
		Paracladopelma spp.	6	7												
		Paracladopelma winnelli	6	7									1	5.6		
		Paracricotopus spp.	6	6												
		Parakiefferiella spp.	6	4			1	4.3			2	16.1			1	0.7
		Paramerina spp.	6	6												
		Parametrioctenus spp.	6	5												
		Paraphaenocladus spp.	6	4	2	1.5			3	11.1	6	56.6	6	8.4	7	21.8
		Parapsectra spp.	6	5											1	2.8
		Paratanytarsus spp.	6	6												
		Paratendipes spp.	6	8												
		Paratrachocladus spp.	6	6	5	115.1	1	65.2	2	1.7	6	34.6	2	0.6	5	41.4
		Parorthocladus spp.	6	6					1	59.4						
		Phaenopsectra spp.	6	7												

N <sup>bre</sup> de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces			Taseko		Thompson		Torpy		Tyaughton		Upper Fraser		West Road	
				Tol.-F.	Tol.-E.	8 Sites	Moy.	1 Sites	Moy.	8 Sites	Moy.	8 Sites	Moy.	12 Sites	Moy.	18 Sites	Moy.
						tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.	
			Polypedilum spp.	6	6	2	15.5							1	2.8	16	785.9
			Groupe Potthastia gaedi	6	2												
			Groupe Potthastia longimana	6	2											1	8.3
			Procladius(Holotanypus) spp.	6	9												
			Prodiamesia spp.	6	3												
			Pseudodiamesa spp.	6	6								3	36.2	2	3.5	
			Pseudorthocladus spp.	6	0	1	1.0										
			Psilometriocnemus	6	5												
			Rheocricotopus(Rheocricotopus) eminellobus	6	6	2	7.1			1	1.0	3	53.9	1	2.8	4	22.4
			Rheocricotopus(Rheocricotopus) pauriseta	6	6					1	0.7						
			Rheosmittia spp.	6	6												
			Rheotanytarsus spp.	6	6											7	48.1
			Saetheria tylus	6	4												
			Groupe Stempellina bausei	6	2												
			Stempellina spp.	6	2											4	26.4
			Stempellinella spp.	6	4							1	0.3			4	24.3
			Stictochironomus spp.	6	9												
			Stilocladius spp.	6	6	2	2.3					1	31.3				
			Sublettea coffmani	6	4											3	14.6
			Symposiocladius lignicola	6	5	1	0.4										
			Syndiamesa spp.	6	6	1	12.5										
			Synorthocladus semivirens	6	2	1	0.1	1	17.4							1	2.8
			Tanytarsus spp.	6	6	2	87.9					2	14.6			11	202.1
			Thienemanniella spp.	6	6					1	6.3			1	0.6	2	2.5
			Groupe Thienemannimyia	6	6	5	14.8	1	13.0					1	0.3	1	1.9
			Tribelos spp.	6	5											1	2.8
			Groupe Tvetenia bavarica	6	5	5	65.7	1	13.0	5	23.0	7	248.6	4	8.9	3	15.7
			Groupe Tvetenia discoloripes	6	5							1	1.8			2	2.5
			Chironominae non identifiés*	6				1	13.0								
			Diametinae non identifiés*	6													
			Orthoclaadiinae non identifiés*	6		5	18.1	1	13.0	1	0.7	1	1.8			4	8.1
			Tanytarsiinae non identifiés*	6													
			Zavrelimyia spp.	6	8	2	62.6			1	0.8					9	43.8
	Deuterophlebiidae		Deuterophlebia coloradensis	0	0							1	0.1				
	Dixidae		Dixa spp.	2	2							1	6.3				
	Empididae		Chelifera spp.	6	6	1	0.6			1	3.1			4	6.1	5	22.0
			Clinocera spp.	6	6					2	12.2	4	7.6			5	18.8
			Oreogeton spp.	6	6	1	2.0			4	20.4	4	16.3	4	1.1	3	13.0
	Muscidae		Non identifiées*	6								2	2.2				
	Pelicerhynchidae		Glutops spp.	3	3												
	Psychodidae		Maruina spp.	10	2												
			Pericoma/Thelmatoscopus spp.	10	4					1	4.2	1	14.3			2	97.9
	Simuliidae		Prosimulium spp.	6	3	1	25.0			1	2.5	2	15.1	1	0.3	4	26.4
			Simulium spp.	6	6							1	0.4			3	111.8
	Stratiomyidae		Caloparyphus spp.	8	8					1	1.3						
	Tabanidae		Non identifiées*	6								3	2.3				
	Tanyderidae		Protanyderus margarita	5	5												
	Thaumaleidae		Thaumalea spp.	5	5							2	2.4				
	Tipulidae		Antocha monticola	3	3	4	14.5			1	0.8	1	0.1			5	61.1
			Dicranota spp.	3	3	3	39.8			2	2.6	1	2.1			2	11.1
			Gonomyodes spp.	3	5					1	2.1			1	0.2		
			Hexatoma spp.	3	2	1	0.1			2	7.1	2	2.4	1	0.1	6	21.3
			Pseudolimnophila spp.	3	5	1	0.5					1	0.4				
			Rhabdomastix spp.	3	3									1	0.2		
			Tipula spp.	3	4												
Ephemeroptera	Ameletidae		Ameletus spp.	0	0	4	11.8			6	86.6	5	67.0	10	20.3	1	5.6
	Ametropodidae		Ametropus ammophilus	11	11												
	Baetidae		Acentrella insignificans	4	4					1	1.9					2	11.1
			Acentrella macdunnoughi	4	4											1	9.3
			Baetis bicaudatus	4	5	2	10.4			7	1980.6	7	112.3	8	289.2	9	1162.2
			Baetis spp.	4	5									1	0.8		
			Baetis tricaudatus	4	5	5	234.4					1	0.6			10	1062.5
			Centroptilum spp.	4	2												

+ non identifiés au genre ou à l'espèce  
\* non identifiés à la famille

N <sup>bre</sup> de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces	Taseko		Thompson		Torpy		Tyaughton		Upper Fraser		West Road			
				Tol.-F.	Tol.-E.	Sites tax. prés.	Moy.	Sites tax. prés.	Moy.	Sites tax. prés.	Moy.	Sites tax. prés.	Moy.	Sites tax. prés.	Moy.	Sites tax. prés.	Moy.
			Dipheter hageni	4	5	1	75.0	1	52.2			1	2.1			1	128.5
			Fallceon quilleri	4	5											1	0.7
			Non identifiées*	4													
		Ephemeroidea	Caudatella heterocaudata heterocaudata	1	1						3	9.4				1	0.7
			Caudatella hystrix	1	1												
			Caudatella spp.	1	1												
			Drunella doddsi	1	0	6	15.6			6	108.9	7	36.9	4	6.1	2	13.2
			Drunella grandis ingens	1	0	2	25.3									1	1.9
			Drunella spinifera	1	0	1	0.1			1	6.3	2	5.5			1	2.8
			Ephemerella inermis	1	1							1	1.5				
			Ephemerella infrequens	1	1	3	53.8									6	416.7
			Ephemerella mollita	1	1											3	195.4
			Ephemerella spp.	1	1	2	54.3	1	52.2	2	115.0	7	353.4	1	0.1	7	165.6
			Serratella spp.	1	2									7	85.2		
			Serratella tibialis	1	2												
			Non identifiées*	1												1	8.3
		Ephemeridae	Ephemerella spp.	4	4					4	606.9						
		Heptageniidae	Cinygmula spp.	4	2									1	3.2		
			Cinygmula spp.	4	4	6	772.1			4	406.3	3	34.2			1	166.7
			Epeorus deceptivus	4	0	1	3.3					3	11.7	1	0.1		
			Epeorus grandis	4	0							1	5.4	3	4.8		
			Epeorus longimanus	4	0					2	10.8	2	11.3				
			Epeorus spp.	4	0												
			Heptagenia spp.	4	3	1	25.0			1	3.3			7	600.2	4	162.5
			Leucrocota spp.	4	1												
			Rhithrogena spp.	4	0	7	86.5	1	30.4	7	711.3	7	116.0	6	46.9	10	283.1
			Stenonema spp.	4	5	4	75.3			1	3.1					9	151.6
			Non identifiées*	4		4	593.9			6	212.1	4	99.7	3	18.4	10	382.2
		Leptophlebiidae	Tricorythodes minutus	4	4												
		Leptophlebiidae	Paraleptophlebia spp.	2	4	1	75.0			2	7.1	1	125.0			12	247.0
Gastropoda		Lymnaeidae	Non identifiées*	8												1	5.6
		Physidae	Physella spp.	8	8											1	1.4
		Planorbidae	Gyraulus circumstriatus	5	5	1	0.7										
			Menetus opercularis	5	5												
		Valvatidae	Valvata humeralis	5	5												
			Valvata sincera	5	5												
Hirudinea		Piscicolidae	Piscicola milneri		6												
Megaloptera		Sialidae	Sialis spp.	4	4												
Nematoda		Non identifiées*	Non identifiées*			1	1.0			3	31.7	1	0.3			4	37.5
Oligochaeta		Enchytraeidae	Non identifiées*			2	1.1			5	22.4	2	5.4	2	1.4	3	22.2
		Lumbriculidae	Eclipidrilus spp.	7	7											1	2.1
			Kincaidiana hexatheca	7	7												
			Lumbriculus spp.	7	7												
			Lumbriculus variegatus	7	7												
			Rhynchelmis spp.	7	7												
			Non identifiées*	7													
		Naididae	Chaetogaster diaphanus	8	8												
			Dero digitata	8	8												
			Nais alpina	8	8	4	5.6	1	8.7							6	22.2
			Nais behningi	8	8												
			Nais simplex	8	8											1	2.8
			Nais variabilis	8	8											2	4.6
			Pristina aequisetata	8	8	1	1.0										
			Pristinella jenkiniae	8	8												
			Specaria fraseri	8	8	4	98.7							1	0.2	4	30.3
			Specaria hellei	8	8												
			Specaria josinae	8	8												
			Uncinails uncinata	8	8											1	0.7
		Tubificidae	Spécimens immatures, avec soies		10	1	12.5			1	6.3					4	19.4
			Spécimens immatures, sans soies		10											2	9.7
			Limnodrilus profundicola		9												
			Limnodrilus udekemianus		9												

N <sup>bre</sup> de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces	Taseko		Thompson		Torpy		Tyaughton		Upper Fraser		West Road			
				Tol.-F.	Tol.-E.	Sites	Moy.	Sites	Moy.	Sites	Moy.	Sites	Moy.	Sites	Moy.	Sites	Moy.
				tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.			
	Ostracoda	Non identifiées*	Non identifiées*			2	12.8			6	100.2	7	461.9			12	72.1
	Platyhelminthes - Turbellaria	Non identifiées*	Non identifiées*							1	6.3	6	81.9	4	26.5	1	2.8
	Plecoptera	Capniidae	Capnia spp.	1	3	7	448.4			3	14.7	8	63.0	6	73.5	13	359.5
			Non identifiées*	1						1	1.4					1	20.4
		Chloroperlidae	Haploperla brevis	1	0	5	19.8			5	45.6	4	16.4	1	0.1	1	6.7
			Plumiperla diversa	1	0					2	36.8	1	8.3	5	25.1		
			Suwallia spp.	1	0	1	4.2			2	13.2					1	6.7
			Sweltsa spp.	1	1	4	14.4			6	47.5	1	31.3			15	128.2
			Non identifiées*	1													
		Leuctridae	Paraleuctra spp.	0	3	3	2.8			4	50.9	5	36.2	5	4.2	5	11.3
			Non identifiées*	0													
		Nemouridae	Podmosta spp.	2	2												
			Non identifiées*	2		2	66.7			3	4.7	5	66.1			6	107.8
			Visoka cataractae	2	0					1	2.1	2	11.6	2	2.7	1	2.8
			Zapada cinctipes	2	2	2	2.2			3	9.7	2	3.8	1	0.2	8	138.8
			Zapada columbiana	2	2	2	42.9			5	62.2	8	157.3	5	31.9	2	22.5
			Zapada oregonensis	2	2									4	25.6		
			Zapada spp.	2	2	3	13.5					2	27.7	6	64.1	2	29.2
		Peltoperlidae	Yoraperla mariana	0	1					1	3.5			2	0.2		
		Perlidae	Calineuria californica	1	2												
			Claasenia sabulosa	1	3												
			Hesperoperla pacifica	1	2	1	0.7							1	0.2	1	11.1
		Perlodidae	Cultus spp.	2	2												
			Isogenoides spp.	2	2												
			Isoperla spp.	2	2	2	1.0	1	13.0	1	4.2	3	11.5	5	10.9	5	23.8
			Megarcys spp.	2	2	3	3.1			1	2.1	4	4.6				
			Perlinodes aureus	2	2												
			Rickera sorpta	2	2												
			Setvena bradleyi	2	2												
			Setvena spp.	2	2									5	23.8		
			Skwala spp.	2	2	1	0.1					2	26.3	1	0.1	5	22.9
			Non identifiées*	2		5	105.6			5	12.4	3	20.0			4	20.1
		Pteronarcyidae	Pteronarcella regularis	0	0	1	0.6			1	0.8					1	2.8
			Pteronarcys californica	0	0											2	13.9
			Pteronarcys spp.	0	0									1	0.1	1	0.7
		Taeniopterygidae	Taenionema spp.	2	2	6	36.0			5	223.0	7	148.9	5	27.1	6	91.2
	Porifera	Spongillidae	Non identifiées*			2	1.1									1	2.8
	Trichoptera	Apataniidae	Allomyia spp.	4	3												
			Apatania spp.	4	1							1	1.8				
			Apatania zonella	4	1							1	31.3				
			Pedomoecus sierra	4	0	1	1.0					2	0.5			1	3.7
		Brachycentridae	Amiocentrus aspilus	1	3											6	29.9
			Brachycentrus americanus	1	1	2	0.7			3	14.8			1	0.1	4	44.4
			Brachycentrus occidentalis	1	1			1	8.7								
			Micrasema bactro	1	1											5	50.0
			Micrasema spp.	1	1											2	3.2
		Glossosomatidae	Anagapetus spp.	0	0							1	6.3				
			Glossosoma spp.	0	1	4	65.4			3	8.2	2	20.5	2	23.3	5	26.4
			Protoptila spp.	0	1											4	11.8
		Hydropsychidae	Arctopsyche grandis	4	1	1	0.6			1	1.3			3	0.4		
			Cheumatopsyche spp.	4	5											1	9.3
			Diplectrona spp.	4	4												
			Hydropsyche alhedra	4	4												
			Hydropsyche ambilis	4	4												
			Hydropsyche morosa	4	4												
			Hydropsyche slossanae	4	4												
			Hydropsyche spp.	4	4	3	3.4	1	17.4					1	0.4	8	199.5
			Hydropsyche tana	4	4			1	21.7							3	84.3
			Parapsyche almota	4	2												
			Parapsyche elsis	4	2	2	6.5			1	2.1	4	18.8	2	1.4		
			Parapsyche spp.	4	2							3	8.0	1	5.6		
		Hydroptilidae	Hydroptila spp.	4	6	2	13.8	1	4.3							6	19.9

+ non identifiés au genre ou à l'espèce  
\* non identifiés à la famille

N <sup>b</sup> re de sites	Ordres/Niv. tax. sup.	Familles	Espèces	Taseko		Thompson		Torpy		Tyaughton		Upper Fraser		West Road			
				Tol.-F.	Tol.-E.	8 Sites	Moy.	1 Sites	Moy.	8 Sites	Moy.	8 Sites	Moy.	12 Sites	Moy.	18 Sites	Moy.
				tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.		tax. prés.			
			Leucotrichia pictipes	4	6										1	2.8	
			Oxyethira spp.	4	3												
			Stactobiella spp.	4	4												
			Non identifiées*	4													
		Lepidostomatidae	Groupe Lepidostoma astaneum	1	1			1	4.3						6	45.6	
			Lepidostoma cinereum	1	1												
			Groupe Lepidostoma pluviale	1	1												
			Lepidostoma spp.	1	1					1	1.0		1	0.7	6	118.1	
			Lepidostoma unicolor	1	1												
		Leptoceridae	Ceraclea spp.	4	3												
			Oecetis avara	4	8										5	15.3	
			Oecetis disjuncta	4	8												
		Limnephilidae	Chyranda centralis	4	1						1	6.3			1	1.9	
			Clostoeca disjuncta	4	4												
			Ecclisocosmoecus scylla	4	0												
			Ecclisomyia spp.	4	2	1	0.1				2	0.8	3	23.6			
			Grammotaulius spp.	4	4												
			Hesperophylax spp.	4	3										1	5.6	
			Limnephilus spp.	4	3												
			Psychoglypha spp.	4	0										1	0.7	
			Non identifiées*	4							1	5.4	1	0.1			
		Philopotamidae	Wormaldia spp.	3	3												
		Polycentropodidae	Polycentropus spp.	6	6												
		Rhyacophilidae	Groupe Rhyacophila acropedes	0	0	1	0.1			2	7.5	2	7.3	2	0.3	5	37.3
			Groupe Rhyacophila alberta	0	0	2	10.1			1	0.7	2	24.8	1	2.8		
			Groupe Rhyacophila angelita	0	0					1	3.1	3	2.7	2	0.5		
			Rhyacophila arnaudi	0	0												
			Groupe Rhyacophila betteni	0	0					2	3.8	3	16.7	3	16.9	2	5.1
			Rhyacophila blarina	0	0							1	6.6				
			Rhyacophila grandis	0	0												
			Rhyacophila narvae	0	0	1	0.6			2	5.1				4	11.6	
			Groupe Rhyacophila rotunda	0	0												
			Rhyacophila spp.	0	0					3	19.7	3	2.3	1	0.1	1	5.6
			Rhyacophila vagrita	0	0					1	2.1						
			Rhyacophila valuma	0	0												
			Rhyacophila velora	0	0									3	10.3		
			Rhyacophila verrula	0	0					2	8.3						
			Rhyacophila vocala	0	0	4	4.3			1	4.2	5	30.2	2	0.8	1	2.8
		Uenoidae	Neothremma spp.	4	0							3	17.2	2	9.8		
			Oligophlebodes spp.	4	0	1	16.7			1	0.7	5	59.2	1	12.8	1	2.8