

LE BASSIN DE LA RIVIÈRE YAMASKA : CONTAMINATION DE L'EAU PAR DES MÉTAUX ET CERTAINES SUBSTANCES ORGANIQUES TOXIQUES

David Berryman¹ et André Nadeau²

Adresses :

¹ Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement, édifice Marie-Guyart, 7^e étage, 675, boul. René-Lévesque Est, Québec (Québec), G1R 5V7.

² Société Duvetnor ltée, 200, rue Hayward, casier postal 305, Rivière-du-Loup (Québec), G5R 3Y9.

BERRYMAN, D. et A. NADEAU, 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : contamination de l'eau par des métaux et certaines substances organiques toxiques, section 3, dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin versant de la rivière Yamaska : état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.

¹ Auteur pour correspondance

RÉSUMÉ

Deux types de traceur, la cellule à dialyse remplie d'hexane et la mousse aquatique *Fontinalis dalecarlica*, ont été utilisés en 1996 pour examiner les apports potentiels de toxiques dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires. Un certain nombre de ces traceurs ont été placés en amont et en aval des municipalités de Saint-Hyacinthe, Farnham, Bromont, Cowansville, Granby, Saint-Pie et également en aval d'Acton Vale. Relevées après une certaine période de temps, les mousses aquatiques ont été analysées pour déterminer les concentrations de métaux, BPC, dioxines et furannes chlorés. Les cellules à dialyse ont permis de mesurer les acides gras et résiniques, et les composés organiques semi-volatils, dont les HAP.

Granby, Acton Vale, Farnham et Cowansville se révèlent être des sites préoccupants en ce qui a trait à la contamination du milieu aquatique par les substances toxiques. Un grand nombre de substances y présentent des hausses substantielles de concentrations dans le milieu aquatique. De ces quatre sites, Granby retient vraiment l'attention, tant par le nombre de substances toxiques rencontrées que par les concentrations mesurées. On y observe notamment une forte contamination par les BPC.

Mots clés : qualité de l'eau, suivi, surveillance, substances toxiques, traceurs de substances toxiques, mousses aquatiques, cellules à dialyse, métaux, mercure, BPC, HAP, acides gras et résiniques, composés organiques semi-volatils, Québec, rivière Yamaska.

TABLE DES MATIÈRES

Introduction.....	3.2
Méthodes.....	3.3
Emplacement des stations de mesure.....	3.3
Échantillonnage.....	3.6
Analyses chimiques.....	3.8
Traitement des données.....	3.9
Résultats.....	3.9
Métaux.....	3.9
Biphényles polychlorés (BPC).....	3.16
Dioxines et furannes chlorés.....	3.19
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).....	3.21
Phtalates.....	3.26
Autres composés organiques semi-volatils.....	3.26
Acides gras et résiniques.....	3.31
Synthèse générale et conclusion.....	3.33
Granby.....	3.37
Acton Vale.....	3.37
Cowansville.....	3.38
Farnham.....	3.38
Saint-Pie.....	3.38
Bromont et Saint-Hyacinthe.....	3.39
Comparaison à d'autres cours d'eau et suites à donner.....	3.39
Remerciements.....	3.40
Références bibliographiques.....	3.41
Annexes	

INTRODUCTION

Le ministère de l'Environnement du Québec a pour mission « de s'assurer, dans une perspective de développement durable, de la protection de l'environnement ainsi que de la conservation et de la mise en valeur de la faune et de son habitat ». Il a le mandat d'élaborer et de mettre en œuvre des politiques visant notamment « la prévention, la réduction et l'élimination de la contamination de l'eau, de l'air et du sol » (MEF, 1998).

Des connaissances sur l'état de l'environnement sont nécessaires pour cibler efficacement les actions du Ministère et évaluer leurs effets. L'étude de la contamination des eaux de la rivière Yamaska par les substances toxiques s'inscrit dans cette perspective. L'objectif de la présente étude est de dresser un portrait de la contamination des eaux de la Yamaska par un certain nombre de substances toxiques et, plus particulièrement, de vérifier l'importance de certains sites comme sources de ces substances.

L'analyse des substances toxiques dans l'eau comporte toutefois une difficulté majeure : ces substances se retrouvent souvent à des concentrations inférieures aux limites de détection imposées par les méthodes usuelles d'échantillonnage et d'analyse en laboratoire. Même à de faibles concentrations, la charge polluante peut être suffisante pour porter atteinte aux organismes vivants et limiter les usages de l'eau. Une solution à ce problème est l'utilisation d'un « traceur », c'est-à-dire d'un dispositif capable de concentrer les substances toxiques jusqu'à des niveaux décelables, qui reflètent bien les apports de toxiques dans le milieu aquatique. Les sédiments et certains organismes vivants, comme les poissons et les mollusques, sont des traceurs d'usage courant. Dans cette étude, deux types de traceurs ont été utilisés : des mousses aquatiques pour le suivi des métaux, des BPC, des dioxines et des furannes chlorés, et des cellules à dialyse pour la mesure des acides gras et résiniques et des composés organiques semi-volatils.

Les méthodes employées, tant sur le terrain qu'au laboratoire, permettent de mesurer de très faibles concentrations de substances toxiques. Sur la rivière Chaudière, par exemple, les cellules à dialyse ont permis de détecter la présence de 17 toxiques organiques, alors que les échantillons d'eau prélevés aux mêmes endroits n'en ont détecté qu'un seul (Berryman et Nadeau, 1998a). Comme autre exemple, les dioxines et furannes sont analysés dans les mousses aquatiques par une méthode en ultra traces, dont la limite de détection est de l'ordre du picogramme par gramme (pg/g), soit une partie par 1 000 000 000 000, et ce, après concentration dans les mousses aquatiques. Le simple fait de détecter quelques toxiques dans un des traceurs ne veut pas dire qu'il y a un problème environnemental. Il s'agit plutôt de porter attention aux sites où plusieurs toxiques sont détectés, ou à ceux qui présentent des concentrations élevées pour certaines substances.

MÉTHODES

Emplacement des stations de mesure

L'emplacement des stations de mesure a été établi en fonction des sources probables de toxiques dans le bassin versant de la Yamaska. Les effluents liquides provenant des industries, les rejets domestiques, le ruissellement urbain, le lixiviat qui s'écoule des sites de déchets dangereux ou des sols contaminés, les apports diffus d'origine agricole (métaux et pesticides) et les retombées de polluants atmosphériques sont autant de sources potentielles susceptibles de contaminer les eaux de surface.

La méthode des traceurs se prête peu à la détermination des sources de polluants agricoles et atmosphériques, à cause du caractère diffus de ce type de rejets. Les entreprises susceptibles de rejeter des substances toxiques sont listées au tableau 1 et les sites contenant des déchets dangereux sont identifiés dans Primeau *et al.* (1999). Compte tenu de ces sources, les stations de mesure ont été placées en amont et en aval des rejets de cinq municipalités : Saint-Hyacinthe, Farnham, Bromont, Cowansville, Saint-Pie et Granby et en aval d'Acton Vale. Deux autres stations ont été placées dans la partie inférieure de la rivière Noire, un important tributaire de la Yamaska (figure 1).

Tableau 1 Industries susceptibles de rejeter des substances toxiques dans les eaux du bassin versant de la rivière Yamaska en 1995

Municipalité	Raison sociale	Secteur industriel	
Bromont	Devden Inc.	Chimie	
	Enduits Unifix (1986) Inc.	Divers	
	Générale électrique du Canada Inc.	Transformation métallique	
	IBM Canada Ltée	Transformation métallique	
	Imprimerie Québecor Bromont	Divers	
	Mitel S.C.C.	Transformation métallique	
	Quali-T-Fab Inc.	Transformation métallique	
Farnham	Quali-T-Tube Inc.	Transformation métallique	
	Alpha-Vico Inc.	Bois	
	Penn Ventilateurs Canada Ltée, usine 2	Transformation métallique	
	Tapis Coronet Ltée	Textiles	
	WCA Canada Inc., division Collins & Aikman	Textiles	
Lac-Brome	Les Industries Domco Ltée, division Domcor	Chimie	
	Les Emballages Knowlton Inc.	Chimie	
Saint-Césaire	Techose Inc.	Chimie	
Saint-Hyacinthe	Kimberly-Clark Canada Inc.	Bois	
	Sagesser Plastique Corporation	Transformation métallique	
	SNOC (1992) Inc.	Transformation métallique	
	Tricots Canada U.S. Inc.	Textiles	
Sainte-Rosalie Cowansville	Buanderie industrielle Sainte-Rosalie Inc.	Textiles	
	Albany International Canada Inc., Toiles de presse	Textiles	
	Albany International Canada Inc., Toiles de sécherie	Textiles	
	A. P. M. Diesel (1982) Inc.	Transformation métallique	
	Chemrec Inc.	Chimie	
	Consoltex Inc., usine 1	Textiles	
	Consoltex Inc., usine 2	Textiles	
	Corporation Moore Ltée	Divers	
	Emballage performant Inc.	Chimie	
	Entreprises T. S. Enr.	Transformation métallique	
	Textiles Valprint Inc.	Textiles	
	Trospport acquisitions Inc., Karhu Canada, usine 1	Divers	
	Granby	Bombardier Inc., division industrielle	Transformation métallique
		Circo Craft Compagnie Inc.	Transformation métallique
		La Corporation Parco-Hesse Inc.	Transformation métallique
Les Délaveurs de l'Estric Inc.		Textiles	
Électropeint M. R. Inc.		Divers	
Les Emballages Polyform Inc.		Chimie	
Extrusions de plastique Micro Inc.		Chimie	
Ezeflow inc.		Transformation métallique	
Groupe Hamelin Inc., division GM-Plastiques		Chimie	
Hafner Inc.		Textiles	
J.L. De Ball Canada Inc.		Textiles	
Lagran Canada Inc.		Textiles	
Métachimie Canada Ltée		Métallurgie	
Placage Granby Enr.		Transformation métallique	
Les Produits chimiques Aldex Cie Ltée		Chimie	
Stedfast Inc.		Chimie	
Teintures Versicolor Inc., usine 1		Textiles	
Transformateurs Pioneer Ltée	Transformation métallique		
Les Trempes de l'Estric (1984) inc.	Transformation métallique		
Saint-Alphonse	Le Manufacturier Granford Inc.	Chimie	
	Les Industries Raleigh du Canada Ltée	Transformation métallique	
Waterloo	La Corporation des tapis Peerless, carpettes	Textiles	
Acton Vale	La Corporation des tapis Peerless, moquettes	Textiles	
Roxton Falls	Camoplast Inc., division Roski	Chimie	
Roxton Pond	Brasseur Transport Inc.	Divers	
Saint-Pie	Quéfer Inc.	Transformation métallique	
Valcourt	Bombardier Inc., division Sea-Doo / Ski-Doo	Transformation métallique	

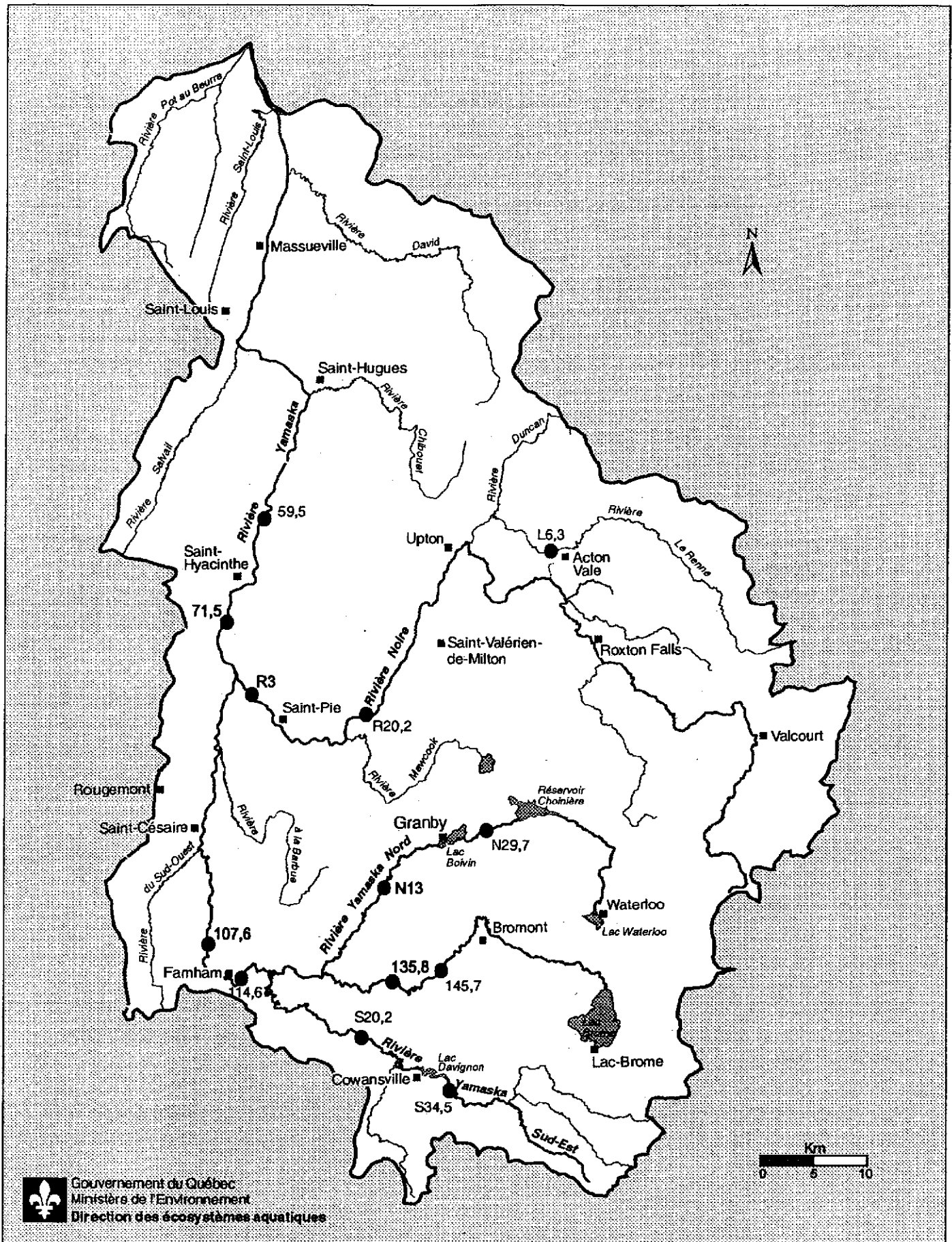


Figure 1 Emplacement des stations de mesure des contaminants dans les mousses aquatiques et les cellules à dialyse placées dans le bassin de la rivière Yamaska en 1995

Échantillonnage

Les mousses aquatiques sont couramment utilisées en France pour le suivi des métaux, remplaçant les mesures directes dans l'eau (Mouvet, 1991). Elles ont aussi été utilisées dans plusieurs autres pays d'Europe et d'Asie (Aulio, 1985; Burton, 1990; Satake et Nishikawa, 1990; Say *et al.*, 1981; Soderlund *et al.*, 1988). Les cellules à dialyse ont été utilisées en Suède (Sodergren, 1987, 1990), en Finlande (Herve *et al.*, 1991), aux États-Unis (Huckins *et al.*, 1990; Petty *et al.*, 1995; Mackay *et al.*, 1996; Hofelt et Shea, 1996; Huckins *et al.*, 1996, 1990; Huff *et al.*, 1996; Lefkovitz et Crecelius, 1996; Whyte *et al.*, 1996; Crecelius *et al.*, 1996) et au Canada (Birkholz *et al.*, 1996; Parrot *et al.*, 1996a, 1996b). Au Québec, les mousses aquatiques et les cellules à dialyse ont été utilisées pour caractériser l'état des rivières Saint-Maurice, L'Assomption, Saint-François, Châteauguay, Chaudière, Yamaska et Richelieu (Berryman, 1991, 1993, 1996a, 1996b; Berryman et Nadeau, 1998a, 1998b; la présente étude et les rapports à venir).

Les cellules à dialyse sont des tubes souples de cellulose Spectra-Por® numéro 6, de 18 mm de diamètre, remplis de 20 ml d'hexane. Cette membrane de cellulose laisse passer les substances chimiques d'un poids moléculaire inférieur à 1000.

Pour l'exposition en rivière, les cellules à dialyse sont placées dans des cages rectangulaires de 20 cm de côté par 30 cm de haut, en treillis métallique. Chaque cage contient quatre cellules à dialyse, est attachée à un bloc de ciment et est mouillée dans environ un mètre d'eau en bordure du cours d'eau (figure 2). Deux cages ont été déposées à chaque station de mesure du bassin de la rivière Yamaska, entre les 3 et 6 juillet 1995.

Les cellules à dialyse ont été relevées du 17 au 19 juillet 1995. Elles ont été placées dans des bocaux remplis d'eau de la rivière, fermés d'un couvercle muni d'une pellicule de téflon. Au laboratoire, l'hexane des cellules a été prélevé à l'aide d'une pipette et transvidé dans de petites fioles de verre munies d'un septum au téflon. Celles-ci ont été conservées au réfrigérateur jusqu'au moment de leur analyse chimique.

Les cellules à dialyse n'ont pas toutes fait l'objet d'analyse chimique car certaines se sont brisées. On a toutefois recueilli à toutes les stations le contenu de six cellules, sauf en aval de Granby où l'on en a récupéré cinq.

Des échantillons de la mousse aquatique *Fontinalis dalecarlica* ont été récoltés dans la rivière Cachée, dans la Réserve faunique des Laurentides, à 50 km au nord de Québec. Les rameaux portant du feuillage ont été placés dans des sachets en treillis de plastique dont la maille est de 1 cm par 1 cm, conformément à une méthode mise au point et largement utilisée en Europe (Mouvet, 1986).

Deux sachets de mousses aquatiques ont été fixés sur les côtés extérieurs de chacune des cages contenant les cellules à dialyse. Ils ont été mouillés en même temps que ces dernières, soit entre les 3 et 6 juillet 1995.

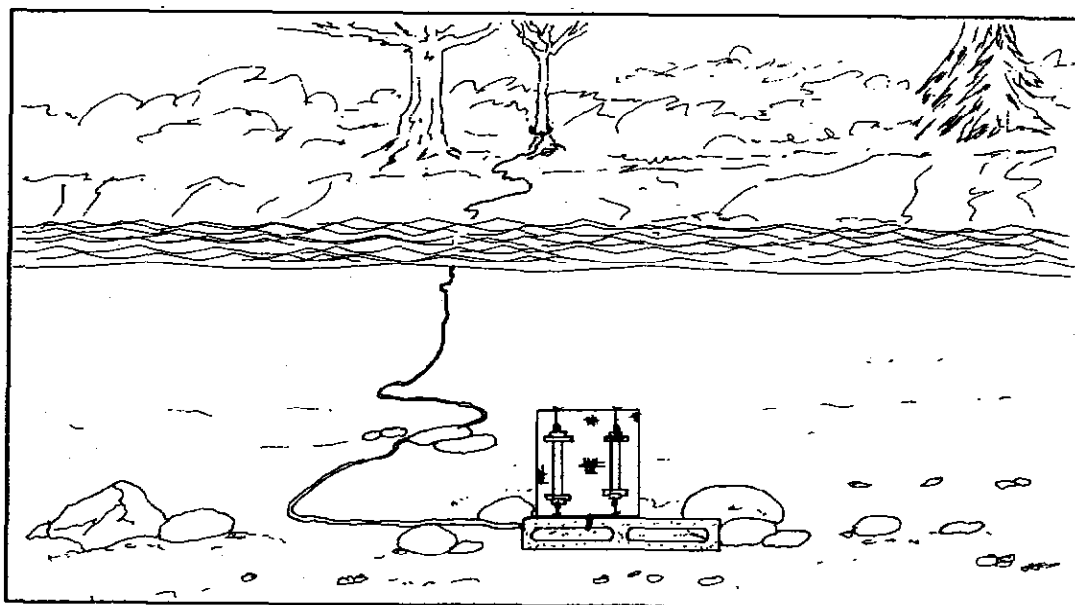
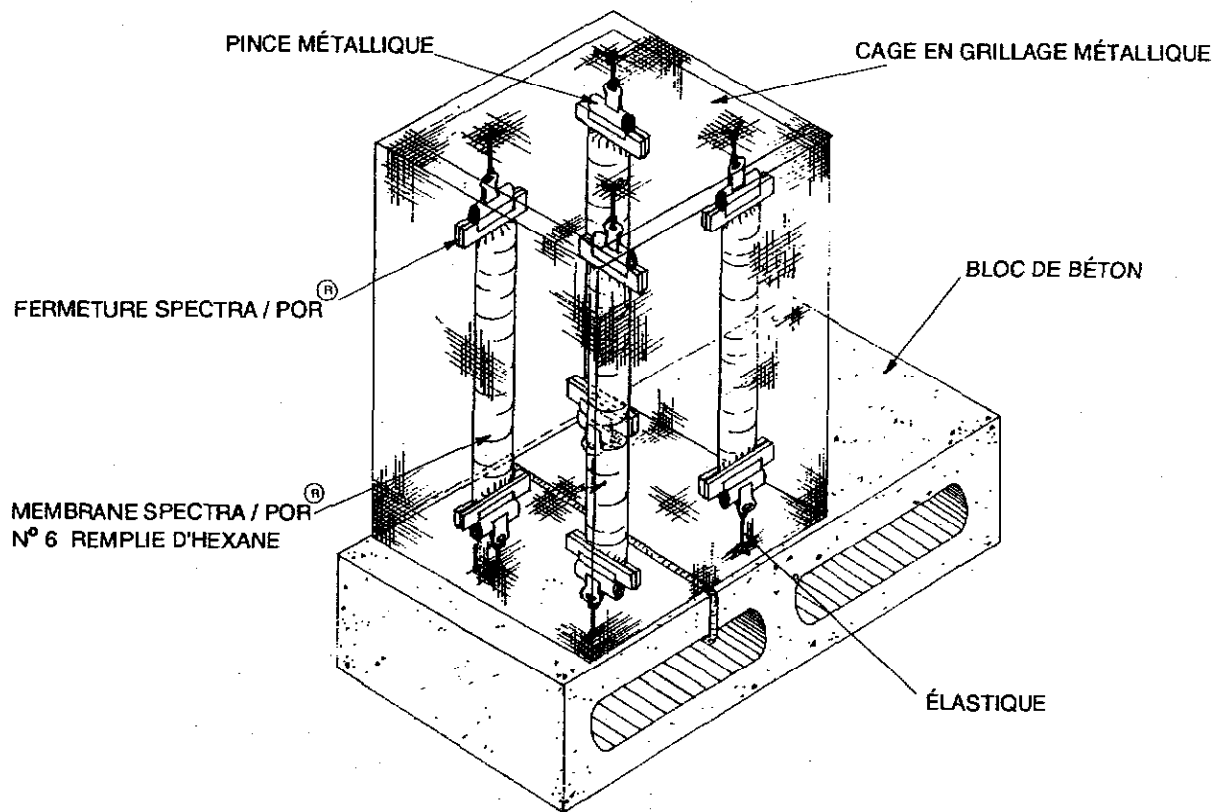


Figure 2 Schéma du dispositif employé pour l'exposition des cellules à dialyse en rivière

Dessin: Yves Laporte

Les sachets de mousses aquatiques ont été relevés le 31 juillet et le 1^{er} août 1995. Ils ont d'abord été rincés vigoureusement dans l'eau de la rivière pour les débarrasser des sédiments et autres particules étrangères. Ils ont ensuite été séchés à l'air libre, le soir même, pendant trois à quatre heures avant d'être placés dans des enveloppes de papier. Au laboratoire, les mousses aquatiques ont été réhydratées, puis rincées cinq fois dans deux litres d'eau déminéralisée pour enlever les sédiments qui y adhéraient encore. Séchées à nouveau, elles ont été conservées dans des enveloppes de papier jusqu'au moment de leur analyse chimique.

Analyses chimiques

Les mousses aquatiques de toutes les stations ont été analysées pour leur contenu en métaux. Compte tenu des coûts très élevés de leur analyse, les BPC et les dioxines et furannes n'ont été analysés qu'aux stations en aval d'Acton Vale, Granby, Cowansville, Farnham et Bromont, ainsi qu'en amont de Cowansville. Les cellules à dialyse ont été analysées pour déterminer les concentrations de plusieurs composés organiques semi-volatils de même que d'acides gras et résiniques. Le tableau 2 présente le nombre d'échantillons analysés à chaque station, pour chaque catégorie de substances. Les annexes 1 et 2 donnent la liste complète et la limite de détection des substances analysées dans les mousses aquatiques et les cellules à dialyse. Toutes les analyses ont été effectuées au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (laboratoires du ministère de l'Environnement). Les méthodes d'analyse sont décrites sommairement à l'annexe 3.

Tableau 2 Nombre d'échantillons relevés et analysés à chacune des stations de mesure et pour chaque catégorie de substances

Station Numéro	Endroit	Mousses aquatiques			Cellules à dialyse	
		Métaux	BPC	Dioxines et furannes	C.O.S.V. ¹	Acides gras et résiniques
59,5	Aval de Saint-Hyacinthe	4	0	0	6	6
71,5	Amont de Saint-Hyacinthe	4	0	0	6	6
107,6	Aval de Farnham	4	3	3	6	6
114,6	Amont de Farnham	4	0	0	6	6
135,8	Aval de Bromont	4	3	3	6	6
145,7	Amont de Bromont	4	0	0	6	5
R3	Aval de Saint-Pie	4	0	0	6	6
R20,2	Amont de Saint-Pie	4	0	0	6	5
N13	Aval de Granby	4	3	3	5	5
N29,7	Amont de Granby	4	0	0	6	6
S20,2	Aval de Cowansville	4	2	3	6	6
S34,5	Amont de Cowansville	4	2	3	6	6
L6,3	Aval d' Acton Vale	4	2	3	6	6
Total		52	15	18	77	75

¹ C.O.S.V. : composés organiques semi-volatils

Traitement des données

L'objectif du traitement des données est de vérifier, pour chacune des substances détectées, si les concentrations en aval des différents sites à l'étude sont significativement plus élevées qu'en amont. Le cas échéant, on considère que le site en question est une source de la substance considérée. Pour les BPC, les dioxines et les furannes, la station en amont de Cowansville constitue le témoin. Exposée, comme les autres stations, aux retombées du transport à longue portée des polluants atmosphériques, cette station se distingue des autres par l'absence de rejet industriel liquide immédiatement en amont. C'est également avec cette station que sont comparés l'ensemble des résultats observés à Acton Vale, puisqu'il n'y a pas de station en amont.

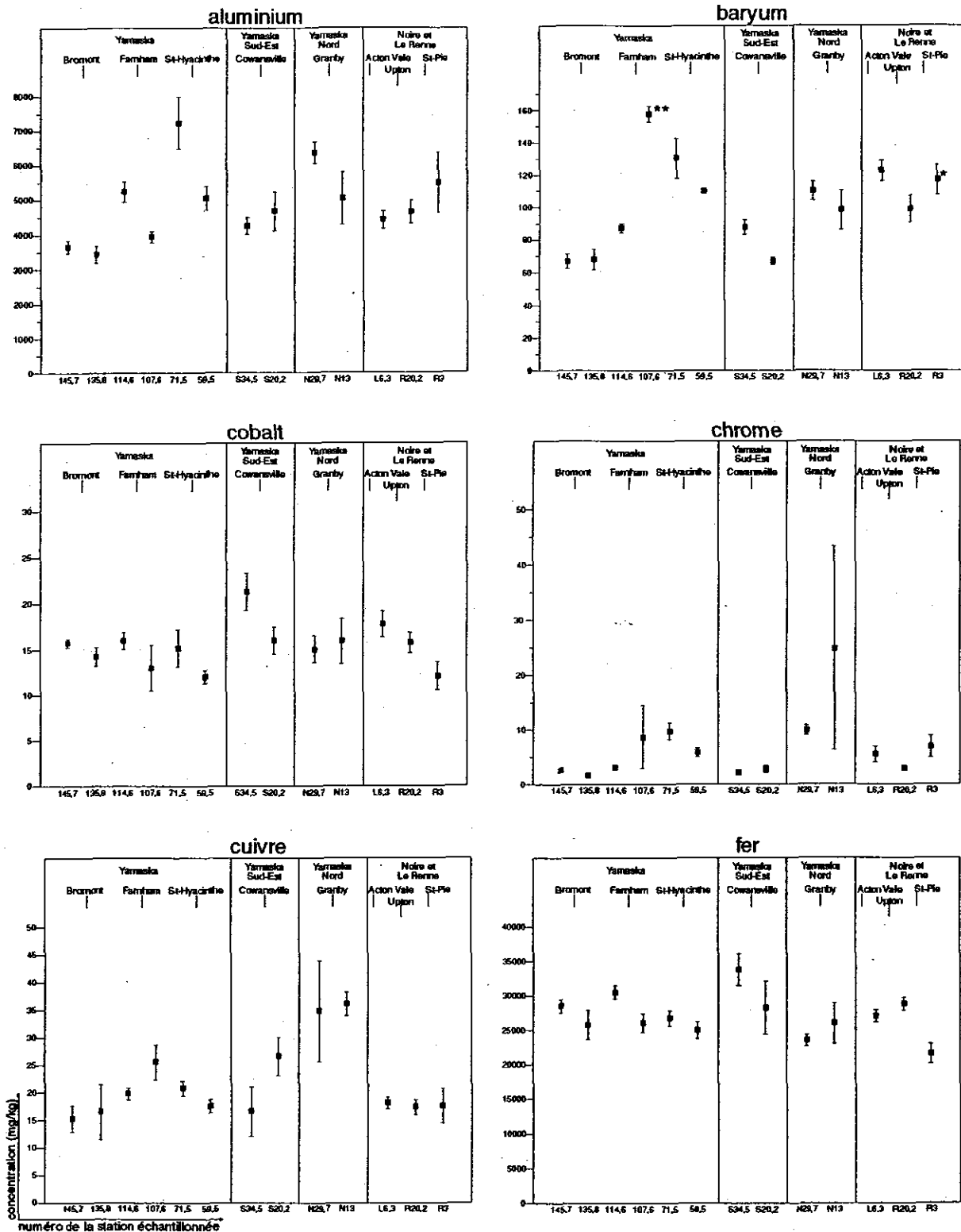
La comparaison des concentrations en amont et en aval des sites à l'étude a été effectuée par une analyse de variance à deux critères de classification (la station et la cage), suivie du test de comparaison a posteriori Fisher LSD. Le test de Tukey-Kramer, qui est un test a posteriori beaucoup plus conservateur que le test Fisher LSD, a également été appliqué, en seconde analyse, à titre indicatif. Les raisons justifiant le choix de ces tests et d'autres considérations concernant le traitement statistique des données sont présentées à l'annexe 4.

RÉSULTATS

Les résultats d'analyse des mousses aquatiques et des cellules à dialyse sont présentés dans les sections qui suivent. Pour chaque substance, un graphique présente les teneurs mesurées aux différentes stations. Les hausses significatives de concentration y sont signalées par des astérisques. Les résultats détaillés des analyses de variance, des tests de comparaison a posteriori Fisher LSD et des tests de Tukey-Kramer sont présentés respectivement aux annexes 5, 6 et 7. Dans la conclusion, la liste des substances détectées à chacun des sites est discutée en fonction des sources de toxiques qui s'y trouvent et des impacts potentiels sur la vie aquatique, tels que révélés dans d'autres études réalisées en même temps que la présente.

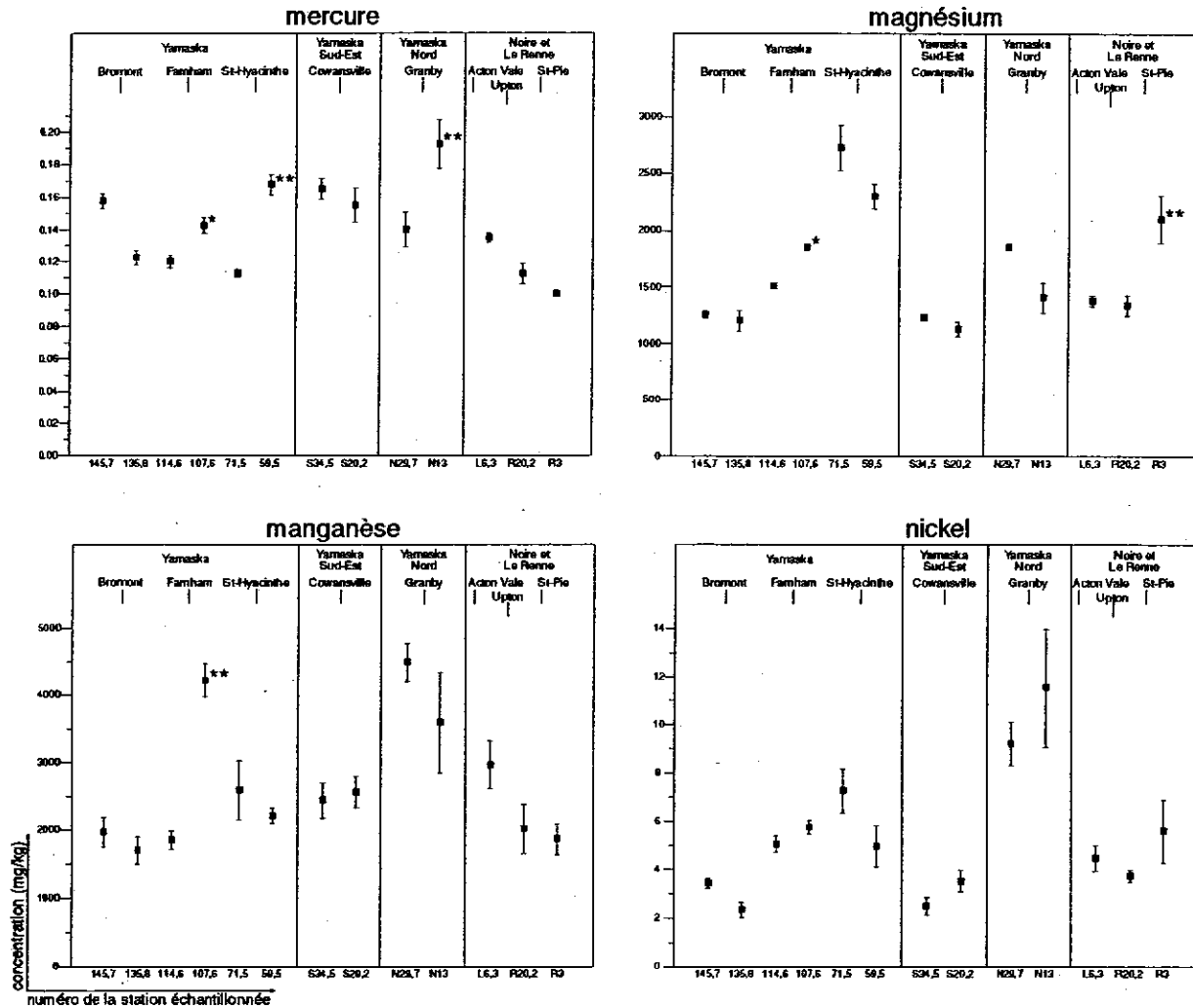
Métaux

Les résultats de l'analyse des métaux dans les mousses aquatiques sont synthétisés dans la figure 3, sauf pour le cadmium et le béryllium. Le cadmium n'a été détecté que dans un seul sachet de la station 107,6. Le béryllium présente des valeurs presque toutes égales à 0,5 mg/kg à l'exception de quelques échantillons où l'on obtient des teneurs de 1 mg/kg et d'un sachet dont la teneur est sous la limite de détection. Les résultats comportent également deux valeurs aberrantes : d'abord une valeur de 7,5 mg/kg de manganèse dans un sachet de la station en aval de Saint-Hyacinthe alors que l'on retrouve partout ailleurs des concentrations plus grandes que 1000 mg/kg. La même constatation s'applique au sujet d'une mesure de magnésium (29 mg/kg) obtenue dans un sachet de la station en amont de Saint-Pie. Ces résultats ont été éliminés des analyses statistiques. Les analyses de variance ont révélé des différences significatives entre les stations de mesure pour tous les métaux de la figure 3, sauf le cobalt (annexe 5).



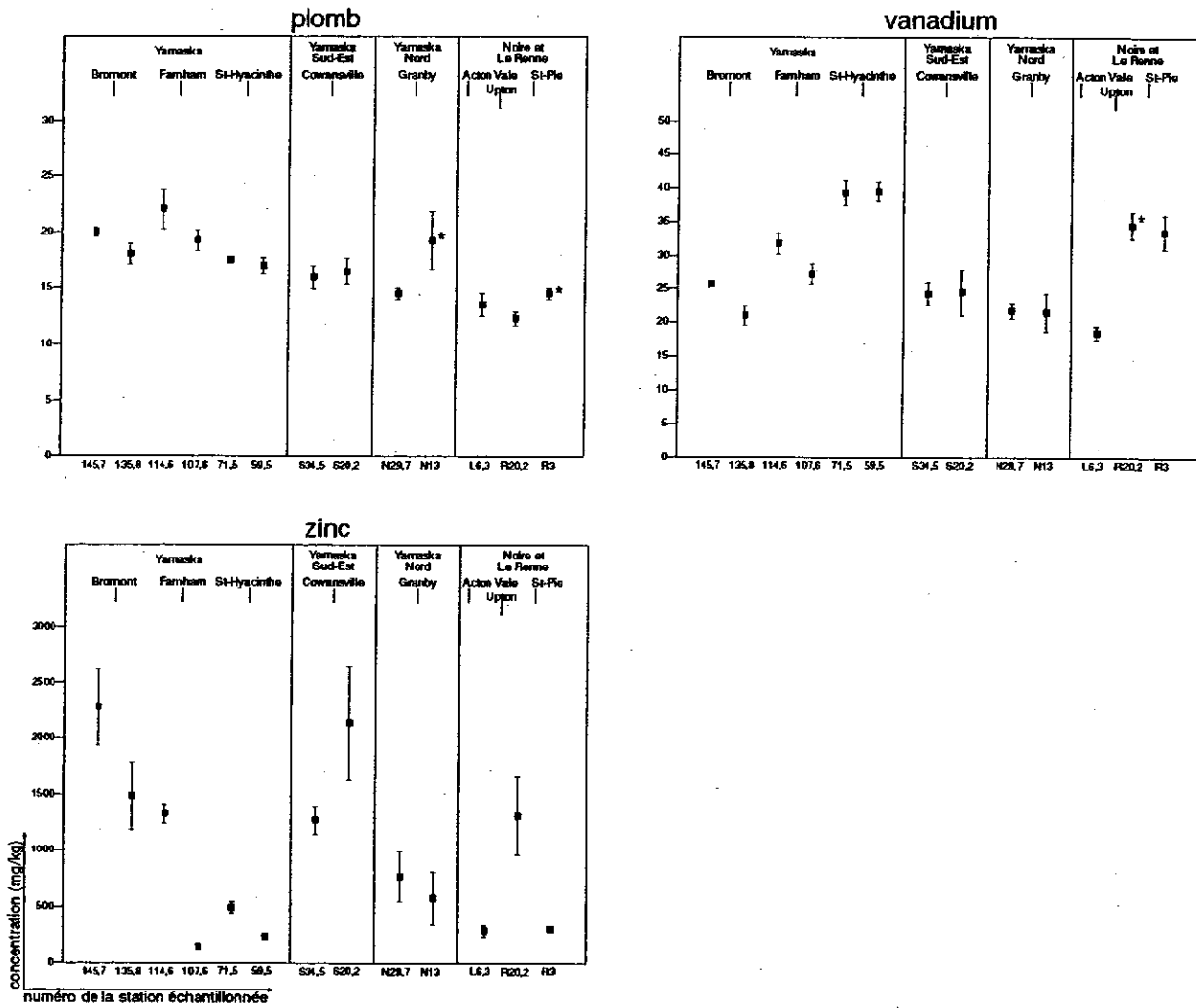
* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD et ** selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)

Figure 3 Moyennes et erreurs types des concentrations de métaux dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires



* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD et ** selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)

Figure 3 Moyennes et erreurs types des concentrations de métaux dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires (suite)



* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD et ** selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)

Figure 3 Moyennes et erreurs types des concentrations de métaux dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires (suite)

À Farnham, on observe des hausses significatives des concentrations de baryum, manganèse, mercure et magnésium (figure 3). Les hausses de mercure et de magnésium sont de 20 %; celles de baryum et de manganèses, respectivement de 81 % et 128 %, sont plus substantielles. L'origine exacte de ces métaux est inconnue. La municipalité compte cinq entreprises industrielles dans les domaines du textile, de la transformation métallique, du bois et de la chimie. On y trouve aussi deux sites où les sols sont contaminés (Primeau *et al.*, 1999).

On observe à Granby et à Saint-Hyacinthe des hausses significatives de concentration de mercure dans les mousses aquatiques (figure 3), qui sont respectivement de 36 % et 54 %. Les causes exactes de ces augmentations sont difficiles à identifier car les sources potentielles sont nombreuses. En effet, Granby compte dix-sept entreprises, œuvrant dans les domaines de la transformation métallique, de la chimie, de la métallurgie et des textiles, susceptibles de rejeter des substances toxiques (tableau 1). S'y trouvent aussi trois endroits où les sols sont contaminés (Primeau *et al.*, 1999). À Saint-Hyacinthe, l'industrie agro-alimentaire domine, mais il y a deux entreprises de transformation métallique et une du secteur des textiles, en plus de six sites où les sols sont contaminés (Primeau *et al.*, 1999). En plus du mercure, on observe à Granby une hausse de 33 % des concentrations de plomb (figure 3).

Dans l'ensemble, les concentrations de métaux mesurées dans les mousses aquatiques placées dans le bassin de la rivière Noire ne sont pas plus élevées que celles mesurées dans les autres cours d'eau du bassin de la Yamaska. On constate cependant, une hausse des concentrations de baryum, de magnésium et de plomb entre la station située au kilomètre 20,2 et celle située près de l'embouchure, en aval de Saint-Pie (figure 3). L'origine de ces métaux est inconnue. Il y a entre les deux stations la municipalité de Saint-Pie, qui compte une entreprise de transformation métallique. Il y a aussi l'exutoire de la rivière Mawcook, qui draine les eaux de Roxton Pond. Les teneurs en magnésium à l'embouchure de la rivière Noire et dans les secteurs de Saint-Hyacinthe, à quelques kilomètres en aval, sont élevées en comparaison de ce qui a été mesuré ailleurs au Québec (figure 4). De toutes les rivières étudiées jusqu'à maintenant à l'aide de la méthode des mousses aquatiques, le maximum de 2725 mg/kg de magnésium, obtenu en amont de Saint-Hyacinthe, n'a été dépassé qu'à deux endroits, dans le Richelieu.

À la station située au kilomètre 20,2 de la rivière Noire, on constate une augmentation significative (86 %) des concentrations de vanadium par rapport à celles mesurées plus haut, dans la rivière Le Renne. On y observe aussi une hausse de 357 % des concentrations de zinc; cette différence n'est toutefois pas statistiquement significative car les teneurs en zinc sont plus variables. Les deux stations en cause sont fort éloignées l'une de l'autre. Les sources potentielles de métaux entre les deux sont nombreuses et comprennent notamment le bassin de la rivière Noire, en amont de l'exutoire de la rivière Le Renne. Cette partie de la rivière Noire draine les eaux de Roxton Falls et Valcourt, où se trouvent des industries de transformation métallique et de chimie. Aucun métal ne présente des concentrations élevées à la station de la rivière Le Renne, en aval d'Acton Vale.

Dans le cas du zinc, il y a peut-être aussi des raisons naturelles aux valeurs élevées à la station R20,2. On constate en effet que six stations du bassin de la Yamaska ont des concentrations

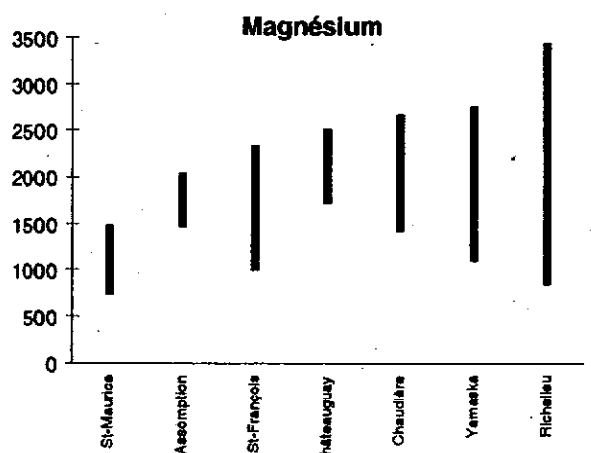
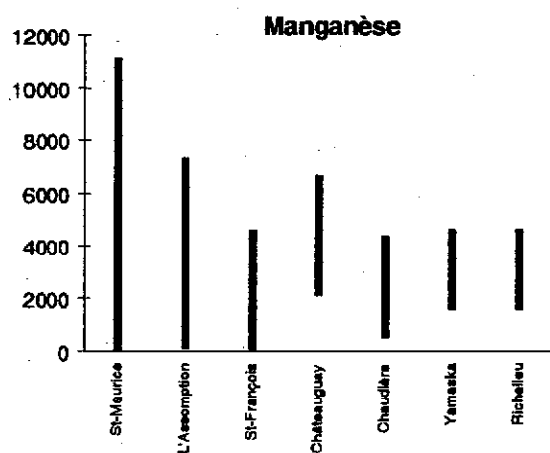
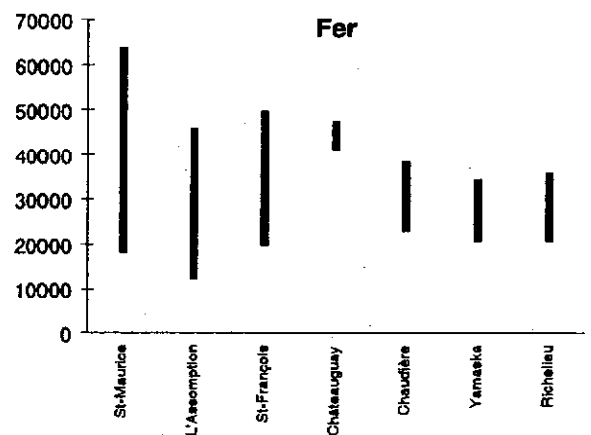
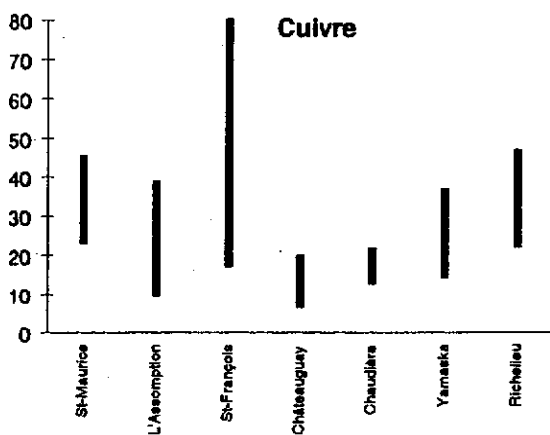
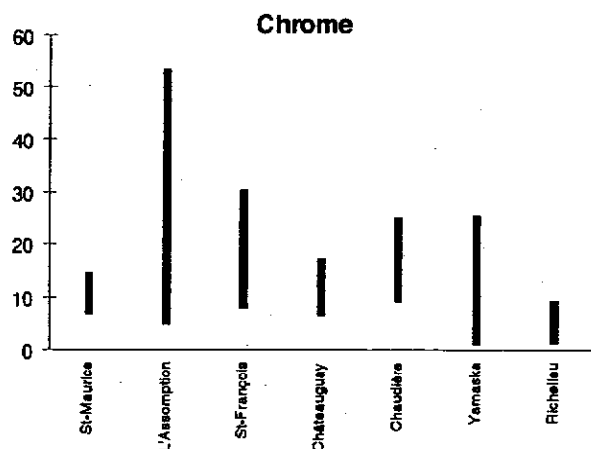
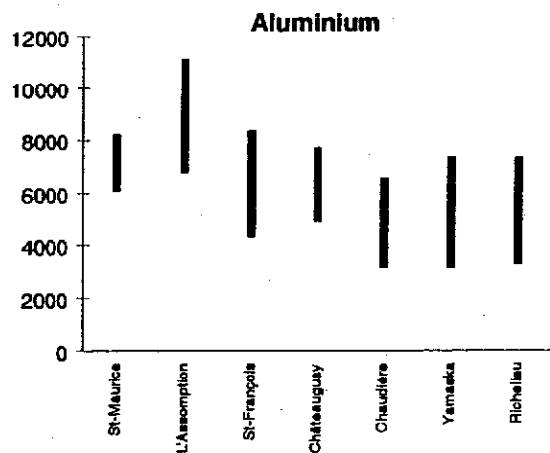


Figure 4 Concentrations (mg/kg) de métaux mesurées dans les mousses aquatiques placées dans plusieurs cours d'eau du Québec; gamme des concentrations moyennes par station

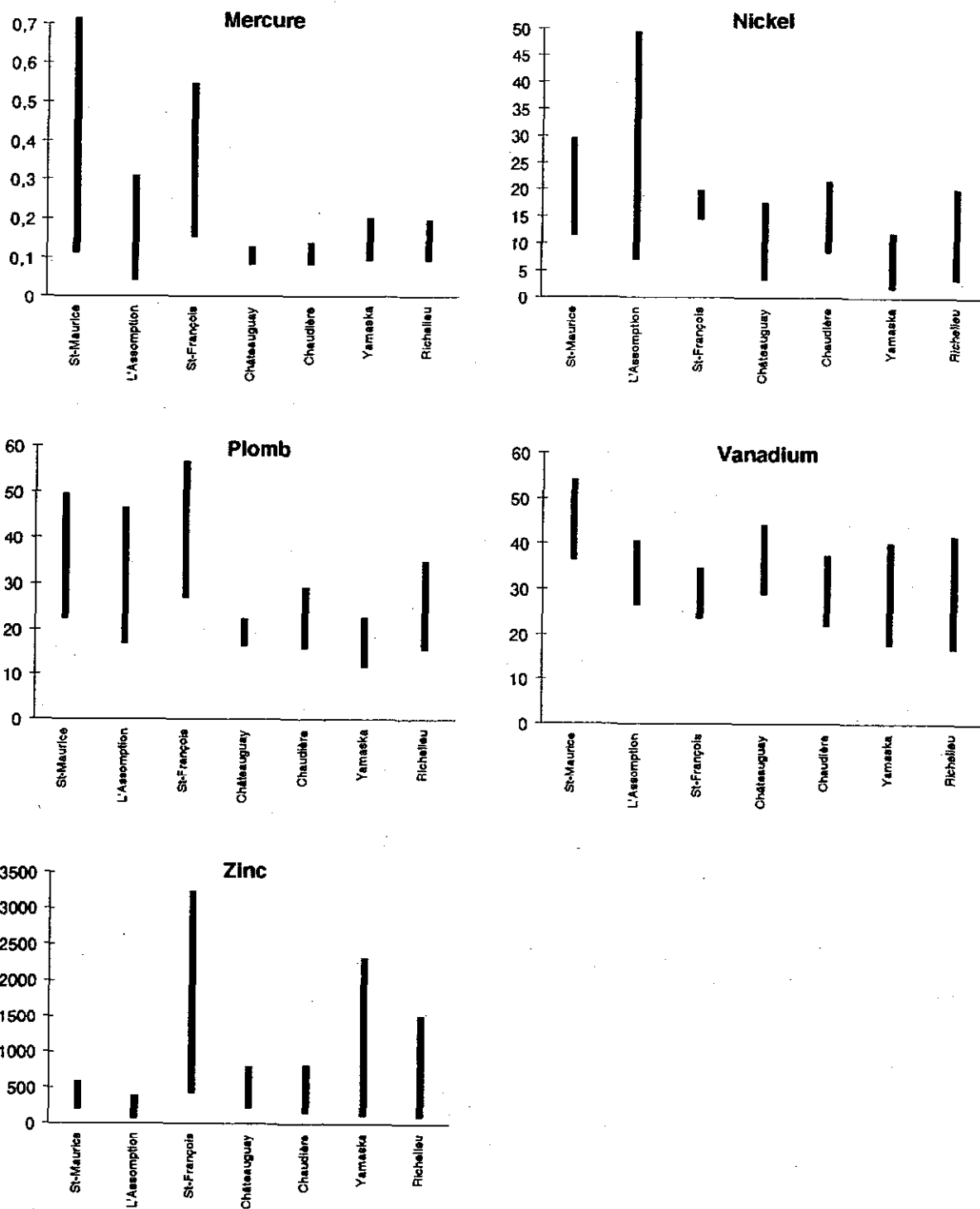


Figure 4 Concentrations (mg/kg) de métaux mesurées dans les mousses aquatiques placées dans plusieurs cours d'eau du Québec; gamme des concentrations moyennes par station (suite)

moyennes de zinc supérieures à 1000 mg/kg, ce qui est relativement peu fréquent dans les autres cours d'eau étudiés à l'aide des mousses aquatiques (figure 4).

Outre les hausses significatives susmentionnées, on mesure de fortes augmentations de chrome en aval de Farnham (184 %), Granby (150 %) et de Saint-Pie (141 %) (figure 3). Ces hausses sont douteuses car elles ne sont dues qu'à une valeur élevée à chacune de ces stations. Il s'agit peut-être d'une contamination des échantillons durant les manipulations.

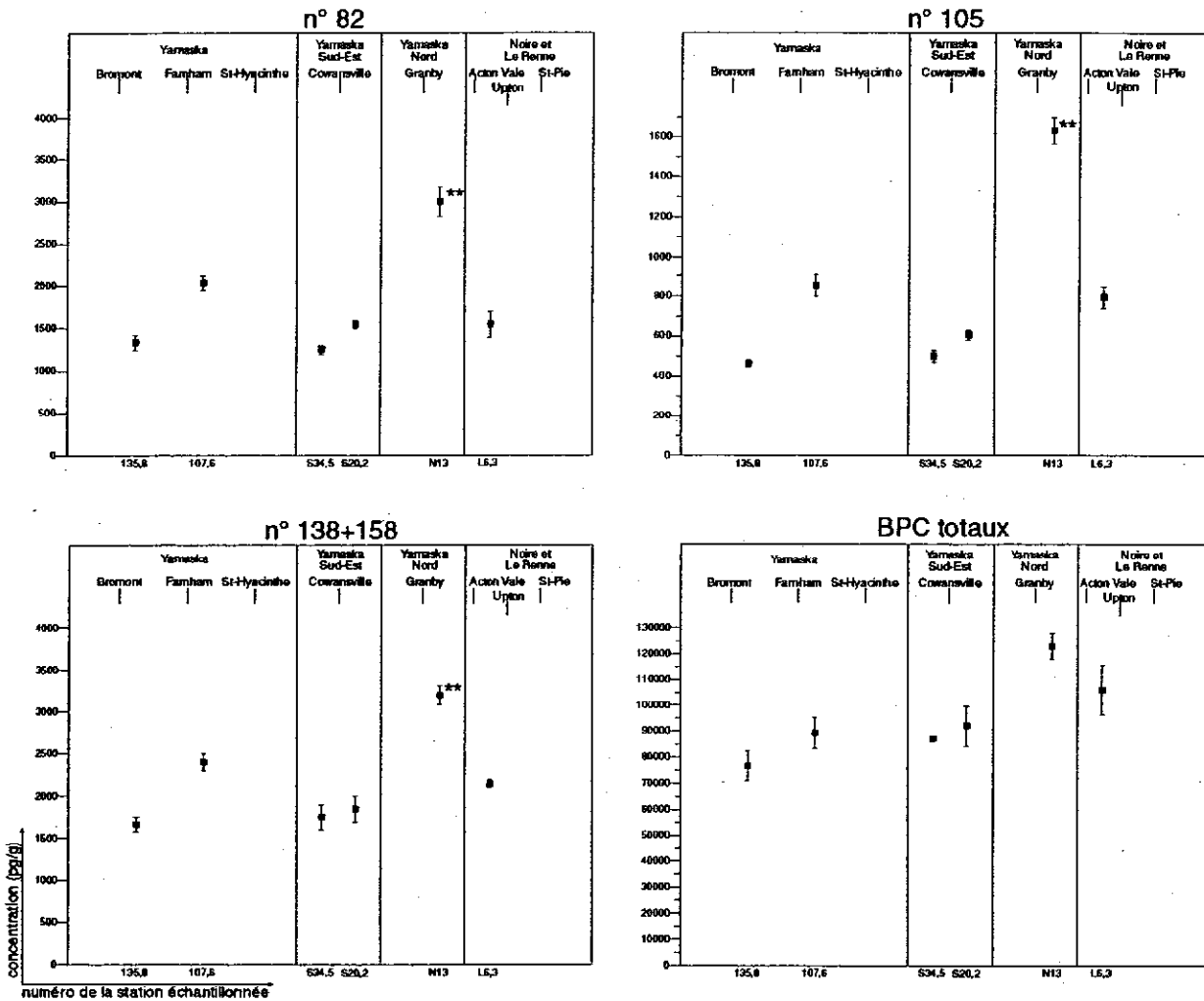
Biphényles polychlorés (BPC)

Les concentrations en BPC totaux et celles de 3 des 41 congénères analysés dans les mousses aquatiques sont illustrées à la figure 5. Avec des moyennes de 123 000 et 106 000 pg/g, les concentrations en aval de Granby et Acton Vale se distinguent significativement de ce qui a été mesuré aux autres stations de mesure. De fait, 16 congénères de BPC (les n^{os} 18, 44, 49, 70, 74, 82, 87, 89, 101, 105, 110, 128, 132+153, 138+158 et 170) trouvent leur maximum à la station de Granby et y présentent des teneurs significativement plus élevées qu'en amont de Cowansville. En aval d'Acton Vale, sept congénères (les n^{os} 18, 74, 105, 118, 132+153 et 170) ont des teneurs significativement plus élevées qu'à cette station de référence. Pour les congénères n^{os} 82, 105 et 138 + 158, les concentrations en aval de Granby sont significativement différentes de celles à toutes les autres stations (figure 5 et annexe 7).

Les teneurs totales de BPC à Granby et Acton Vale sont élevées en comparaison de ce qui a été mesuré ailleurs au Québec (figure 6). L'ensemble des mesures effectuées dans le bassin de la Yamaska sont relativement élevées, mais on ne peut vraiment associer un signal de pollution aux résultats obtenus aux autres endroits du bassin. En effet, les concentrations en aval de Bromont, Farnham et Cowansville sont du même ordre qu'en amont de cette dernière. La seule explication plausible au fait que les concentrations soient relativement élevées dans tout le bassin serait un apport atmosphérique un peu plus important dans cette région. Pour vérifier cette hypothèse, il faudrait disposer de données sur les BPC dans l'air et les précipitations.

Ce sont, en général les mêmes BPC que l'on retrouve aux différentes stations de la Yamaska et dans des proportions relativement similaires (figure 7). Les tri-, tétra- et pentachlorobiphényles sont dominants avec chacun 22 % à 32 % de la quantité totale de BPC. Les hexachlorobiphényles se situent entre 15 % et 20 %, et il ne reste que des fractions de pourcentage pour les formes à sept atomes de chlore et plus. Un profil de distribution identique a été obtenu à plusieurs stations des autres cours d'eau où la technique des mousses aquatiques a été utilisée (Berryman et Nadeau, 1998a, 1998b).

Les sources de BPC à Granby et Acton Vale sont présentement inconnues. En 1995, ces municipalités comprenaient respectivement 17 et 2 entreprises industrielles susceptibles de rejeter des toxiques (tableau 1). De plus, on retrouve à Granby trois sites de sols contaminés et à Acton Vale, un (Primeau *et al.*, 1999).



** concentration plus élevée qu'à toutes les autres stations selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)

Figure 5 Moyennes et erreurs types des concentrations de BPC dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires

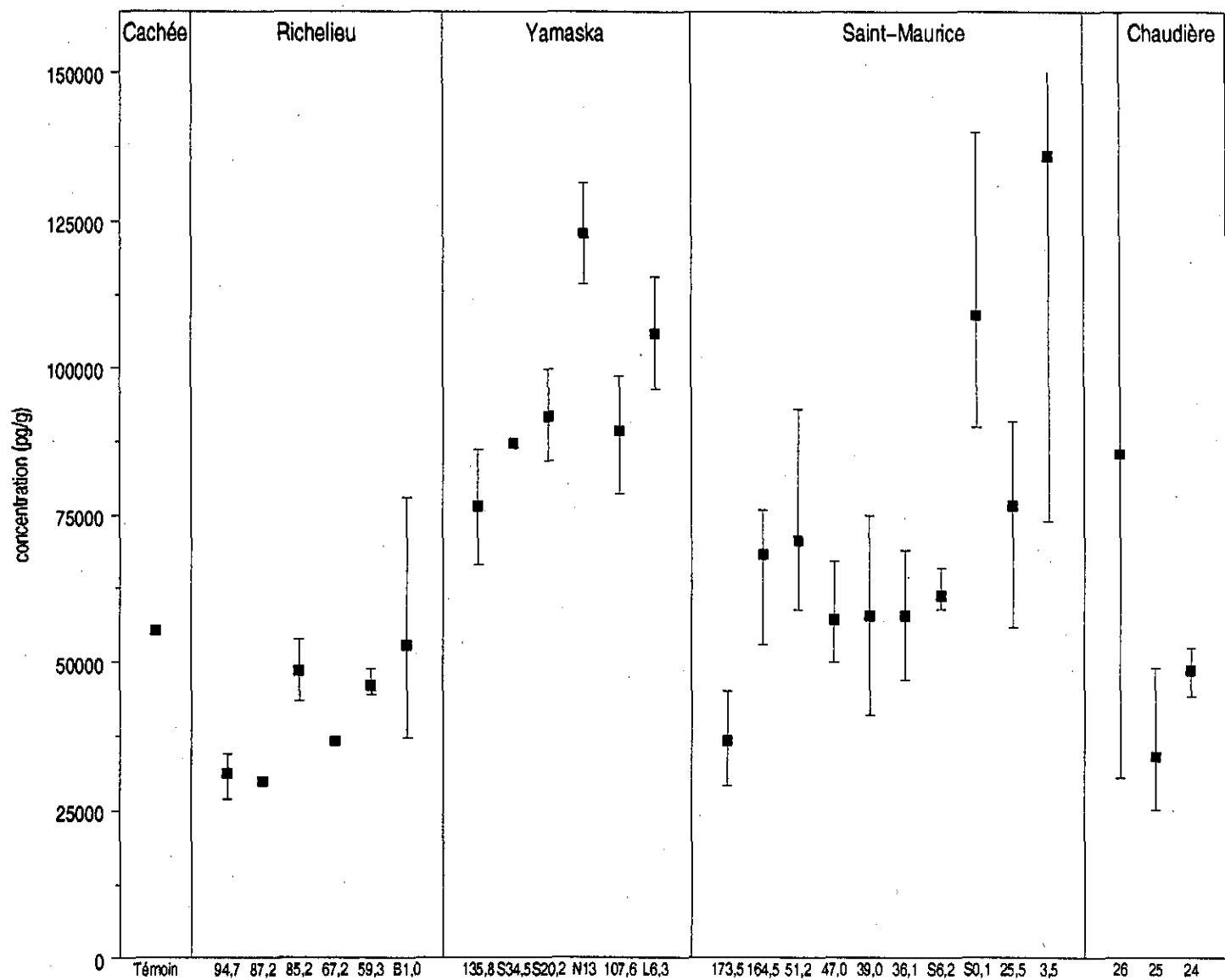


Figure 6 Moyennes, minimums et maximums des concentrations (pg/g) de BPC dans les mousses aquatiques placées dans plusieurs cours d'eau du Québec

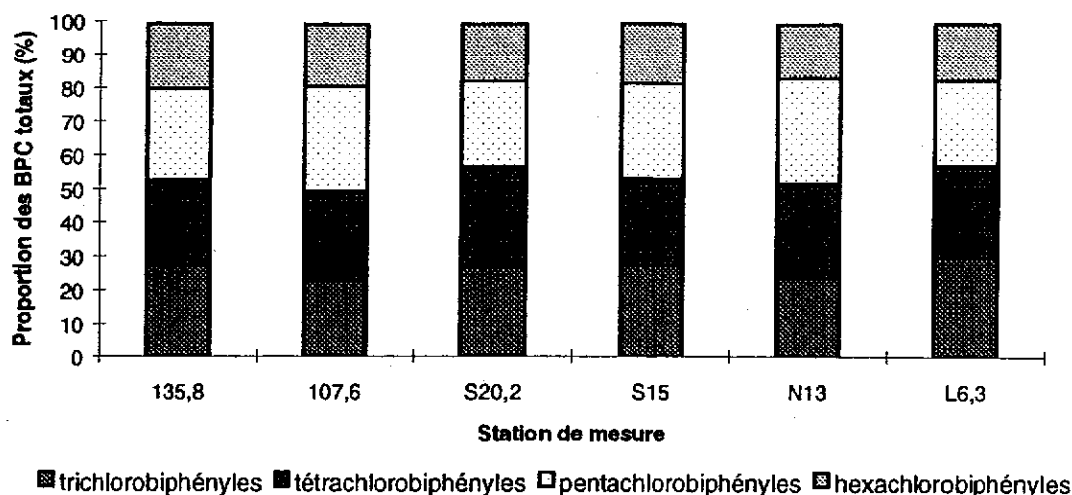


Figure 7 Proportion de BPC sous forme de tri-, tétra- penta- et hexachlorobiphényles dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires

Dioxines et furannes chlorés

Les résultats de l'analyse des dioxines et furannes chlorés dans les mousses aquatiques démontrent que Granby et Acton Vale constituent aussi des sources de ces substances pour le milieu aquatique. De plus, les concentrations de ces substances en aval de ces deux villes sont élevées en comparaison de ce qui a été mesuré aux autres endroits du Québec où la technique des mousses aquatiques a été employée.

Les concentrations totales de dioxines et de furannes chlorés aux différentes stations de la rivière Yamaska sont présentées à la figure 8. L'analyse de la variance trouve une différence significative entre les stations ($p=0,0001$). Les teneurs à Granby (471 pg/g) sont significativement plus élevées qu'à toutes les autres stations. Les teneurs à Farnham et à Acton Vale, qui sont respectivement de 142 et de 107 pg/g, viennent au deuxième rang et sont plus élevées qu'aux autres stations où elles sont de l'ordre de 35 à 55 pg/g (figure 8 et annexe 7).

Les résultats détaillés de l'analyse des dioxines et furannes chlorés sont synthétisés au tableau 3. On constate à l'examen de ce tableau que les valeurs élevées à Granby sont dues principalement à des concentrations plus élevées des formes à sept et huit atomes de chlore : le OCDD, les H7CDD dont plus de 50 % est du 1,2,3,4,6,7,8-H7CDD, le OCDF et les H7CDF dont environ le tiers est du 1,2,3,4,6,7,8-H7CDF. On détecte également un peu de furannes à six chlores, soit 11,5 pg/g sur un total de 471 pg/g. De fait, sept substances ou catégories de substances ont à Granby des teneurs significativement plus élevées qu'à la station de référence en amont de Cowansville : le 1,2,3,6,7,8-H6CDD, le 1,2,3,4,6,7,8-H7CDD, le OCDD, le 1,2,3,4,6,7,8-H7CDF et au moins un autre homologue de chacune des familles de H6CDD, H7CDD et H7CDF.

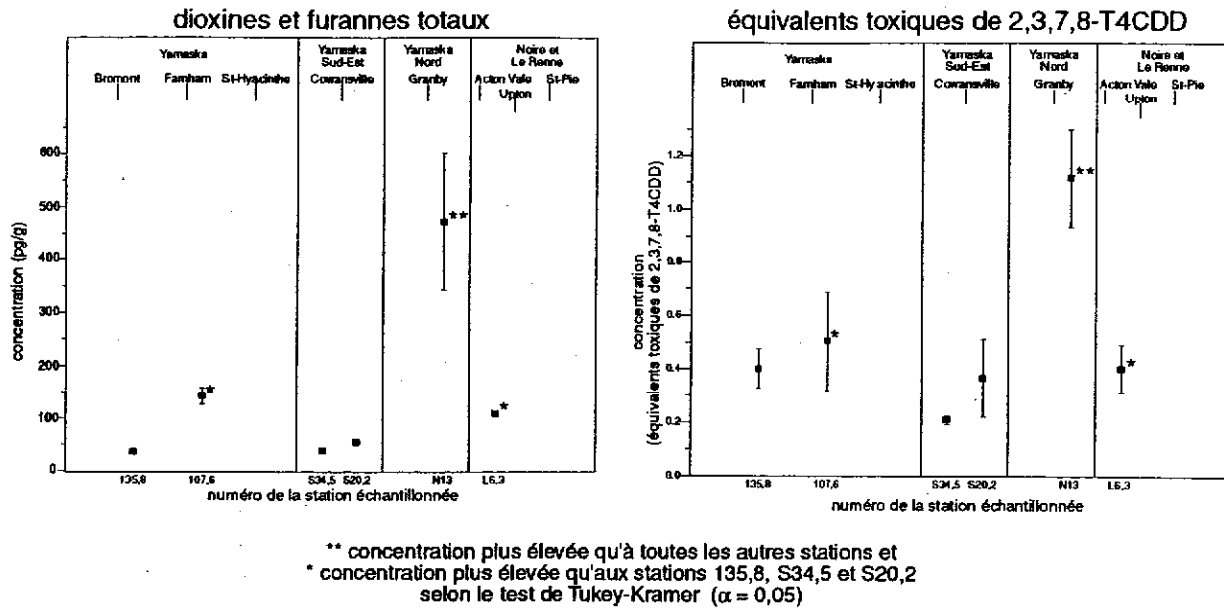


Figure 8 Moyennes et erreurs types des concentrations de dioxines et furannes chlorés dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires

À Acton Vale, les substances dominantes sont, dans l'ensemble, les mêmes qu'à Granby mais il n'y a pas de 1,2,3,4,6,7,8-H7CDF, alors qu'apparaissent les formes à quatre atomes de chlore. On y trouve en concentrations plus élevées qu'en amont de Cowansville : le 1,2,3,4,6,7,8-H7CDD, le OCDD et les familles de furannes à six et sept atomes de chlores. En aval de Bromont et de part et d'autre de Cowansville, la liste des substances détectées est la même qu'à Acton Vale mais diffère de celle de Granby. Il y a encore une dominance des H7CDD et du OCDD, mais les furannes à sept et huit chlores sont virtuellement absents, alors qu'on trouve là aussi des traces de furannes à quatre chlores.

Il n'y a pas de différence significative entre les concentrations totales en amont et en aval de Cowansville (figure 8). Malgré tout, cette municipalité pourrait être une source de ces substances car toutes celles détectées présentent des concentrations un peu plus élevées en aval qu'en amont, ce qui fait passer les dioxines et furannes totaux de 36,0 pg/g, en amont de Cowansville, à 52,7 pg/g, en aval.

Les concentrations en aval de Farnham sont assez élevées, mais il n'est pas sûr que cette municipalité soit une source de dioxines et de furannes. En effet, le patron de substances qu'on y trouve semble être celui de Granby, en plus dilué, auquel s'ajoute celui de Bromont et de Cowansville. Il est donc probable que les teneurs à Farnham ne soient que la résultante de rejets plus en amont dans le bassin.

La figure 9 permet de comparer les teneurs obtenues dans la Yamaska à celles mesurées dans d'autres cours d'eau. Les teneurs en aval de Granby s'avèrent être les plus élevées mesurées au Québec jusqu'à maintenant. Toutefois, étant donné qu'il s'agit surtout de OCDD, qui est

un dioxine relativement peu toxique, les teneurs transformées en équivalents toxiques, quoique élevées, ne sont pas aussi dramatiquement différentes de ce qui a été observé ailleurs (figure 9).

Tableau 3 Moyennes et erreurs types (entre parenthèses) des concentrations (pg/g) de dioxines et de furannes dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires

Substance	Station					
	135,8	107,6	S34,5	S20,2	N13	L6,3
Dioxines						
2378-T4CDD	<L	<L	<L	<L	<L	<L
12378-P5CDD	<L	<L	<L	<L	<L	<L
123478-H6CDD	<L	<L	<L	<L	<L	<L
123678-H6CDD	<L	<L	<L	<L	1,0 (0,0)	0,3
123789-H6CDD	<L	<L	<L	<L	1,0	1,3
1234678-H7CDD	4,0 (1,0)	19,7 (0,9)	5,9 (0,6)	9,3 (0,3)	54,3 (14,9)	13,7 (0,9)
OCDD	27,0 (4,9)	95,3 (10,1)	26,0 (2,1)	39,0 (2,3)	300,0 (90,0)	76,0 (4,2)
Autres T4CDD	<L	<L	<L	<L	<L	2,6
Autres P5CDD	<L	<L	<L	<L	<L	<L
Autres H6CDD	<L	<L	<L	<L	7,0 (2,0)	2,5
Autres H7CDD	6,5 (1,5)	32,0 (1,2)	8,9 (2,1)	9,3 (0,3)	89,7 (25,2)	19,0 (2,1)
Dioxines totales	31,3 (4,2)	127,3 (10,9)	34,9 (4,1)	48,3 (2,0)	394,3 (117,4)	96,7 (4,8)
Furannes						
2378-T4CDF	3,3 (0,7)	5,0	1,2 (0,2)	3,5 (1,5)	<L	1,3 (0,3)
12378-P5CDF	<L	<L	<L	<L	<L	<L
23478-P5CDF	<L	<L	<L	<L	<L	<L
123478-H6CDF	<L	<L	<L	<L	<L	<L
123678-H6CDF	<L	<L	<L	<L	<L	<L
234678-H6CDF	<L	<L	<L	<L	<L	<L
123789-H6CDF	<L	<L	<L	<L	<L	<L
1234678-H7CDF	<L	5,5 (0,5)	<L	<L	11,5 (0,5)	<L
1234789-H7CDF	<L	<L	<L	<L	<L	<L
OCDF	1,0 (0,0)	7,0 (0,6)	0,8 (0,3)	1,5 (0,5)	31,0 (8,6)	5,7 (0,6)
Autres T4CDF	4,0 (0,0)	5,0	1,7	10,0	<L	1,9
Autres P5CDF	<L	<L	<L	<L	<L	<L
Autres H6CDF	<L	<L	<L	<L	13,7 (2,6)	2,3
Autres H7CDF	<L	8,5 (3,5)	<L	<L	32,0 (2,3)	4,8 (0,8)
Furannes totaux	3,7 (1,3)	14,3 (4,3)	1,6 (0,6)	4,3 (2,8)	76,7 (12,7)	10,3 (2,9)
Dioxines et furannes totaux						
brutes	35,0 (3,8)	141,7 (15,2)	36,0 (3,5)	52,7 (4,7)	471,0 (130,0)	107,0 (6,4)
équivalents toxiques	0,327 (0,253)	0,502 (0,318)	0,142 (0,085)	0,299 (0,289)	0,951 (0,361)	0,325 (0,195)

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Douze HAP ont été détectés dans les cellules à dialyse placées dans le bassin de la rivière Yamaska, dont deux (le chrysène et le benzo(a)anthracène) n'ont été détectés qu'à l'état de traces, dans une seule cellule à dialyse, à une seule station. La figure 10 présente les moyennes des concentrations à chaque station de mesure pour les dix autres HAP. L'analyse des résultats

démontre que Granby et Acton Vale sont des sources de ces substances. Farnham est peut-être également une source de certains HAP, alors que Bromont et Saint-Hyacinthe n'en sont pas. À Cowansville, des teneurs plus élevées, en amont de la ville, suggèrent un apport aéroporté de certains HAP.

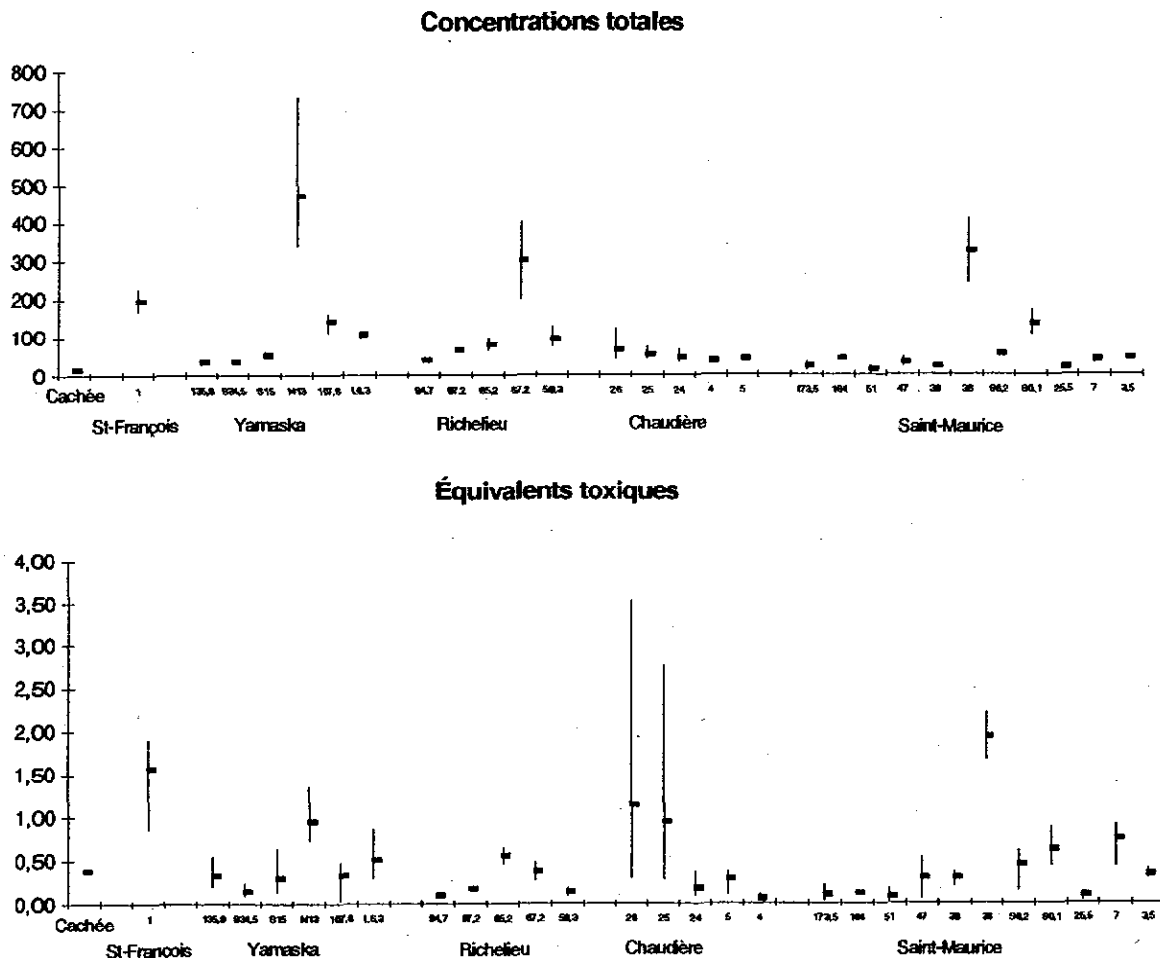
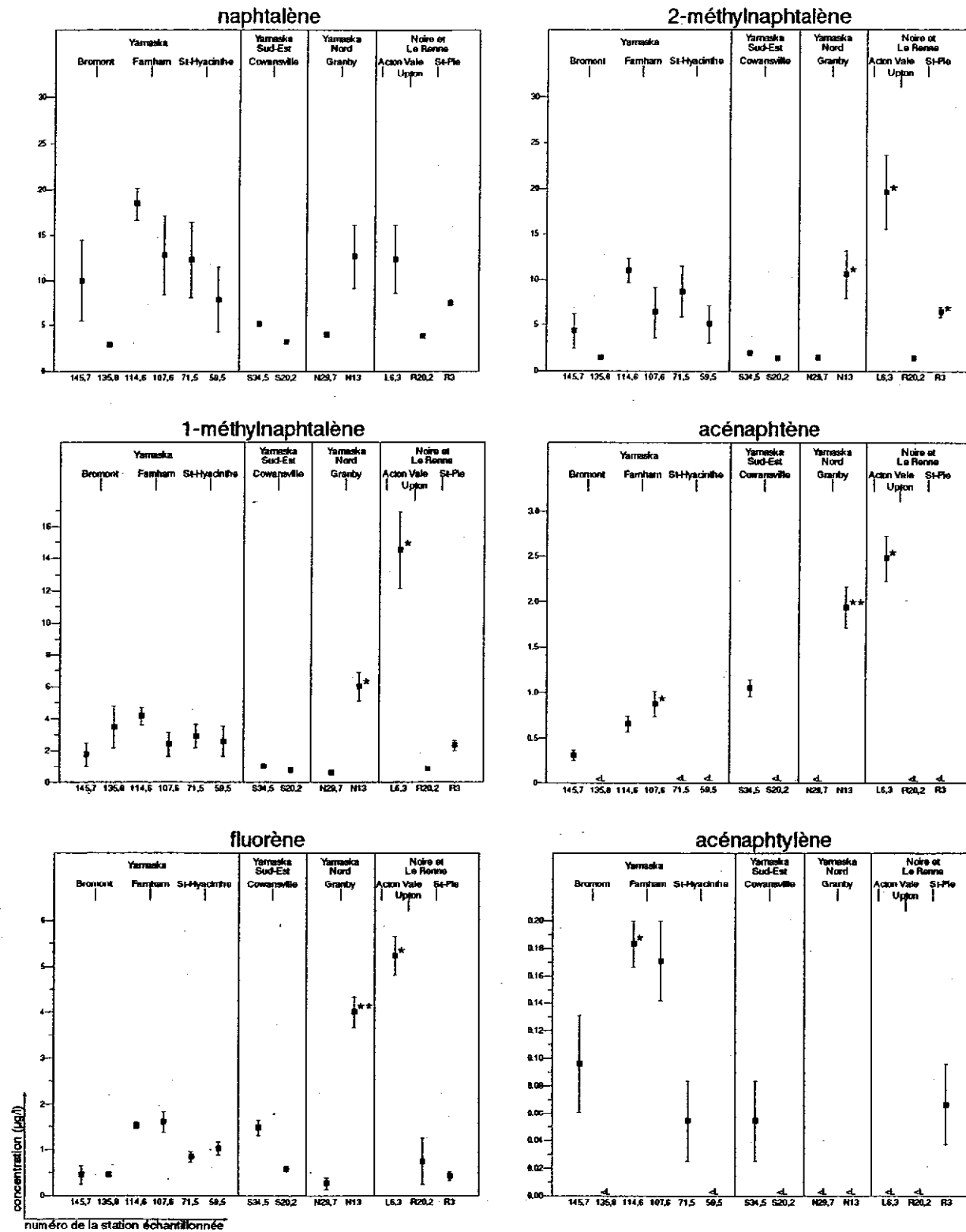


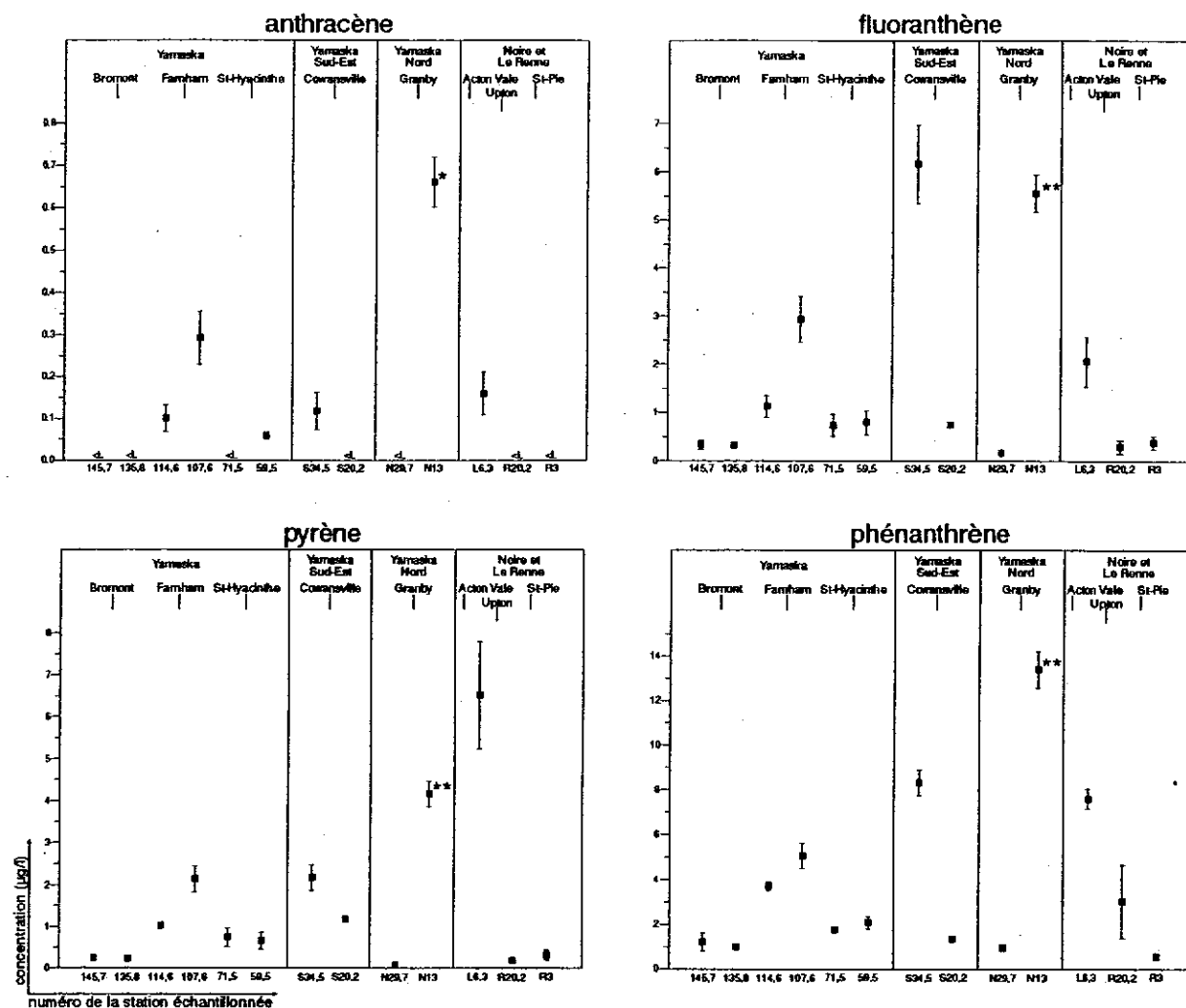
Figure 9 Concentrations (pg/g) de dioxines et furannes dans les mousses aquatiques placées dans six cours d'eau du Québec; maximum, minimum et moyenne des mesures à chaque station

Granby est sans contredit un site important d'apports en HAP. Sauf pour l'acénaphthylène, les concentrations en aval de la ville sont, selon les substances, 7,5 à 55 fois plus élevées qu'en amont. Ces hausses sont significatives, sauf pour le naphthalène (figure 10).



* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD et ** selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)
 < L : inférieur à la limite de détection

Figure 10 Moyennes et erreurs types des concentrations de HAP dans les cellules à dialyse placées dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires



* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD et ** selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)
 < L : inférieur à la limite de détection

Figure 10 Moyennes et erreurs types des concentrations de HAP dans les cellules à dialyse placées dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires (suite)

Acton Vale présente des teneurs élevées pour plusieurs HAP comparativement aux teneurs retrouvées ailleurs dans le bassin versant. Ces valeurs élevées démontrent clairement qu'il y a un apport de HAP dans ce secteur. Ces HAP sont le 1- et le 2-méthyl-naphtalène, l'acénaphthène, le fluorène et le pyrène. De fait, pour ces substances, les teneurs en aval d'Acton Vale sont les maximums du bassin versant (figure 10) et, sauf pour le pyrène, sont significativement différentes de celles mesurées en amont de Cowansville.

Farnham est possiblement une source de certains HAP. En effet, la figure 10 nous porte à croire que les concentrations d'acénaphthène, d'anthracène, de fluoranthène, de phénanthrène et de pyrène, en aval de la ville, sont plus élevées qu'en amont. Cependant, ces hausses sont beaucoup

moins marquées qu'à Granby et seule celle de l'acénaphène est statistiquement significative ($P = 0,038$).

De fait, Farnham subit surtout l'influence de l'amont. Presque tous les HAP présentent une hausse des concentrations entre l'aval de Bromont et l'amont de Farnham. Cela est dû principalement à l'apport de Granby via la rivière Yamaska Nord. En effet, la Yamaska Sud-Est contribue peu à l'augmentation des teneurs de HAP, comme le démontre les faibles concentrations en aval de Cowansville (figure 10). Dans les cas de l'acénaphène et de l'acénaphylène, ces hausses sont statistiquement significatives. L'acénaphène peut provenir de Granby, mais l'acénaphylène a une autre origine, inconnue, car les teneurs en aval de Bromont, Cowansville et Granby sont toutes sous la limite de détection. Ce HAP est peut-être attribuable à une pollution aéroportée locale, depuis Farnham. En effet, les grandes entreprises de Farnham ne sont situées qu'à environ 500 mètres à l'ouest de la station de mesure.

Cowansville est un cas particulier puisque les concentrations, en amont de la ville, sont en général plus élevées qu'en aval. C'est le cas particulièrement de l'acénaphène, du fluorène, du phénanthrène, de l'anthracène, du fluoranthène et du pyrène (figure 10). De plus, cette ville est le seul endroit où du benzo(a)anthracène et du chrysène ont été détectés. Dans le cas de l'acénaphène, la différence amont-aval est statistiquement significative (annexe 5).

Toutefois, même si elles sont plus élevées qu'en aval, les concentrations de HAP en amont ne sont pas vraiment élevées en comparaison de l'ensemble des valeurs obtenues dans le bassin versant. Ce constat et le fait qu'il n'y a pas vraiment de source connue de HAP dans la rivière Yamaska Sud-Est, en amont de Cowansville, portent à croire que les HAP proviennent de l'atmosphère et qu'ils subissent une dégradation ou une volatilisation dans le tronçon turbulent de la rivière entre le lac Davignon et la station de mesure située en aval de la ville.

Saint-Pie, sur la rivière Noire, présente des concentrations de HAP relativement faibles. Les valeurs élevées, en aval d'Acton Vale sur la rivière Le Renne, ne sont plus visibles à la station du kilomètre 20,2 de la rivière Noire (figure 10). Entre cette station et l'aval de Saint-Pie, il semble toutefois y avoir augmentation des trois formes de naphthalène, mais la hausse n'est statistiquement significative que pour le 2-méthyl-naphthalène.

Selon la documentation scientifique, les principales sources de HAP sont la combustion incomplète de matière organique et certains procédés industriels (Lalonde *et al.*, 1993). Le lessivage des matériaux créosotés, comme les pilotis de quais et les piliers de ponts, est aussi une source de HAP pour le milieu aquatique (CNRC, 1984 tel que cité dans CCMRE, 1987). On trouve également des HAP dans les eaux de ruissellement urbain (Makepeace *et al.*, 1995). De fait, les sources potentielles de HAP dans le milieu aquatique sont nombreuses et variées. Dans ce contexte, il est impossible d'identifier, sur la seule base des résultats présentés ici, les sources exactes des HAP détectés dans la présente étude.

Phtalates

Les phtalates représentent un vaste groupe de produits chimiques utilisés principalement comme plastifiants. Il y a plusieurs sources de phtalates dans le milieu aquatique, notamment les usines de PVC, de textiles et de papier, les eaux de lixiviation des dépotoirs et les incinérateurs (CCMRE, 1987). De plus, on retrouve fréquemment des phtalates dans les eaux de ruissellement urbain (Makepeace *et al.*, 1995).

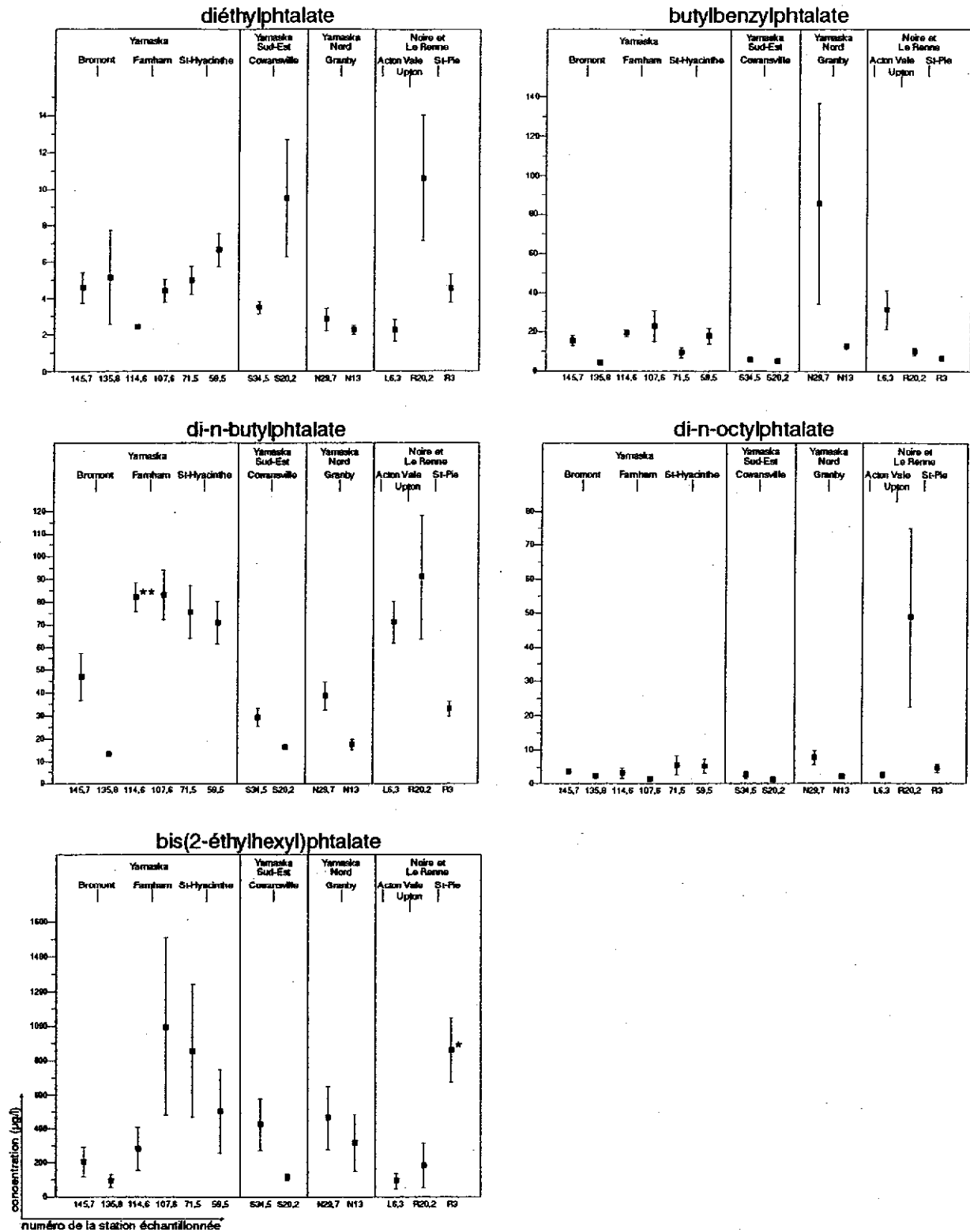
Cinq phtalates ont été détectés dans le bassin versant de la rivière Yamaska : le diéthylphtalate, le di-n-butylphtalate, le butylbenzylphtalate, le di-n-octylphtalate et le bis(2-éthylhexyl)phtalate. Les concentrations moyennes par station ainsi que leur erreur standard sont présentées à la figure 11. Comparativement aux autres substances, les phtalates présentent des résultats confondants, plus difficiles à interpréter et desquels ressortent peu de signaux clairs de pollution à cause d'une grande variabilité des mesures à l'intérieur des stations et de certaines valeurs aberrantes. L'analyse de variance ne trouve ainsi de différences significatives, entre les stations, que pour le di-n-butylphtalate (annexe 5). La différence ne se situe pas entre l'amont et l'aval d'un des sites à l'étude, mais plutôt entre Bromont et Farnham. Cette hausse est d'un facteur de 6,2 et la valeur atteinte en amont de Farnham se maintient aux trois autres stations en aval. Comme dans le cas de l'acénalptylène (un HAP), cette hausse est peut-être due à un apport aéroporté local. Elle ne peut être attribuée à Bromont, Cowansville ou Granby car les concentrations en aval de ces trois villes sont plus faibles.

Contrairement à ce qui a été observé pour les HAP, on constate que les concentrations de phtalates, en aval des sites à l'étude, apparaissent souvent (74 % des cas) légèrement moins élevées qu'en amont (figure 11). Une étude récente, (Scholz *et al.*, 1997) a démontré que ces substances peuvent être biodégradées rapidement. Une augmentation de la pollution bactérienne, comme c'est souvent le cas en aval des rejets urbains, crée peut-être des conditions propices à une dégradation des phtalates et à une diminution de leur concentration dans le cours d'eau.

Autres composés organiques semi-volatils

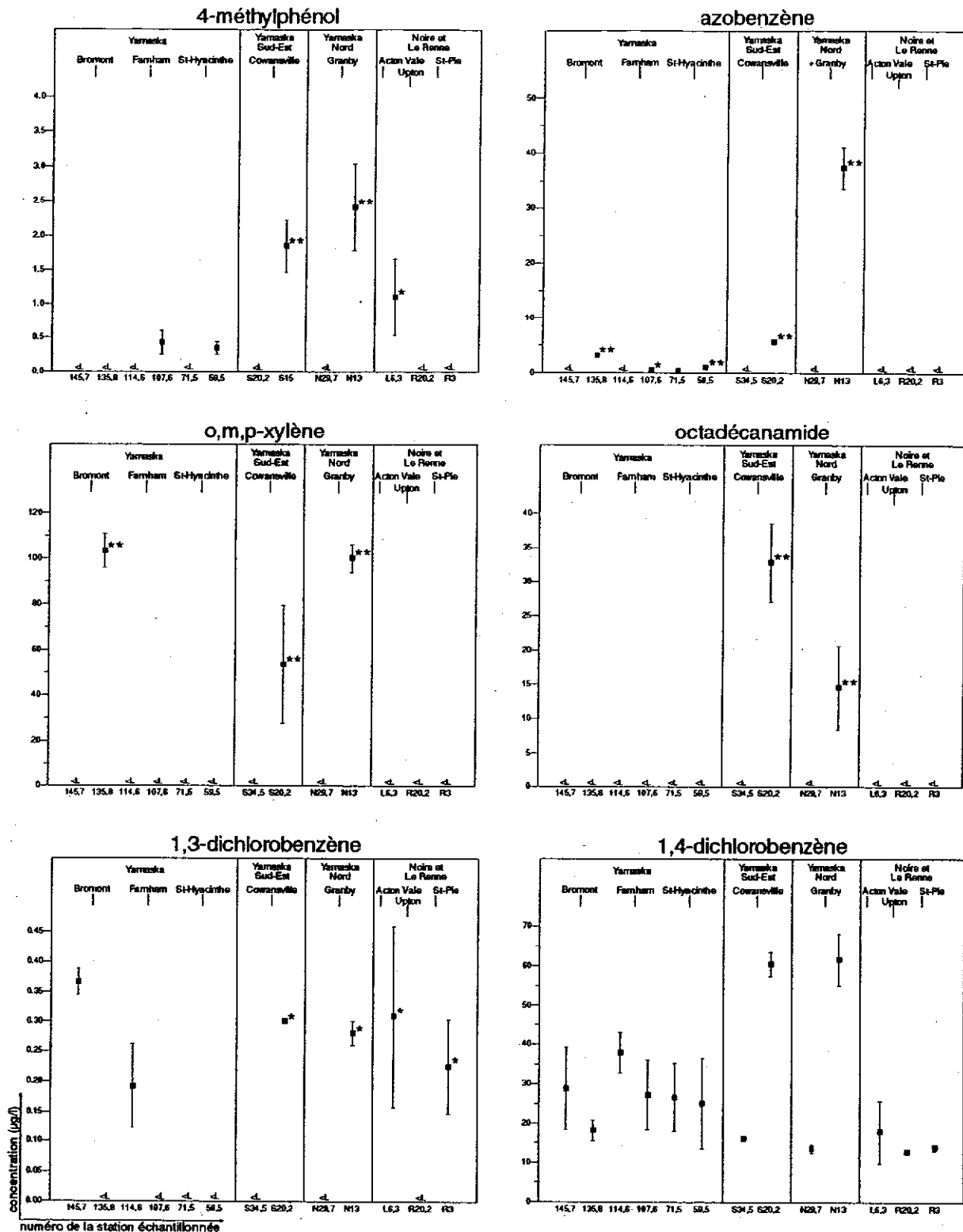
Les résultats d'analyse démontrent que Granby, Cowansville et Acton Vale sont des sources de composés organiques semi-volatils. Ces trois villes rejettent six à huit de ces composés. Farnham, Bromont, Saint-Pie et Saint-Hyacinthe sont des sources secondaires moins importantes avec une à trois substances (figure 12).

Granby et Cowansville présentent des résultats avec beaucoup de similitudes; ce sont en général les mêmes substances qui connaissent des hausses des concentrations. Il y a d'abord, en aval de ces deux villes, des hausses marquées et statistiquement significatives des concentrations de 4-méthylphénol, azobenzène, o,m,p-xylène, octadécanamide, 1,3-dichlorobenzène et 1,2,4-trichlorobenzène (figure 12). Selon les substances, les concentrations en aval de Granby sont 5,6 à 200 fois plus élevées qu'en amont. Granby présente également des hausses significatives de dibenzofurane et d'oxybenzone. C'est d'ailleurs le seul endroit où ce dernier produit a été détecté. À Cowansville, il y a peut-être aussi un apport de benzylbenzoate (figure 12).



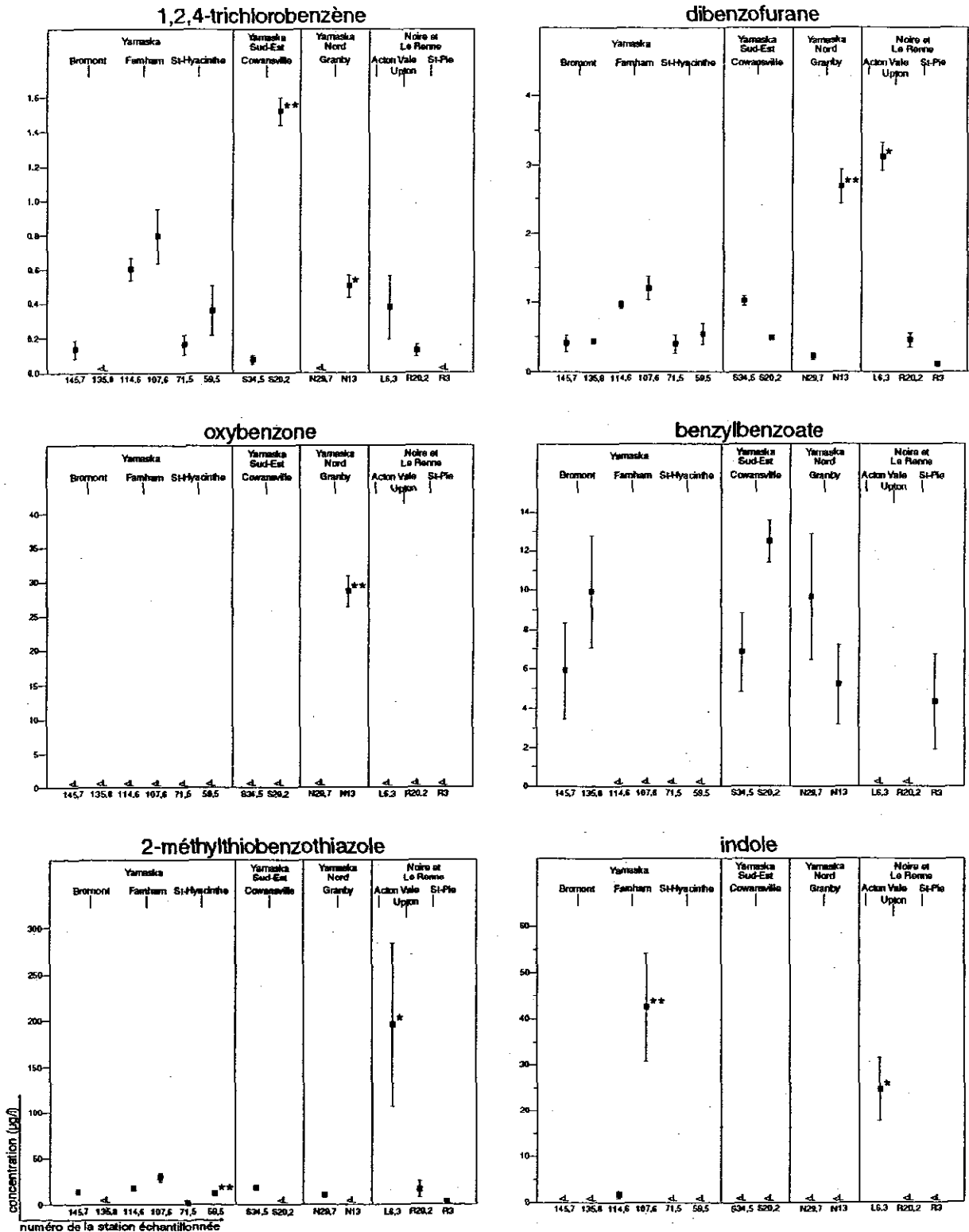
* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD et ** selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)
 < L : inférieur à la limite de détection

Figure 11 Moyennes et erreurs types des concentrations de phtalates dans les cellules à dialyse placées dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires



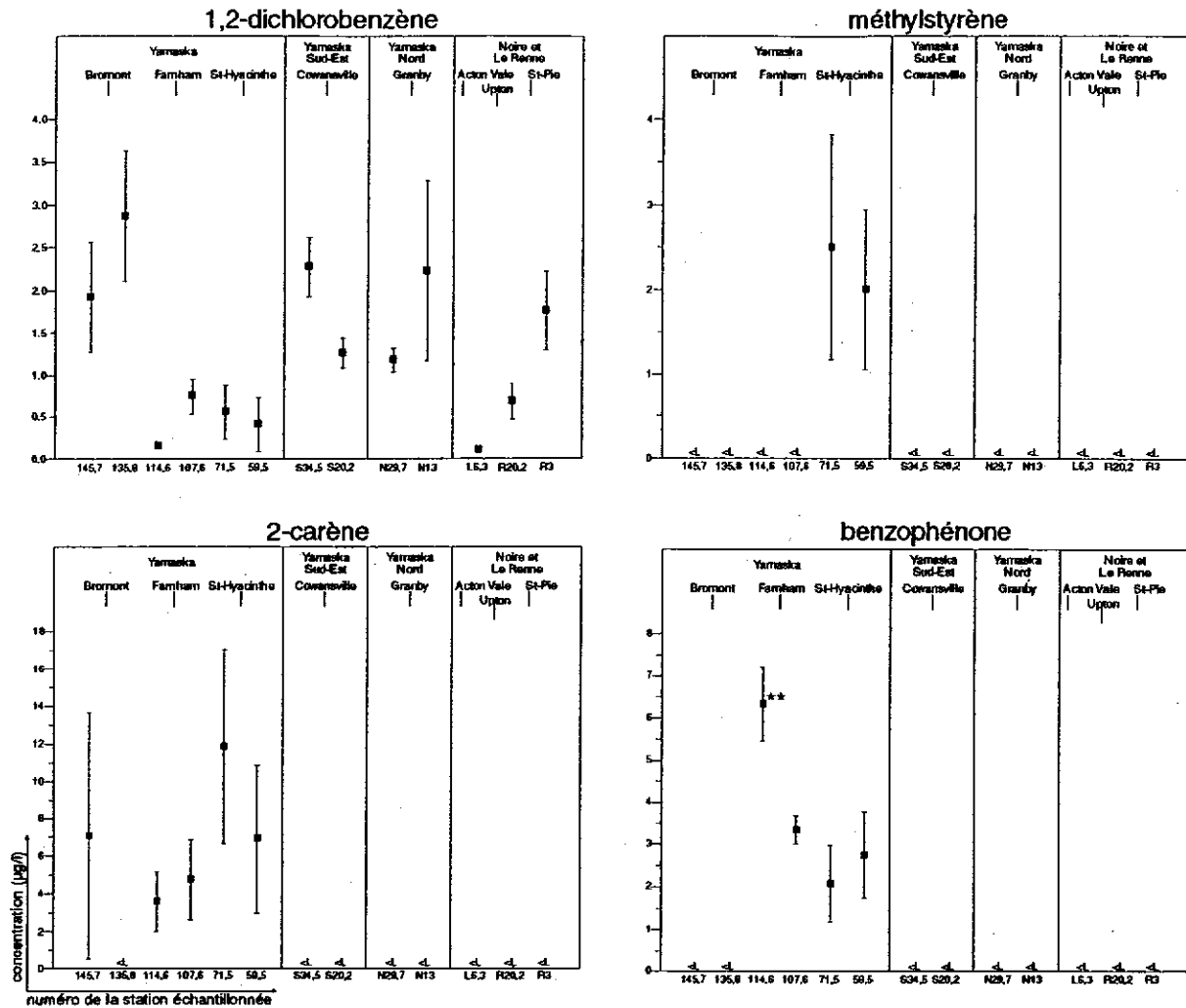
* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD et ** selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)
 < L : inférieur à la limite de détection

Figure 12 Moyennes et erreurs types des concentrations de divers composés organiques semi-volatils dans les cellules à dialyse placées dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires



* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD et ** selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)
 < L : inférieur à la limite de détection

Figure 12 Moyennes et erreurs types des concentrations de divers composés organiques semi-volatils dans les cellules à dialyse placées dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires (suite)



* concentration plus élevée qu'à la station en amont selon le test de Fisher LSD et ** selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)
 < L : inférieur à la limite de détection

Figure 12 Moyennes et erreurs types des concentrations de divers composés organiques semi-volatils dans les cellules à dialyse placées dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires (suite)

À Bromont, plusieurs des composés organiques semi-volatils détectés à d'autres stations sont sous la limite de détection. Par contre, il est clair qu'il s'y rejette de l'azobenzène et de l'o,m,p-xylène, car les concentrations en aval sont significativement plus élevées qu'en amont (figure 12). Les stations en aval de Granby et de Cowansville sont les seules autres où cette dernière substance a été détectée.

Acton Vale présente un profil de contamination différent de ceux de Granby, de Cowansville et de Bromont. Il n'y a pas de station en amont d'Acton Vale, mais il est clair qu'il y a un apport de dibenzofurane et peut-être aussi de 4-méthylphénol, de 2-méthylthiobenzothiazole et d'indole. Acton Vale présente des valeurs élevées de dibenzofurane, différant significativement de celles observées en amont de Cowansville (figure 12).

Les résultats d'analyse du 4-méthylphénol et du 2-méthylthiobenzothiazole sont incertains puisque seules les cellules provenant d'une des deux cages présentent des concentrations élevées. Dans les deux cas, les trois valeurs dans la cage B sont élevées alors que dans la cage A les mesures sont sous les limites de détection. Il est donc impossible de savoir si la cage B a détecté une pollution à laquelle l'autre cage n'a pas été exposée, ou si ses cellules ont été contaminées lors des manipulations. Dans le cas du 2-méthylbenzothiazole, il y a une forte variation inter-cages uniquement à Acton Vale. En éliminant la cage dont les cellules n'ont rien détecté, le degré de signification de l'analyse de variance augmente considérablement. Le diagramme de comparaisons multiples illustré pour ce composé (annexe 7) présente le résultat de cette seconde analyse. Dans le cas de l'indole aussi, les valeurs dans la cage B sont supérieures à celles de la cage A, mais ces dernières sont tout de même nettement supérieures à la limite de détection.

À Farnham aussi il y a un apport d'indole à la rivière; cette ville est, avec Acton Vale, le seul endroit où l'on a détecté cette substance. Les valeurs mesurées en aval de la ville (10 à 80 µg/l) diffèrent significativement des quelques traces décelées en amont. Cette municipalité est aussi une source d'azobenzène (figure 12).

À Saint-Hyacinthe, l'azobenzène et le 2-méthylthiobenzothiazole présentent des concentrations significativement plus élevées en aval qu'en amont (figure 12). La différence des concentrations en azobenzène, même si elle est statistiquement significative, n'est pas très marquée. Le 2-méthylthiobenzothiazole passe toutefois de < 1 à 4 µg/l, en amont, à 5 à 20 µg/l, en aval.

Les cellules à dialyse ont également détectées trois autres substances uniquement dans le cours principal de la Yamaska : le méthylstyrène, le 2-carène et le benzophénone (figure 12). Aucune de ces substances ne présente une hausse marquée de concentrations de l'amont à l'aval des sites à l'étude. Cependant, comme pour l'acénaphthylène et le di-n-butylphtalate, on constate une augmentation marquée et significative des concentrations de benzophénone entre l'aval de Bromont et l'amont de Farnham.

La figure 12 porte à croire qu'il y a également un apport de 1,4-dichlorobenzène à Granby et à Cowansville. Cependant, l'analyse de variance ne trouve pas de différence significative à ces endroits car les teneurs mesurées, tant en amont et qu'en aval, se retrouvent à l'intérieur des gammes de variation obtenues à certaines stations de la Yamaska. L'analyse de variance n'identifie comme significative que les différences entre stations qui sont nettement plus grandes que les différences intra-station.

Acides gras et résiniques

Les résultats de l'analyse des acides gras et résiniques dans les cellules à dialyse semblent indiquer que Cowansville est une source de plusieurs de ces acides (palmitoléique, linoléique, linoléinique et oléique), que Granby et Acton Vale sont des sources d'acide palmitoléique seulement, alors que Farnham serait une source de quatre acides (palmitique, linoléinique, oléique et stéarique), avec des hausses des concentrations toutefois moins marquées (figure 13). Cependant, comme dans les cas des phtalates, les résultats d'analyse des acides gras et résiniques présentent une grande variabilité intra-station, face à laquelle les différences entre stations, même

Tableau 4 Liste des substances présentant une hausse des concentrations à chacun des sites à l'étude dans le bassin de la rivière Yamaska

Site		Substance	P ¹	Facteur d'augmentation	
Granby	métaux	mercure	0,0006	1,4	
		plomb	0,0020	1,3	
	BPC ³	n° 18	0,0650	1,2	
		n° 49	0,0679	1,4	
		n° 44	0,0744	1,4	
		n° 74	0,0044	1,7	
		n° 70	0,0248	1,4	
		n° 101	0,0480	1,5	
		n° 89	0,0202	1,8	
		n° 87	0,0151	1,6	
		n° 110	0,0207	1,8	
		n° 82	0,0046	2,4	
		n° 118	0,0003	2,8	
		n° 105	0,0007	3,3	
		n° 153 + 132	0,0071	1,5	
		n° 128	0,0004	2,8	
		n° 138 + 158	0,0064	1,8	
		n° 170	0,0019	3,3	
		dioxines et furannes ³	1,2,3,6,7,8-H6CDD	0,0012	5,0
	1,2,3,4,6,7,8-H7CDD		0,0003	9,2	
	OCDD		0,0001	12	
	autres H6CDD			10	
	autres H7CDD			12	
	1,2,3,4,6,7,8-H7CDF		0,0005	38	
	OCDF		0,0549	39	
	autres H7CDF			41	
	HAP		1-méthylnaphtalène	0,0100	10
			2-méthylnaphtalène	0,0192	7,5
		acénaphène	0,0001 ²	7,8	
		fluorène	0,0001 ²	15	
		phénanthrène	0,0005 ²	14	
		anthracène	0,0019	13	
		fluoranthène	0,0005 ²	35	
		pyrène	0,0002 ²	55	
		autres C.O.S.V.	1,3-dichlorobenzène	0,0226	5,6
			1,2,4-trichlorobenzène	0,0097	10
	4-méthylphénol		0,0004 ²	9,6	
	dibenzofurane		0,0044 ²	12	
	azobenzène		0,0001 ²	250	
	o,m,p-xylène		0,0001 ²	200	
oxybenzone	0,0001 ²		57		
octadécanamide	0,0001 ²		29		
acides gras	acide palmitoléique	0,0233	9,2		

Tableau 4 Liste des substances présentant une hausse des concentrations à chacun des sites à l'étude dans le bassin de la rivière Yamaska (suite)

Site		Substance	P ¹	Facteur d'augmentation
Acton Vale ³	BPC	n° 18	0,0227	1,3
		n° 74	0,0300	1,3
		n° 118	0,0028	1,7
		n° 105	0,0139	1,6
		n°s 153 + 132	0,0401	1,3
		n° 128	0,0087	1,5
		n° 170	0,0721	1,3
	dioxines et furannes	1,2,3,4,6,7,8-H7CDD	0,0212	2,3
		OCDD	0,0016	2,9
		autres H6CDF		4,6
		autres H7CDF		9,6
	HAP	1-méthylnaphtalène	0,0016	15
		2-méthylnaphtalène	0,0029	10
		fluorène	0,0258	3,6
		acénaphène	0,0001	2,4
	autres C.O.S.V.	1,3-dichlorobenzène	0,0697	6,2
		4-méthylphénol	0,0417	4,4
		dibenzofurane	0,0174	3,1
		indole	0,0001	49
		2-méthylthiobenzothiazole	0,0467	11
acides gras	acide palmitoléique	0,0005	22	
Cowansville	métaux	cuivre	0,1085	1,6
		nickel	0,1016	1,4
	autres C.O.S.V.	1,3-dichlorobenzène	0,0101	6,0
		1,2,4-trichlorobenzène	0,0004 ²	20
		4-méthylphénol	0,0007 ²	7,3
		azobenzène	0,0001 ²	37
		o,m,p-xylène	0,0001 ²	107
		benzylbenzoate	0,0760	1,8
		octadécanamide	0,0001 ²	66
	acides gras	acide palmitoléique	0,0313	6,8
		acide linoléique	0,0033	14
Farnham	métaux	baryum	0,0001 ²	1,8
		mercure	0,0291	1,2
		magnésium	0,0089	1,2
		manganèse	0,0001 ²	2,3
	HAP	acénaphène	0,0377	1,3
		acénaphylène ⁴	0,0003	6,0
	phtalates	di-n-butylphtalate ⁴	0,0012	6,2
	autres C.O.S.V.	azobenzène	0,0181	3,1

Tableau 4 Liste des substances présentant une hausse des concentrations à chacun des sites à l'étude dans le bassin de la rivière Yamaska (suite)

Site	Substance	P ¹	Facteur d'augmentation	
Farnham (suite)	autres C.O.S.V. (suite)	indole	0,0001 ²	25
		benzophénone ⁴	0,0001 ²	13
Saint-Pie	métaux	magnésium	0,0001 ²	1,6
		plomb	0,0244	1,2
	HAP autres C.O.S.V.	2-méthylnaphtalène	0,0192	4,6
		1,3-dichlorobenzène	0,0870	4,5
Bromont	autres C.O.S.V.	azobenzène	0,0001 ²	21
		o,m,p-xylène	0,0001 ²	206
St-Hyacinthe	métaux	mercure	0,0001 ²	1,5
		autres C.O.S.V.	azobenzène	0,0007 ²
		2-méthylthiobenzothiazole	0,0012	6,0

¹ probabilité associée à la valeur du test de comparaison a posteriori Fisher LSD

² cas significatifs selon le test de Tukey-Kramer $\alpha = 0,05$

³ la comparaison est faite avec la station en amont de Cowansville

⁴ valeur élevée à la station en amont de Farnham par rapport à l'amont du cours d'eau
autres C.O.S.V. : composés organiques semi-volatils autres que HAP et phtalates

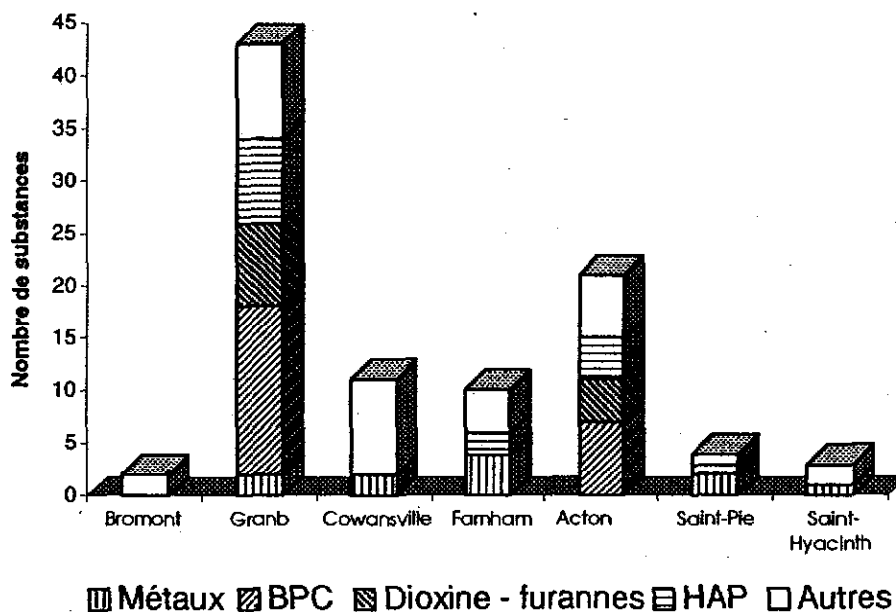


Figure 15

Nombre de substances toxiques présentant des hausses significatives de Concentration à chacun des sites à l'étude

indique que la concentration totale de mercure en aval de Granby est 1,4 fois (40 %) plus élevée que celle en amont.

Granby

Avec 43 substances qui présentent des hausses des concentrations, Granby est le site qui affiche la plus longue et la plus préoccupante liste de substances toxiques. Les mousses aquatiques ont révélé la présence de BPC, de dioxines et de furannes en concentrations plus élevées que partout ailleurs au Québec où cette technique a été utilisée. Ce résultat confirme ceux de Lapierre (1999) qui rapportent de très fortes concentrations de BPC dans le poisson en aval de cette municipalité.

Granby est également une source de mercure, de plomb et de HAP. Presque tous les HAP décelés dans le bassin présentent à cet endroit les plus fortes augmentations observées pour les municipalités à l'étude. Selon les HAP, les concentrations en aval de Granby sont 7,5 à 55 fois plus élevées qu'en amont.

Les cellules à dialyse ont permis de détecter à Granby, en plus des HAP, des apports de huit autres composés organiques semi-volatils : le 1,3-dichlorobenzène, le 1,2,4-dichlorobenzène, le 4-méthylphénol, le dibenzofurane, l'azobenzène, le o,m,p-xylène, l'oxybenzone et l'octadécanamide. Plusieurs de ces substances n'ont pas été détectées en amont de la ville alors qu'elles sont présentes en aval.

En plus des trois endroits où le sol est contaminé, Granby compte près de 20 entreprises dans les secteurs des textiles, de la chimie, de la métallurgie et de la transformation métallique. Seule une caractérisation des effluents de ces entreprises permettrait d'identifier l'origine exacte des substances mis en lumière dans la présente étude. Les résultats présentés dans La Violette (1999) suggèrent que les rejets de Granby ont un impact majeur sur la communauté de poissons de la rivière Yamaska Nord.

Acton Vale

Avec 21 substances, Acton Vale est le deuxième site le plus préoccupant après Granby. Il s'y rejette des BPC, des dioxines, des furannes, des HAP et divers autres composés organiques semi-volatils. Sans atteindre les teneurs observées à Granby, les concentrations de BPC à Acton Vale sont élevées et cette ville est, possiblement, à l'origine de l'importante contamination du poisson observée dans la rivière Noire (Lapierre, 1999).

Il n'y a pas de station en amont d'Acton Vale pour examiner les apports probables de cette municipalité située en tête de bassin sur le tributaire Le Renne. Toutefois, en comparant les concentrations mesurées à la station en aval d'Acton Vale à celles obtenues aux autres stations, plusieurs substances se démarquent nettement comme le dibenzofurane, le 2-méthylthiobenzothiazole, l'indole et l'acide palmitoléique. De plus, cinq HAP, soit les 1- et 2-méthylnaphtalène, l'acénaphène, le fluorène et le pyrène, affichent à cet endroit les valeurs maximales du bassin.

Une source potentielle de ces substances était l'usine de La Corporation des tapis Peerless qui, à part des établissements du secteur agro-alimentaire, était la seule entreprise d'Acton Vale à rejeter des eaux de procédé. Cette usine a été détruite par un incendie le 29 juin 1998.

Cowansville

Cowansville se caractérise par des apports de sept composés organiques semi-volatils autres que les HAP, dont certains, comme le 4-méthylphénol, l'azobenzène, l'o,m,p-xylène et l'octadécanamide, étaient aussi rejetés à Granby. Trois de ces quatre substances ainsi que le 1,2,4-trichlorobenzène présentent de très fortes hausses, avec des teneurs 20 à 107 plus élevées en aval qu'en amont de la ville. Il y a aussi des apports d'acides gras (palmitoléique et linoléique) et possiblement de métaux (cuivre et nickel). Contrairement aux sites précédents, on n'y a pas détecté d'apports évidents en BPC, en dioxines et furannes, et en HAP. À Cowansville, plusieurs entreprises des secteurs du textile, de la transformation métallique et de la chimie sont susceptibles de rejeter ces toxiques. Il en résulte un impact évident sur les organismes benthiques et surtout sur le poisson qui habite la rivière Yamaska Sud-Est (St-Onge, 1999; La Violette, 1999).

Farnham

À Farnham, on note des hausses de quatre métaux, dont le mercure, et de quelques substances toxiques organiques. La substance qui présente la plus forte hausse des concentrations est l'indole, dont les teneurs en aval sont 25 fois plus élevées qu'en amont. L'origine de cette substance est inconnue, mais il est intéressant de noter que le seul autre endroit où elle a été détectée est Acton Vale et que les deux villes ont en commun la présence de fabriques de tapis. Farnham est également sous l'effet des rejets des municipalités en amont. En effet, plusieurs des substances rejetées à Granby, notamment les BPC, se retrouvent en concentrations assez élevées à Farnham. De plus, trois substances, l'acénaphylène, le di-n-butylphtalate et le benzophénone, présentent dans la partie amont de la ville de nettes augmentations des concentrations par rapport à celles mesurées plus haut sur le cours d'eau. Ces substances proviennent peut-être d'un apport aéroporté local.

Comme dans les cas qui précèdent, les sources exactes de ces substances ne peuvent être identifiées sur la seule base des présents résultats. Farnham comprend des entreprises dans les secteurs des textiles, de la transformation métallique, de la chimie et du bois. Les rejets de Farnham ont possiblement un impact sur la faune habitant la rivière Yamaska. En effet, la communauté benthique y est en mauvais état (St-Onge, 1999) et les poissons présentent à cet endroit un fort taux d'anomalies (La Violette, 1999).

Saint-Pie

Deux métaux et deux composés organiques semblent présenter des hausses à Saint-Pie. Ce site est moins préoccupant que ceux décrits précédemment car les hausses des concentration sont moins marquées et les teneurs atteintes, moins élevées. Saint-Pie comprend une entreprise du

secteur de la transformation métallique, mais les apports de toxiques détectés peuvent aussi venir de la rivière Mawcook, qui draine les eaux de Roxton Pond.

On observe, dans ce tronçon de la rivière Noire, une dégradation des communautés benthiques et piscicoles (La Violette, 1999; St-Onge, 1999). Il est difficile de savoir quelle part de cette dégradation est due aux toxiques détectés, aux rejets urbains de Saint-Pie, aux industries agro-alimentaires qui s'y trouvent ou, encore, à l'augmentation des pressions d'origine agricole dans cette partie du bassin.

Bromont et Saint-Hyacinthe

On trouve à Bromont et à Saint-Hyacinthe des concentrations généralement plus faibles qu'aux autres sites et seulement quelques substances y présentent des hausses. Ces substances sont, à Bromont, l'azobenzène et l'o,m,p-xylène, et à Saint-Hyacinthe c'est le mercure, l'azobenzène et le 2-méthylthiobenzothiazole. Même s'il y a une hausse des concentrations pour ces substances, les valeurs atteintes en aval de ces deux villes demeurent faibles, sauf pour le xylène, à Bromont. De plus, les études biologiques réalisées en même temps que la présente ne révèlent pas d'impact évident à ces endroits, comme c'est le cas à Granby, Farnham et Cowansville.

Comparaison à d'autres cours d'eau et suites à donner

Il ressort de l'ensemble des résultats que Granby, Acton Vale, Farnham et Cowansville sont des sites préoccupants en ce qui a trait à la contamination du milieu aquatique par les substances toxiques. On y note un grand nombre de substances qui présentent des hausses substantielles des concentrations dans le milieu aquatique. On y observe aussi des impacts sur le benthos et le poisson, sauf à Acton Vale où aucune mesure à caractère biologique n'a été réalisée. De ces quatre sites, Granby retient vraiment l'attention, tant par le nombre de substances que par les concentrations mesurées, surtout en ce qui a trait aux BPC et aux dioxines et furannes.

Ce constat général a des points communs avec ceux des rivières Richelieu, Saint-Maurice, L'Assomption et Saint-François. Il y a, dans ces bassins aussi, des sites qui affichent une longue liste de contaminants, alors que moins de substances toxiques ont été trouvées dans les rivières Chaudière et Châteauguay (figure 16). Par rapport aux autres cours d'eau étudiés avec les mêmes méthodes, les résultats obtenus sur la Yamaska se singularisent sur deux points :

- Granby, pour sa longue liste de contaminants, dont les BPC en fortes teneurs;
- le fait qu'il s'agit d'un constat post-assainissement alors que, sur les autres cours d'eau, les fortes contaminations ont surtout été trouvées en aval de municipalités qui ne traitaient pas encore leurs eaux usées.

Les résultats de la présente étude viennent corroborer un fait bien connu : les stations d'épuration municipales ne peuvent retenir toutes les substances toxiques susceptibles d'être rejetées par les sources industrielles. C'est le cas, par exemple, à Granby où 17 entreprises, autres que du secteur

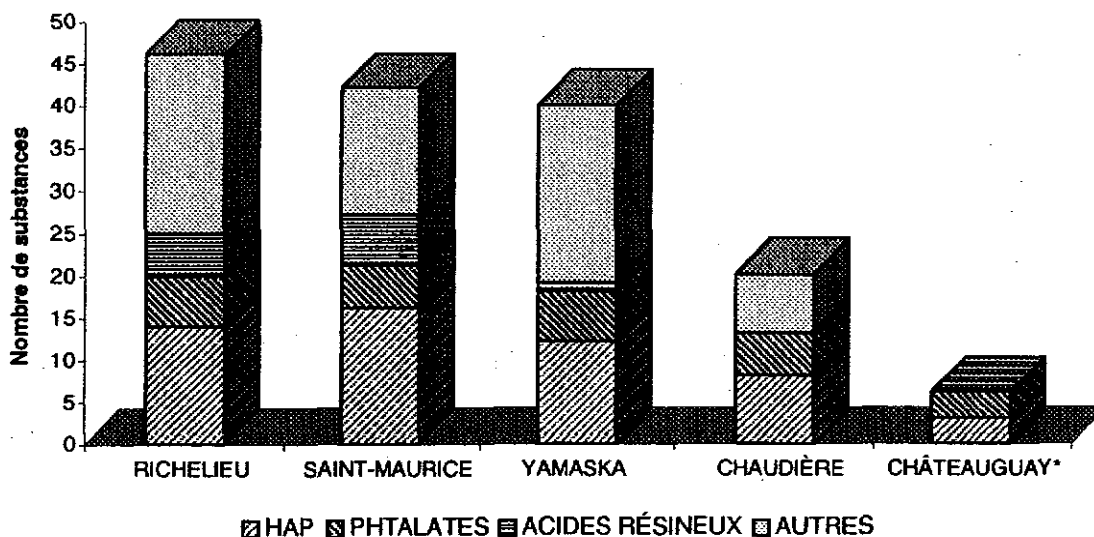


Figure 16 Nombre de substances toxiques détectées dans les cellules à dialyse placées dans cinq cours d'eau du Québec

agro-alimentaire, rejettent des eaux de procédé dans le réseau d'égout. Pour l'assainissement des eaux de la rivière Yamaska, il faudra ainsi porter une attention particulière aux rejets industriels même si ceux-ci sont acheminés à une station d'épuration municipale et ce, notamment, à Acton Vale, Cowansville, Farnham et à Granby.

Arriver à un tel constat en 1999 peut paraître étonnant. Il faut toutefois rappeler que ce portrait de la contamination de la Yamaska par les toxiques a été rendu possible par l'emploi de techniques d'échantillonnage et d'analyse en laboratoire qui permettent de détecter les substances en très faibles concentrations. Sans ces méthodes, un grand nombre des toxiques détectés dans cette étude seraient passés inaperçus. Finalement, il est à noter que les BPC, les dioxines et les furannes rejetés à Granby et à Acton Vale sont des organochlorés persistants qui font partie de la *Liste des substances prioritaires* dont la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* vise l'élimination virtuelle.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier plusieurs membres du personnel du ministère de l'Environnement qui ont contribué à la réalisation de cette étude: Paul Harrison et Denis Robichaud, pour l'échantillonnage; Charles Brochu, Christian DeBlois, Andrée Gendron, Marc Gignac, Gertrude Guay, Guy Hamelin, Gilles Labbé, Annie Laverdière, Hélène Lemaire, Serge Moore, Nicole Nadeau, Louise Simoneau, Danielle Thomassin, Lucie Tremblay, Paule Tremblay, Diane Veillette et Louise Vromet, pour les analyses chimiques; François Belle-Isle pour la

révision linguistique; Nathalie Milhomme, pour la dactylographie et la mise en forme; Francine Matte-Savard, pour le graphisme. Nos remerciements vont également à Andrée Gendron, étudiante au doctorat en sciences de l'environnement à l'Université du Québec à Montréal et Pierre Fortin, de la Direction régionale de la Montérégie du ministère de l'Environnement, qui ont lu et judicieusement commenté la version préliminaire de ce rapport.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AULIO, K., 1985. « Metal Accumulation Capacity of Five Species of Sphagnum Moss », *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 35 : 439-442.

BERRYMAN, D., 1996a. *Le bassin versant de la rivière Saint-François : contamination de l'eau par les métaux et certaines substances toxiques organiques*, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN960252, rapport n° EA-1, 44 p. et 4 annexes.

BERRYMAN, D., 1996b. *Le bassin versant de la rivière Châteauguay : contamination de l'eau par les métaux et certaines substances toxiques organiques*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN960453, rapport n° EA-6, 34 p. et 4 annexes.

BERRYMAN, D., 1993. *Mise à l'essai et comparaison de cinq traceurs de substances toxiques dans la rivière L'Assomption*, ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, envirodoq n° EN920513, coll. QEN/QE-79/1, 84 p. et 4 annexes.

BERRYMAN, D., 1991. *Mise à l'essai et comparaison de cinq traceurs de substances toxiques sur le Saint-Maurice*, ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, envirodoq n° 910345, coll. QEN/QE 72/1, 74 p.

BERRYMAN, D. et A. NADEAU, 1998a. Le bassin versant de la rivière Chaudière : contamination de l'eau par les métaux et certaines substances organiques toxiques, section 3, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN980022.

BERRYMAN, D. et A. NADEAU, 1998b. Le bassin versant de la rivière Richelieu : contamination de l'eau par les métaux et certaines substances organiques toxiques, section 2, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Richelieu : état de l'écosystème aquatique - 1995*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN980604, rapport n° EA-13.

BIRKHOLZ, D.A., R. ROGERS, J.S. GOUDEY et J. SEVIGNY, 1996. *Incorporation of Toxicity Tests and SPMDs in the Design of Environmental Impact Assessments*. Compte rendu du 23^e Atelier de Toxicologie Aquatique.

BURTON, M. A., 1990. « Terrestrial and Aquatic Bryophytes as Monitors of Environmental Contaminants in Urban and Industrial Habitats », *Botanical Journal of the Linnean Society*, 104 : 267-280.

CONSEIL CANADIEN DES MINISTÈRES DES RESSOURCES ET DE L'ENVIRONNEMENT (CCMRE), 1987. *Recommandations pour la qualité des eaux du Canada*..

CONOVER, W. J., 1980. *Practical Non-parametric Statistics*, 2nd edition, New York, Wiley, 462 p.

CRECELIUS, E. A., G. A. RAUSINA, W. R. BIGGS et W. R. GALA, 1996. « Using Semipermeable Membrane Devices (SPMDS) to Estimate Bioconcentration Potential of Petroleum Additives », dans Society of Environmental Toxicology and Chemistry, *Abstract Book*, Washington, 17th Annual Meeting, 17-21 novembre 1996, p. 311.

HERVE, S., R. PAUKKU, J. PAASIVIRTA, P. HEINONEN et A. SÖDERGREN, 1991. « Uptake of Organochlorines from Lake Water by Hexane-Filled Dialysis Membranes and by Mussels », *Chemosphere*, 22(11) : 997-1001.

HOFELT, C.S., et D. SHEA, 1996. « *The Semipermeable Membrane Device : Configuration and Kinetics* », dans Society of Environmental Toxicology and Chemistry, *Abstract Book*, Washington, 17th Annual Meeting, 17-21 novembre 1996, p. 29.

HUCKINS, J. N., J. D. PETTY, J. C. MEADOWS, K. R. ECHOLS, R. W. GALE, J. A. LEBO, C. E. ORAZIO et D. E. TILLITT, 1996. « How Chemical Uptake by Semipermeable Membrane Device (SPMDs) Relates to Bioconcentration and Basis Comparison », dans Society of Environmental Toxicology and Chemistry, *Abstract Book*, Washington, 17th Annual Meeting, 17-21 novembre 1996, p. 217.

HUCKINS, J. N., M. W. TUBERGEN et G. K. MANUWEERS, 1990. « Semipermeable Membranes Devices Containing Model Lipid: A New Approach to Monitoring the Bioavailability of Lipophilic Contaminants and Estimating their Bioconcentration Potential », *Chemosphere*, 20(5) : 533-552.

HUFF, T., G. FOSTER et D. KELSO, 1996. « Use of Semipermeable Membrane Devices for Estimating Bioconcentration Factors of Hydrophobic Organic Contaminants in *Corbicula* », dans Society of Environmental Toxicology and Chemistry, *Abstract Book*, Washington, 17th Annual Meeting, 17-21 novembre 1996, p. 217.

LALONDE, GIROUARD, LETENDRE ET ASSOCIÉS, 1993. *Rejet de HAP à l'environnement au Canada*, 1990, rapport préparé pour Environnement Canada, région du Québec, Montréal, pagination multiple.

LAPIERRE, L., 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : contamination des poissons en 1995, section 4, dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : l'état de*

l'écosystème aquatique, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.

LA VIOLETTE, N., 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu, section 6, dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : l'état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.

LEFKOVITZ, L. et E. CRECELIUS, 1996. « The Use of SPMDs Consisting of Polyethylene Alone to Predict Dissolved-Phase Organics in the Columbia River », dans Society of Environmental Toxicology and Chemistry, *Abstract Book*, Washington, 17th Annual Meeting, 17-21 novembre 1996, p. 217.

MACKAY, D., E. BENNET et T. METCALFE, 1996. « A Fundamental Study and Predictive Model of the Uptake and Release of Chemicals by Semipermeable Membrane Devices (SPMDs) », dans Society of Environmental Toxicology and Chemistry, *Abstract Book*, Washington, 17th Annual Meeting, 17-21 novembre 1996, p. 30.

MAKEPEACE, D. K., D. W. SMITH ET S. J. STANLEY. 1995. « Urban Storm Water Quality : Summary of Contaminant Data », *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 25(2) : 93-139.

MEF, 1998. *Les orientations du ministère de l'Environnement et de la Faune pour 1998 - 1999*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, envirodoq n° EN97014, 23 p.

MOUVET, C., 1991. *Métaux lourds et mousses aquatiques - Standardisation des aspects analytiques - 1^{er} phase : tests préliminaires à la calibration multilaboratoires*, BRGM, Service géologique national, rapport n° R 32 744, PR 9304600317, 68 p.

MOUVET, C., 1986. *Métaux lourds et mousses aquatiques - Synthèse méthodologique*, Rapport de l'Agence de l'eau Rhin - Meuse et de l'Agence de l'eau Rhône - Méditerranée - Corse, 110 p.

NATO/CCMS, 1998. *International Toxicity Equivalency Factor (I-TEF), Method of Risk Assessment for Complex Mixtures of Dioxins and Related Compounds*, Report n° 176, Brussel North Atlantic Treaty Organization.

PARROT, J. L., P. V HODSON, D. E. TILLITT, D. T. BENNIE et M. E. COMBA, 1996a. *Accumulation of Fish Mixed Function Oxygenase Inducers by Semipermeable Membrane Devices in River Water and Effluents, Athabasca River, August and September, 1994*, Edmonton, Alberta, Canada, Northern River Basins Study, Project report ISSN 1192-3571, n° 127, 62 p.

PARROT, J. L., J. J. WHYTE, S. M. BACKUS et M. E. COMBA, 1996b. *Accumulation of Fish Mixed Function Oxygenase Inducers by Semipermeable Membrane Devices in River Water and Effluents, Athabasca, Peace and Wapiti Rivers, August and September, 1995*, Edmonton, Alberta, Canada, Northern River Basins Study, Project report ISSN 1192-3571, n° 83, 31 p. et annexes.

PETTY, J. D., J. N. HUCKINS, D. B. MARTIN et T. G. ADORNATO, 1995. « Use of Semipermeable Membrane Devices (SPMDs) to Determine Bioavailable Organochlorine Pesticide Residues in Streams Receiving Irrigation Drainwater », *Chemosphere*, 30(10) : 1891-1903.

PRIMEAU, S., N. LA VIOLETTE, D. BERRYMAN, J. ST-ONGE E et L. LAPIERRE, 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : profil géographique, sources de pollution et interventions d'assainissement, section 1, dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : l'état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.

S.A.S. INSTITUTE, 1989. *SAS/STAT User's Guide, Version 6, Fourth Edition*, vol. 2, Cary NC, 943 p.

SATAKE, K. et M. NISHIKAWA, 1990. « Accumulation of scandium in the shoots of Aquatic Bryophytes in Acid Water », *Hydrobiologia*, 199 : 173-177.

SAY, P. J., J. P. C. HARDING et B. A. WHITTON, 1981. « Aquatic Mosses as Monitors of Heavy Metal Contamination in the River Etherow, Great Britain », *Environmental Pollution*, (Series B), 2 : 295-307.

SCHOLZ, N. J., B. M. MENZEL et D. THÖMANN, 1997. « Are Phtalates Esters Bioaccumulating and Persisting Chemicals », dans Society of Environmental Toxicology and Chemistry, *Abstract Book*, Washington, 18th Annual Meeting, 16-20 novembre 1997, p. 90.

SÖDERGREN, A., 1987. « Solvent-Filled Dialysis Membranes Simulate Uptake of Pollutants by Aquatic Organisms », *Environmental Science and Technology*, 21(9) : 855-859.

SÖDERGREN, A., 1990. « Monitoring of Persistent Lipophilic Pollutants in Water and Sediment by Solvent-Filled Dialysis Membranes », *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 19 : 143-149.

SODERLUND, S., A. FORSBERG et M. PEDERSEN, 1988. « Concentrations of Cadmium and Other Metals in *Fucus vesiculosus* L. and *Fontinalis dalecarlica* Br. Eur. from the Northern Baltic Sea and the Southern Bothnian Sea », *Environmental Pollution*, 51 : 97-212.

ST-ONGE, J., 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu, section 5, dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : l'état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.

WHYTE, J. J., N. KARROW, S. MAGDIC, D. G. DIXON et N. C. BOLS, 1996. « Use of SPMDs and Rainbow Trout to Examine CYP1A1 Induction in Creosote Contaminated Mesocosms », dans Society of Environmental Toxicology and Chemistry, *Abstract Book*, Washington, 17th Annual Meeting, 17-21 novembre 1996, p. 217.

Annexe 1 Liste des substances toxiques analysées dans les mousses aquatiques et leur limite de détection

Substance	Limite de détection	Substance	Limite de détection
Métaux		Congénères de BPC¹ (suite)	
Aluminium	1 mg/kg	n° 177	10 à 70 pg/g
Baryum	1 mg/kg	n° 171	1 à 40 pg/g
Béryllium	1 mg/kg	n° 180	4 à 30 pg/g
Cadmium	0,5 mg/kg	n° 191	1 à 20 pg/g
Cobalt	1 mg/kg	n° 170	1 à 40 pg/g
Chrome	0,5 mg/kg	n° 199	1 à 7 pg/g
Cuivre	0,5 mg/kg	n° 195	1 à 6 pg/g
Fer	0,5 mg/kg	n° 194	4 à 20 pg/g
Magnésium	5 mg/kg	n° 205	1 à 50 pg/g
Manganèse	0,5 mg/kg	n° 208	1 à 10 pg/g
Mercure	0,03 mg/kg	n° 206	1 à 9 pg/g
Nickel	0,5 mg/kg	n° 209	1 à 3 pg/g
Plomb	1 mg/kg	Dioxines chlorées¹	
Vanadium	0,5 mg/kg	2378-TCDD	0,7 à 2 pg/g
Zinc	0,5 mg/kg	12378-P5CDD	0,5 à 1 pg/g
Congénères de BPC¹		123478-H6CDD	0,6 à 1 pg/g
n° 18	8 à 30 pg/g	123678-H6CDD	0,4 à 1 pg/g
n° 17	2 à 10 pg/g	123789-H6CDD	0,4 à 1 pg/g
n° 31+28	1 à 50 pg/g	1234678-H7CDD	0,4 à 2 pg/g
n° 33	40 à 200 pg/g	OCDD	0,2 à 2 pg/g
n° 52	10 à 50 pg/g	Dioxines homologues¹	
n° 49	3 à 60 pg/g	T4CDD	0,7 à 2 pg/g
n° 44	1 à 40 pg/g	P5CDD	0,5 à 1 pg/g
n° 74	20 à 60 pg/g	H6CDD	0,4 à 1 pg/g
n° 70	10 à 30 pg/g	H7CDD	0,4 à 2 pg/g
n° 95	9 à 80 pg/g	Furannes chlorés¹	
n° 101	40 à 100 pg/g	2378-T4CDF	0,4 à 3 pg/g
n° 99	60 à 300 pg/g	12378-P5CDF	0,8 à 2 pg/g
n° 87	40 à 200 pg/g	23478-P5CDF	0,7 à 2 pg/g
n° 110	8 à 70 pg/g	123478-H6CDF	0,3 à 1 pg/g
n° 82	40 à 200 pg/g	123678-H6CDF	0,2 à 1 pg/g
n° 118	7 à 60 pg/g	234678-H6CDF	0,3 à 1 pg/g
n° 105	8 à 40 pg/g	123789-H6CDF	0,3 à 1 pg/g
n° 151	30 à 200 pg/g	1234678-H7CDF	0,4 à 1 pg/g
n° 149	1 à 60 pg/g	1234789-H7CDF	0,4 à 2 pg/g
n° 153+132	2 à 9 pg/g	OCDF	0,2 à 2 pg/g
n° 138+158	20 à 200 pg/g	Furannes homologues¹	
n° 128	1 à 30 pg/g	T4CDF	0,4 à 3 pg/g
n° 156	1 à 10 pg/g	P5CDF	0,7 à 2 pg/g
n° 169	1 à 4 pg/g	H6CDF	0,2 à 1 pg/g
n° 187	20 à 100 pg/g	H7CDF	0,4 à 1 pg/g
n° 183	20 à 100 pg/g		

¹ Limite de détection variable selon le poids de l'échantillon

Annexe 2 Liste des substances toxiques analysées dans les cellules à dialyse et leur limite de détection

Substance	Limite de détection	Substance	Limite de détection
Acides gras et résiniques		Composés organiques semi-volatils (suite)	
Acide palmitoléique	2 µg/l	Acénaphène	0,5 µg/l
Acide palmitique	1 µg/l	Dibenzofurane	0,05 µg/l
Acide linoléique	4 µg/l	2,4-dinitrotoluène	0,5 µg/l
Acide linoléique	4 µg/l	Diéthylphthalate	0,1 µg/l
Acide oléique	4 µg/l	Fluorène	0,05 µg/l
Acide stéarique	4 µg/l	4-chlorophénylphényl éther	0,5 µg/l
Acide pimarique	1 µg/l	2,4-dinitrophénol	15 µg/l
Acide sandaracopimarique	1 µg/l	4-nitrophénol	2 µg/l
Acide isopimarique	1 µg/l	4-nitroaniline	1,5 µg/l
Acide palustrique + lévopimarique	3 µg/l	2-méthyl-4,6-dinitrophénol	2 µg/l
Acide déhydroabiétique	1 µg/l	N-nitrosodiphénylamine	2 µg/l
Acide abiétique	2 µg/l	Azobenzène	0,3 µg/l
Acide néoabiétique	1 µg/l	4-bromophénylphényl éther	0,1 µg/l
Acide 9,10-dichlorostéarique	1 µg/l	Hexachlorobenzène	0,1 µg/l
Acide chlorodéhydroabiétique	2 µg/l	Pentachlorophénol	2 µg/l
Acide dichlorodéhydroabiétique	1 µg/l	Phénanthrène	0,1 µg/l
Composés organiques semi-volatils		Anthracène	0,1 µg/l
Phénol	0,1 µg/l	Di-N-butylphthalate	2 µg/l
Aniline	0,5 µg/l	Fluoranthène	0,1 µg/l
Bis(2-chloroéthyl)éther	0,2 µg/l	Pyrène	0,1 µg/l
2-chlorophénol	0,3 µg/l	Butylbenzylphthalate	2 µg/l
1,3-dichlorobenzène	0,1 µg/l	Benzo(a)anthracène	0,2 µg/l
1,4-dichlorobenzène	0,5 µg/l	Chrysène	0,3 µg/l
Benzyl alcool	0,5 µg/l	Bis(2-éthylhexyl)phthalate	1 µg/l
1,2-dichlorobenzène	0,1 µg/l	Di-N-octylphthalate	1 µg/l
2-méthylphénol	0,5 µg/l	Benzo(b)fluoranthène	0,05 µg/l
Bis(2-chloroisopropyl)éther	0,1 µg/l	Benzo(k)fluoranthène	0,05 µg/l
4-méthylphénol	0,5 µg/l	Benzo(a)pyrène	0,1 µg/l
N-nitrosodi-n-propylamine	0,1 µg/l	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,2 µg/l
Hexachloroéthane	1 µg/l	Dibenzo(a,h)anthracène	0,5 µg/l
Nitrobenzène	0,3 µg/l	Benzo(g,h,i)pérylène	0,3 µg/l
Isophorone	1 µg/l	2,6-dinitrotoluène	2 µg/l
2-nitrophénol	1 µg/l	Carbazole	0,5 µg/l
2,4-diméthylphénol	0,5 µg/l	o,m,p-xylène	1 µg/l
Bis(2-chloroéthoxy)méthane	0,1 µg/l	benzothiazole	1 µg/l
2,4-dichlorophénol	1 µg/l	1-méthylnaphthalène	1 µg/l
1,2,4-trichlorobenzène	0,1 µg/l	benzylbenzoate	1 µg/l
Naphtalène	0,05 µg/l	Oxybenzone	1 µg/l
4-chloroaniline	0,1 µg/l	Octadécaneamide	1 µg/l
Hexachlorobutadiène	0,2 µg/l	Méthylstyrène	1 µg/l
4-chloro-3-méthylphénol	1 µg/l	2-carène	1 µg/l
2,4,6-trichlorophénol	1 µg/l	Indole	1 µg/l
2,4,5-trichlorophénol	1 µg/l	Hexachlorocyclopentadiène	0,5 µg/l
2-chloronaphtalène	0,1 µg/l	2-nitrotoluène	1 µg/l
2-nitroaniline	1,5 µg/l	3-nitrotoluène	1 µg/l
Diméthylphthalate	0,1 µg/l	4-nitrotoluène	1 µg/l
Acénaphylène	0,05 µg/l	Métolachlor	1 µg/l
3-nitroaniline	0,1 µg/l	2-méthylthiobenzothiazole	1 µg/l
2-méthylnaphthalène	0,05 µg/l	benzophénone	1 µg/l

Annexe 3 Sommaire des méthodes d'analyse chimique

1. Métaux dans les mousses aquatiques

Pour les métaux autres que le mercure (Mn, Fe, Mg, Cu, Zn, Ni, Al, V, Pb, Cr et Cd), la méthode commence par une digestion à l'acide nitrique concentré. La digestion est suivie d'une solubilisation dans un mélange d'acide nitrique et d'acide chlorhydrique. Le dosage est ensuite effectué sur un appareil au plasma. Dans le cas des tissus végétaux (mousses aquatiques), la solubilisation est effectuée dans du peroxyde d'hydrogène. Pour l'analyse du mercure, la digestion débute avec un mélange d'acide nitrique et d'acide sulfurique concentré, et se poursuit avec du permanganate de potassium. Le précipité est dissous dans du peroxyde d'hydrogène, puis dosé à l'aide d'un détecteur de mercure.

2. BPC, dioxines et furannes dans les mousses aquatiques

Les tissus biologiques sont d'abord lyophilisés durant 48 heures, puis extraits au soxhlet au toluène. L'extrait est ensuite purifié sur une colonne multicouches et une colonne d'alumine. L'extrait résultant est concentré à l'aide d'un évaporateur rotatif et sous un jet d'azote, jusqu'à ce qu'il soit sec. Il est alors dissous avec une solution étalon pour injection, puis injecté dans un système de chromatographie en phase gazeuse, où les différents composés sont séparés. Ceux-ci pénètrent ensuite dans le spectromètre de masse haute résolution (GC-MS), où ils sont dosés.

Les 41 congénères spécifiques de BPC sont rapportés individuellement, et le paramètre « BPC totaux » est rapporté grâce à la somme des BPC spécifiques et des autres BPC, calculée à l'aide d'un facteur de réponse moyen. Le dosage en GC-MS permet de rapporter les groupes homologues.

3. Composés organiques semi-volatils et acides gras et résiniques dans les cellules à dialyse

Dans le cas des acides gras et résiniques, la méthode consiste en un échange de solvant suivi d'une dérivation au diazométhane produite dans un microsystème. Le dosage s'effectue à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse couplé à un spectromètre de masse à secteur magnétique à haute résolution. Des standards internes deutérés sont utilisés lors de la quantification.

La même méthode est suivie pour l'analyse des phénols, sauf que les standards internes sont des produits marqués au carbone 13.

Dans le cas des HAP, la méthode consiste en un échange de solvant suivi d'un dosage par chromatographe en phase gazeuse « on column », couplé à un spectromètre de masse à secteur magnétique à haute résolution. Des standards internes deutérés sont utilisés pour la quantification.

Annexe 4 Traitement statistique des données

Le traitement des données se fait substance par substance. Il commence par une analyse de variance à deux critères de classification : la cage et la station. Cette analyse vérifie l'hypothèse nulle (H_0) à l'effet que les concentrations moyennes à toutes les stations sont égales. Dans les cas où cette hypothèse est rejetée, il faut effectuer un test a posteriori de comparaison des concentrations aux différentes stations pour trouver entre quelles stations se situent les différences significatives.

Plusieurs tests permettent de faire cette comparaison. Le choix du test dépend du genre d'erreur de type I que l'on désire contrôler. Certains tests contrôlent au seuil nominal (0,05, par exemple) la probabilité de l'erreur de type I de chacune des comparaisons (comparaison-wise error rate) effectuées, mais ne contrôlent pas l'erreur sur l'ensemble des comparaisons (experiment-wise error rate). D'autres tests font exactement l'inverse. Pour la présente étude, il est jugé préférable de contrôler au seuil nominal l'erreur de chacune des comparaisons, car le principal objectif est de comparer, substance par substance et site par site, les teneurs en amont et en aval des sites à l'étude. Il est important que chacune de ces comparaisons se fasse avec une erreur de type I connue et contrôlée au seuil nominal (0,05).

Pour cette raison, le test de comparaison a posteriori Fisher LSD a été employé pour comparer les teneurs en amont et en aval des sites à l'étude. Avec ce test, la probabilité de faire une erreur de type I sur l'ensemble des comparaisons effectuées devient supérieure au seuil nominal. Cette probabilité augmente avec le nombre de comparaisons effectuées et elle est difficile à estimer. S.A.S. Institute (1989) propose une formule permettant de faire une estimation pessimiste de la probabilité de faire une telle erreur. À sept comparaisons, comme dans le cas de la présente étude, on arrive pour chaque substance à une probabilité maximale de 0,30 de faire une erreur de type I.

À titre indicatif, le test de Tukey-Kramer a également été appliqué aux données, en seconde analyse. Ce test permet de contrôler l'erreur globale de l'ensemble des comparaisons à la valeur nominale, mais il ne contrôle pas l'erreur de chaque comparaison. Le test de Tukey-Kramer étant très conservateur, cette erreur est faible, ce qui mène à un taux élevé d'erreurs de type II. Cela veut dire que le test ne détecte pas toujours une différence, alors que, dans les faits, cette différence existe. Seuls les cas qui présentent de très grands écarts de moyennes sont alors retenus comme significatifs. Dans la présente étude, par exemple, les cas qui se sont révélés significatifs selon le test de Tukey-Kramer ont presque tous une valeur de P inférieure à 0,0006 pour le test Fisher LSD.

Le modèle de variance qui s'applique au plan d'échantillonnage utilisé est un modèle hiérarchisé (« nested design »), puisque les mesures dans les stations dépendent de la variation entre les cages et de celle entre les traceurs à l'intérieur de chaque cage. Une première source de variation, appelée erreur expérimentale, consiste en la différence entre les stations. La seconde source, l'erreur d'échantillonnage, est la somme de l'erreur « inter-cage » à l'intérieur d'une station et de l'erreur « inter-traceur » à l'intérieur d'une même cage. Les différences entre les stations sont testées à partir de l'erreur expérimentale, et la validité des tests de Fisher dépend de l'homogénéité de l'erreur d'échantillonnage entre les stations. Une analyse de variance faite sur les valeurs résiduelles

du modèle constituant l'erreur expérimentale (test d'homogénéité de Levene) permet de vérifier si l'erreur d'échantillonnage est homogène entre les stations.

Il s'avère que pour toutes les substances chimiques analysées, la variance résiduelle aux différentes stations n'est pas homogène. Cela n'est pas surprenant, surtout pour les substances qui ne sont pas détectées à certaines stations. Dans ces cas extrêmes, la variance est nulle aux stations où toutes les valeurs sont sous la limite de détection, alors qu'elle peut être élevée aux stations où la substance est présente. Cette violation du postulat d'homogénéité de la variance ne conduit pas nécessairement à une violation d'interprétation des résultats. Conover (1980) explique que dans de tels cas, une analyse de variance sur les rangs des données doit être faite; si les résultats sont similaires à l'analyse de variance sur les données métriques, il conclut que la violation du postulat de l'analyse de variance n'a pas conduit à une erreur d'interprétation des résultats et que l'analyse de variance paramétrique est valide. Dans les cas où les résultats diffèrent, il faut les interpréter à partir de l'analyse de variance sur les rangs. Ces cas sont indiqués dans l'annexe 5 présentant les niveaux de probabilité des ratios F obtenus de l'analyse de variance. Par ailleurs, une transformation logarithmique a été appliquée à toutes les données. Cette transformation ne peut qu'aider à réduire l'hétérogénéité des variances, même si pour certaines substances elle n'était pas absolument nécessaire.

Les concentrations mesurées de plusieurs toxiques se retrouvent sous le seuil de détection des appareils de laboratoire. Une valeur égale à la moitié de la limite de détection a été attribuée aux concentrations des substances non détectées pour pouvoir les inclure dans le traitement statistique.

Pour les BPC, les dioxines et les furannes, l'analyse de variance selon le modèle hiérarchisé présente des problèmes d'ordre mathématique. En effet, on obtient dans certains cas des ratios F négatifs. Cela est dû au fait que le plan d'échantillonnage n'est pas équilibré, avec seulement une analyse dans l'une des cages. Il a été possible de vérifier si la variation entre les cages était significativement différente de celle existant entre les sachets d'une même cage. Ce n'était pas le cas. Les données ont donc été regroupées pour réaliser une analyse de variance à un seul critère de classification, soit la station de mesure. Les résultats sur les BPC présentés dans ce rapport proviennent de cette dernière analyse.

De plus, dans le cas des BPC, des dioxines et des furannes, il n'y a en général que deux ou trois mesures par station, à cause du coût très élevé de l'analyse de ces substances au laboratoire. Pour cette raison, un seuil α de 0,10 a été retenu pour le test Fisher LSD, plutôt que le traditionnel 0,05. L'utilisation d'un niveau de signification un peu moins élevé contribue à diminuer la probabilité de faire une erreur de type II. Cette probabilité est élevée lorsque l'effectif est petit et que le niveau de signification est élevé. Toutes les analyses ont été faites à l'aide du progiciel S.A.S. (S.A.S. Institute, 1989).

Finalement, pour les dioxines et les furannes, les données sont analysées sur la base des dioxines et furannes totaux de même qu'en unités toxiques. Ces unités sont basées sur les facteurs internationaux d'équivalence toxique pour les sept dioxines et les dix furannes les plus toxiques et les plus persistants, c'est-à-dire ceux qui ont des atomes de chlore aux positions 2, 3, 7 et 8 (NATO/CCMS, 1988).

Annexe 5 Résultats de l'analyse de variance des concentrations de substances toxiques aux différentes stations de mesure dans le bassin de la rivière Yamaska

Substance	F	P	Substance	F	P
Métaux			Dioxines et furannes		
Aluminium	6,7	0,0009	1,2,3,6,7,8-H6CDD	4,2	0,0547
Baryum	17,4	0,0001	1,2,3,7,8,9-H6CDD	0,8	0,5654
Cobalt	1,9	0,1323	1,2,3,4,6,7,8-H7CDD	21,0	0,0010
Chrome	7,6	0,0005	OCDD	37,6	0,0002
Cuivre ¹	2,8	0,0376	2,3,7,8-T4CDF	1,5	0,3087
Fer	3,5	0,0172	1,2,3,4,6,7,8-H7CDF	18,2	0,0014
Mercure	14,5	0,0001	OCDF	2,6	0,1431
Magnésium	10,6	0,0001	Totaux	40,5	0,0001
Manganèse	10,5	0,0001			
Nickel	10,5	0,0001	HAP		
Plomb	12,4	0,0001	Naphtalène	0,85	0,6046
Vanadium	16,1	0,0001	1-méthylnaphtalène	3,64	0,0142
Zinc	8,6	0,0002	2-méthylnaphtalène	4,18	0,0079
			Acénaphylène	5,99	0,0015
BPC			Acénaphène	131	0,0001
n° 18	10,67	0,0014	Fluorène	11,61	0,0001
n° 17	1,74	0,2246	Phénanthrène	7,63	0,0004
n° 31+28	5,44	0,0141	Anthracène ¹	2,97	0,0798
n° 33 ²	5,85	0,0145	Fluoranthène	5,72	0,0019
n° 52	6,17	0,0095	Pyrène	7,72	0,0004
n° 49	7,38	0,0052			
n° 44	8,11	0,0038	Phtalates		
n° 74 ²	7,60	0,0047	Diméthylphtalate	1,00	0,4960
n° 70	14,40	0,0005	Diéthylphtalate	2,41	0,0645
n° 95	2,56	0,1040	Di-n-butylphtalate	4,72	0,0046
n° 101 ¹	3,45	0,0510	Butylbenzylphtalate	1,54	0,2244
n° 99	14,14	0,0005	Bis(2-éthylhexyl)phtalate	1,11	0,4222
n° 87	9,30	0,0023	Di-n-octylphtalate	1,29	0,3254
n° 110	7,77	0,0044			
n° 82	32,13	0,0001	Autres C.O.S.V.		
n° 118	21,82	0,000	1,3-dichlorobenzène	3,64	0,0142
n° 105	82,76	0,0001	1,4-dichlorobenzène	1,06	0,4596
n° 151	0,54	0,7435	1,2-dichlorobenzène	3,78	0,0121
n° 149	1,61	0,2522	4-méthylphénol	5,48	0,0023
n° 153 + 132	5,99	0,0135	1,2,4-trichlorobenzène	6,08	0,0014
n° 138 + 158	23,53	0,0001	Dibenzofurane	4,86	0,0040
n° 128	40,39	0,0001	Azobenzène	82,67	0,0001
n° 156	50,15	0,0001	o,m,p-xylène	2387	0,0001
n° 170	57,72	0,0001	Benzylbenzoate	3,44	0,0177
n° 199	0,60	0,7024	Oxybenzone	37861	0,0001
n° 206	1,43	0,3211	Octadécanamide	45,13	0,0001
Totaux	7,05	0,0061	Méthylstyrène	0,90	0,5664

Annexe 5 Résultats de l'analyse de variance des concentrations de substances toxiques aux différentes stations de mesure dans le bassin de la rivière Yamaska (suite)

Substance	F	P
Autres C.O.S.V.² (suite)		
2-carène	2,28	0,0771
2-méthylthiobenzothiazole	3,41	0,1033
Benzophénone	37,49	0,0001
Indole	15,38	0,0001
Acides gras et résiniques		
Acide palmitoléique	5,67	0,0020
Acide palmitique	1,40	0,2785
Acide linoléique	0,61	0,8004
Acide linoléique	2,38	0,0669
Acide oléique	1,58	0,2113
Acide stéarique	1,49	0,2436
Acide déhydroabiétique	0,74	0,6955

¹ Résultat de l'analyse de variance sur les rangs

² Autres C.O.S.V. : composés organiques autres que HAP et phtalates

Annexe 6 Probabilité associée à la valeur de F du test de comparaison a posteriori (Fisher LSD) des teneurs en amont et en aval des sites à l'étude dans le bassin de la rivière Yamaska

Substance	St-Hyacinthe	Farnham	Bromont	St-Pie	Granby	Cowansville	Acton Vale ¹
Métaux							
Aluminium	0,0078	0,0257	0,5578	0,2548	0,0337	0,4902	0,7221
Baryum	0,1146	0,0001	0,9201	0,0852	0,1714	0,0120	0,0028
Béryllium	0,2247	0,2247	1,0000	0,2247	0,2247	1,0000	1,0000
Chrome	0,1351	0,1531	0,1701	0,0357	0,8236	0,5084	0,0168
Cuivre	0,5940	0,4587	0,6449	0,9396	0,6388	0,1085	0,5942
Fer	0,4415	0,0839	0,2226	0,0046	0,3529	0,0403	0,0258
Mercure	0,0001	0,0291	0,0032	0,1302	0,0006	0,3561	0,0139
Magnésium	0,0309	0,0089	0,4867	0,0001	0,0009	0,2140	0,1174
Manganèse	0,7059	0,0001	0,2992	0,7420	0,0520	0,6979	0,1894
Nickel	0,0564	0,5094	0,0687	0,1479	0,3983	0,1016	0,0116
Plomb	0,6505	0,0791	0,1292	0,0244	0,0020	0,6598	0,0237
Vanadium	0,9314	0,1060	0,0339	0,7189	0,7071	0,9017	0,0111
Zinc	0,1069	0,0002	0,2938	0,0066	0,3462	0,3394	0,0034
BPC¹							
n° 18		0,0088	0,0206		0,0650	0,3370	0,0227
n°s 31+28		0,2860	0,1885		0,2042	0,7387	0,1737
n° 33		0,6087	0,1593		0,7793	0,3092	0,3056
n° 52		0,3417	0,0990		0,2861	0,3977	0,7509
n° 49		0,6241	0,1038		0,0679	0,7163	0,2525
n° 44		0,9616	0,1604		0,0744	0,9123	0,5169
n° 74		0,2310	0,0857		0,0044	0,0001	0,0300
n° 70		0,1970	0,0219		0,0248	0,3727	0,1847
n° 101		0,4592	0,7466		0,0480	0,3690	0,2419
n° 99		0,0976	0,9428		0,0202	0,3520	0,3520
n° 87		0,1202	0,7055		0,0151	0,4676	0,1856
n° 110		0,1397	0,7472		0,0207	0,6428	0,9105
n° 82		0,0227	0,4900		0,0046	0,1828	0,1891
n° 118		0,0119	0,0247		0,0003	0,0217	0,0028
n° 105		0,0069	0,5468		0,0007	0,1209	0,0139
n°s 153+132		0,0216	0,4804		0,0071	0,1378	0,0401
n° 128		0,0015	0,5820		0,0004	0,0620	0,0087
n° 156		0,2646	0,3411		0,1061	0,8103	0,3815
n°s 138+158		0,0296	0,7670		0,0064	0,5873	0,1083
n° 170		0,0188	0,1058		0,0019	0,8374	0,0721
Dioxines et furannes¹							
1,2,3,6,7,8-H6CDD		1,0000	1,0000		0,0116	1,0000	0,1340
1,2,3,4,6,7,8-H7CDD		0,0058	0,1036		0,0003	0,1389	0,0212
OCDD		0,0005	0,5734		0,0001	0,0601	0,0016
1,2,3,4,6,7,8-H7CDF		0,0023	1,0000		0,0005	1,0000	1,0000

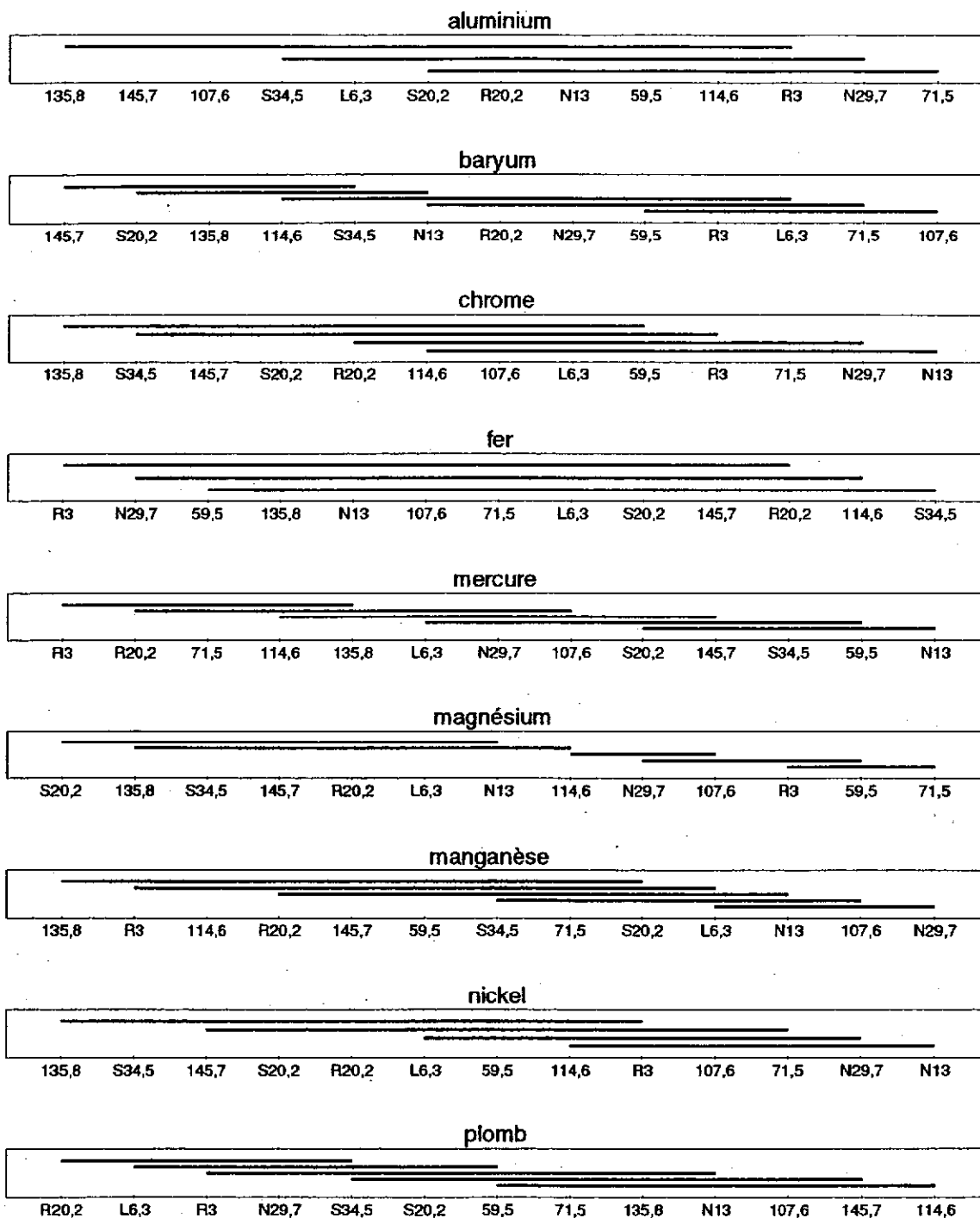
Annexe 6 Probabilité associée à la valeur de F du test de comparaison a posteriori (Fisher LSD) des teneurs en amont et en aval des sites à l'étude dans le bassin de la rivière Yamaska (suite)

Substance	St-Hyacinthe	Farnham	Bromont	St-Pie	Granby	Cowansville	Acton Vale ¹
HAP							
2-méthyl-naphtalène	0,2651	0,0909	0,4457	0,0192	0,0192	0,5248	0,0029
1-méthyl-naphtalène	0,5220	0,2789	0,6097	0,1320	0,0100	0,7033	0,0016
Acénaphthylène	0,3756	0,5161	0,1073	0,1502	1,0000	0,2170	0,2048
Acénaphthène	1,0000	0,0377	0,3062	1,0000	0,0001	0,0001	0,0001
Fluorène	0,6804	0,9805	0,0357	0,5353	0,0001	0,0591	0,0258
Phénanthrène	0,7761	0,5579	0,2205	0,0280	0,0005	0,0043	0,8861
Anthracène	0,8357	0,1481	1,0000	1,0000	0,0019	0,1933	0,9530
Fluoranthène	0,9394	0,1444	0,5193	0,5695	0,0005	0,0164	0,0500
Pyrène	0,9041	0,3299	0,6231	0,4566	0,0002	0,3924	0,1959
Phtalates							
Diéthylphtalate	0,5030	0,2449	0,8755	0,1463	0,8063	0,2248	0,0444
Di-n-butylphtalate	0,8916	0,9495	0,0272	0,0878	0,0906	0,3048	0,0320
Autres C.O.S.V.²							
Phénol	1,0000	1,0000	0,2294	1,0000	1,0000	0,2615	0,0914
1,3-dichlorobenzène	1,0000	0,0563	0,0056	0,0870	0,0226	0,0101	0,0697
1,2-dichlorobenzène	0,7271	0,1331	0,3719	0,1692	0,9797	0,6731	0,0029
4-méthylphénol	0,6220	0,4996	1,0000	1,0000	0,0004	0,0007	0,0417
1,2,4-trichlorobenzène	0,4456	0,9740	0,4984	0,2737	0,0097	0,0004	0,1895
Dibenzofurane	0,4020	0,8262	0,2847	0,0218	0,0044	0,2794	0,0174
Oxybenzone	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,0001	1,0000	1,0000
Benzophénone	0,3028	0,0033	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
Carbazole	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,0359
Azobenzène	0,0007	0,0181	0,0001	1,0000	0,0001	0,0001	1,0000
o,m,p-xylène	1,0000	1,0000	0,0001	1,0000	0,0001	0,0001	1,0000
Octadécaneamide	1,0000	1,0000	0,0001	1,0000	0,0001	0,0001	1,0000
Benzylbenzoate	1,0000	1,0000	0,3692	0,2310	0,9378	0,0760	0,1085
Indole	1,0000	0,0001	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,0001
2-carène	0,3781	0,2852	0,5020	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
Acides gras et résiniques							
Acide palmitoléique	0,1710	0,4610	0,4399	0,0792	0,0233	0,0313	0,0005
Acide linoléique	0,4647	0,1576	0,6280	0,0408	0,6389	0,0033	0,0197

¹ les teneurs sont comparées à celles de la station en amont de Cowansville (S34,5)

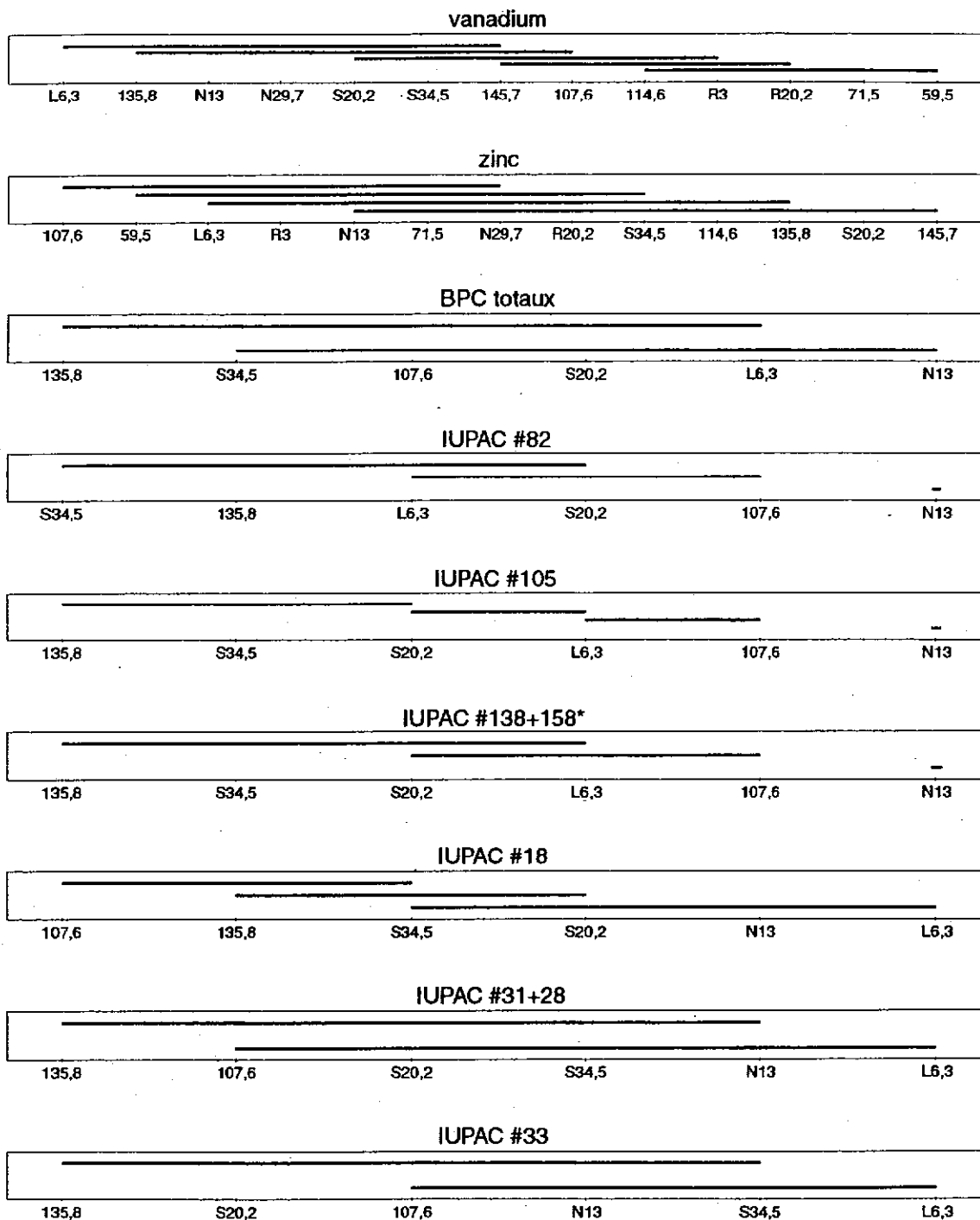
² Autres C.O.S.V. : composés organiques semi-volatils autres que HAP et phtalates

Annexe 7 Diagrammes de comparaison des concentrations de substances toxiques dans les traceurs placés dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires



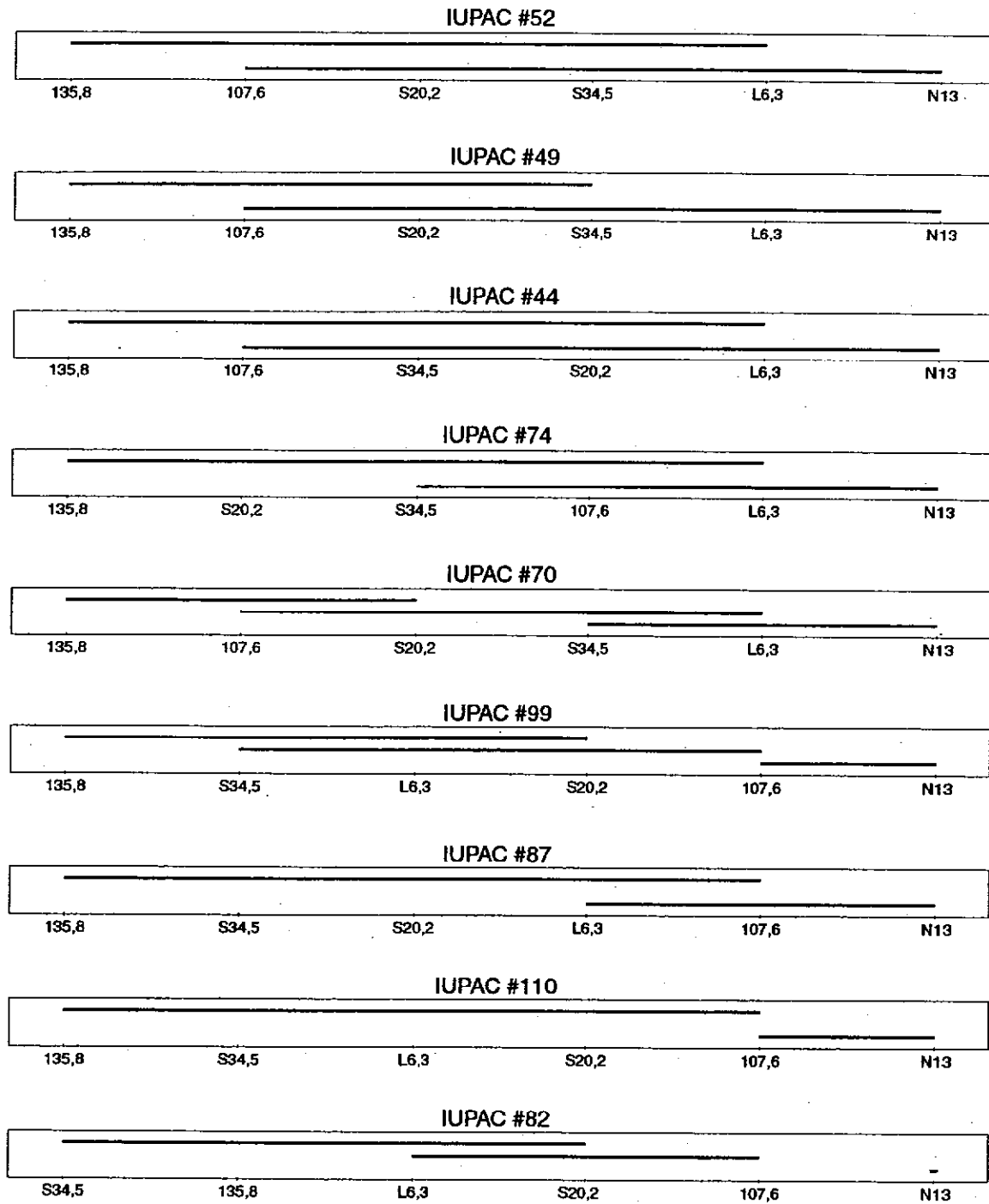
Les concentrations aux stations reliées par une ligne ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)

Annexe 7 Diagrammes de comparaison des concentrations de substances toxiques dans les traceurs placés dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires (suite)



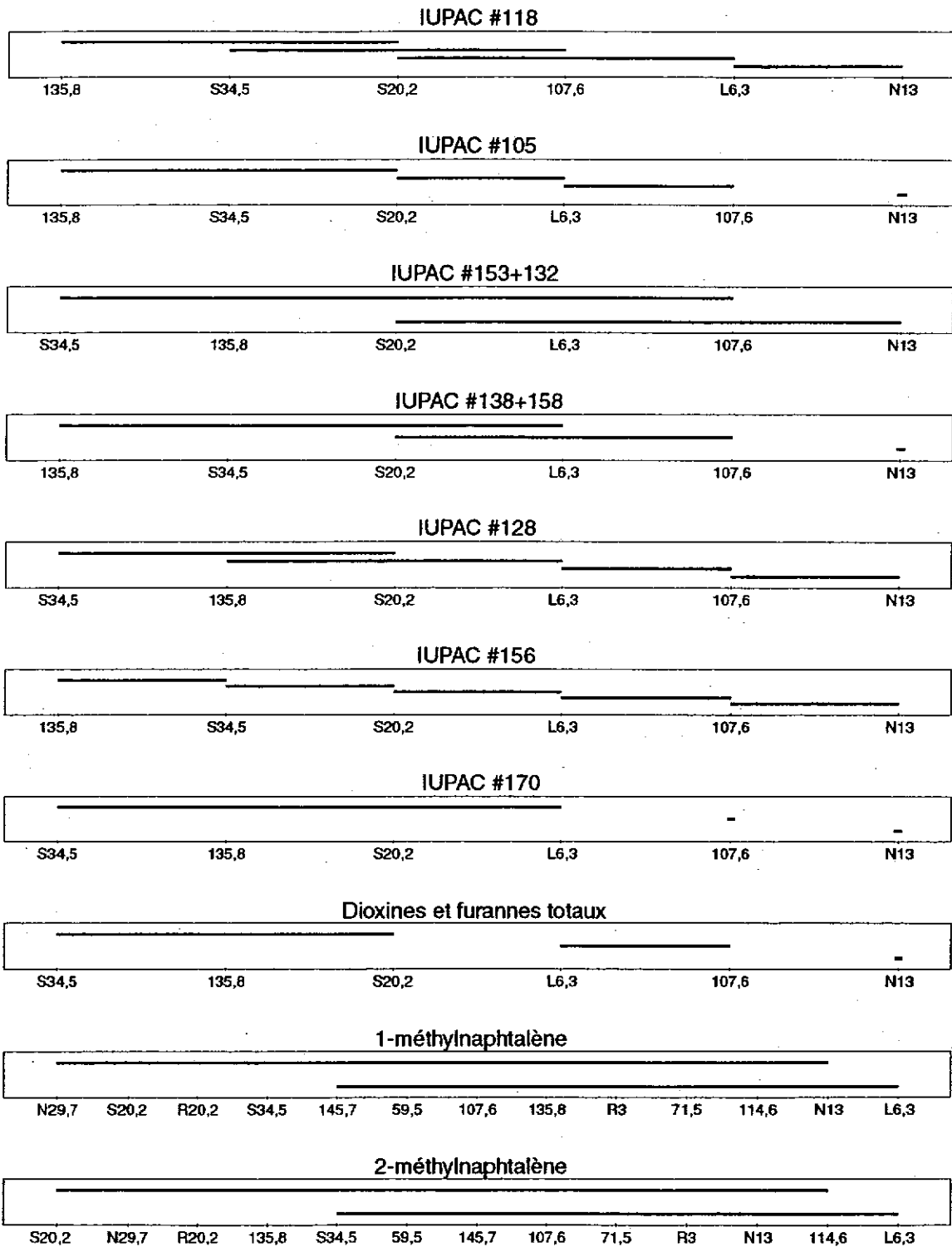
Les concentrations aux stations reliées par une ligne ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)

Annexe 7 Diagrammes de comparaison des concentrations de substances toxiques dans les traceurs placés dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires (suite)



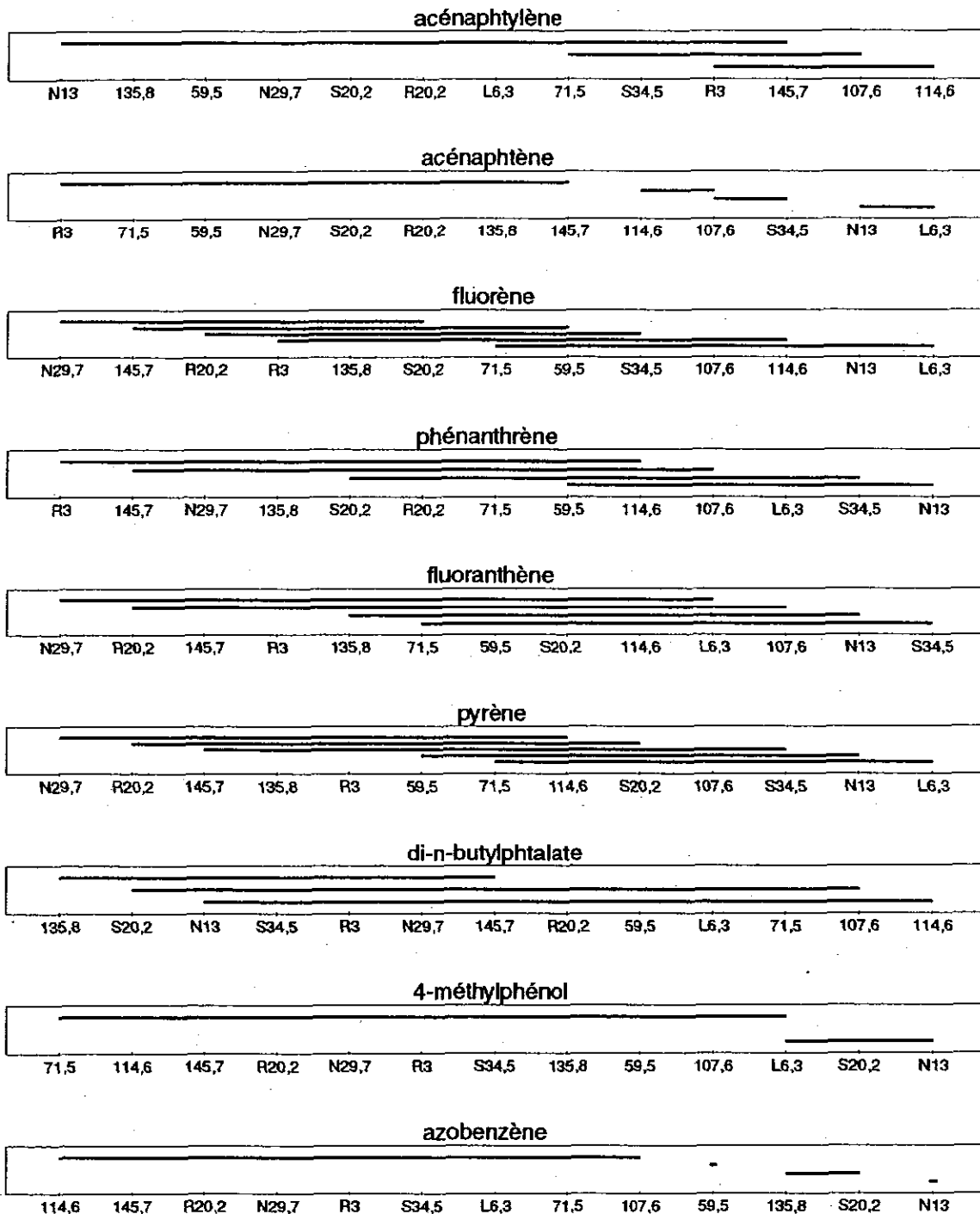
Les concentrations aux stations reliées par une ligne ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)

Annexe 7 Diagrammes de comparaison des concentrations de substances toxiques dans les traceurs placés dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires (suite)



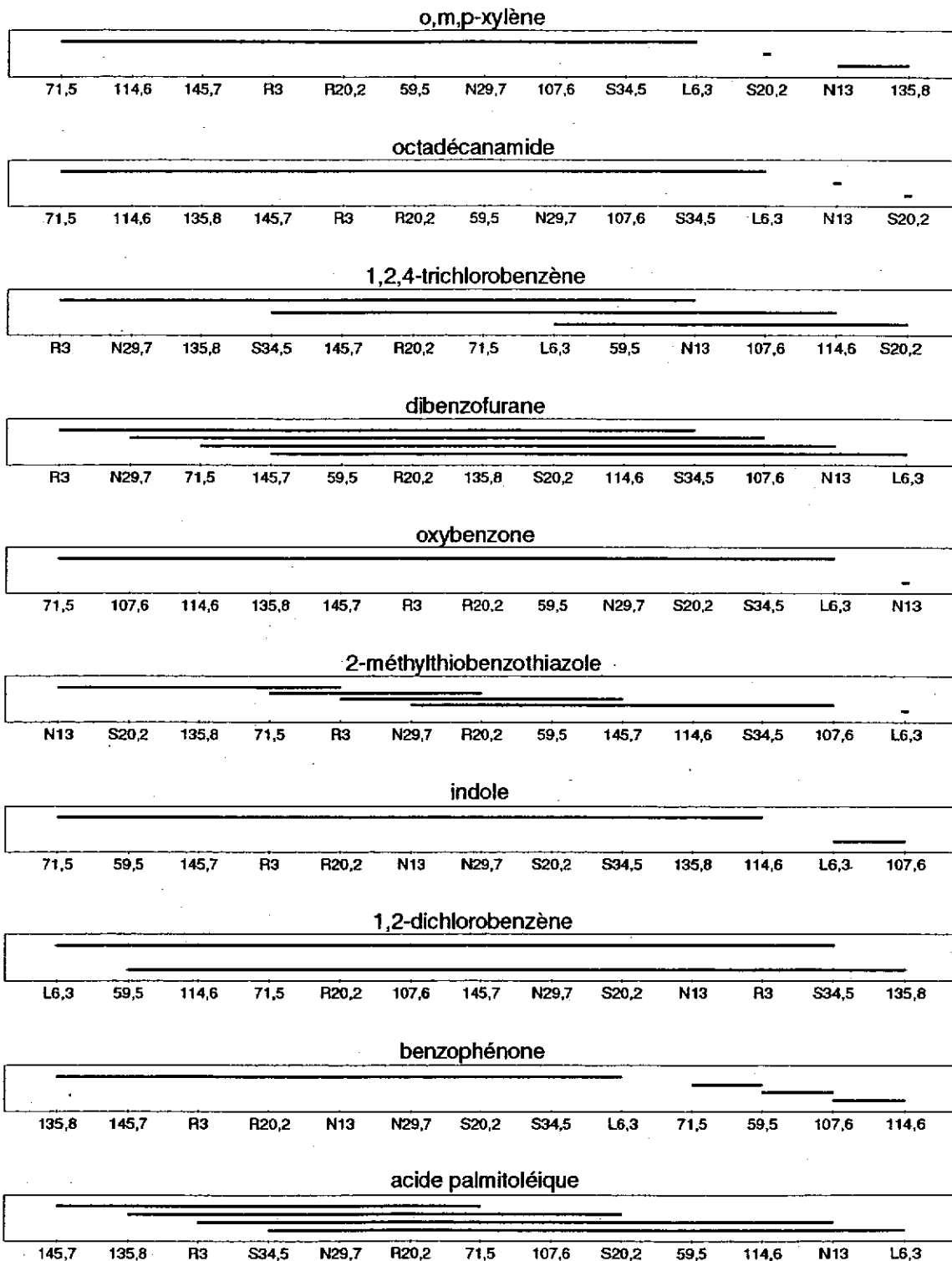
Les concentrations aux stations reliées par une ligne ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)

Annexe 7 Diagrammes de comparaison des concentrations de substances toxiques dans les traceurs placés dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires (suite)



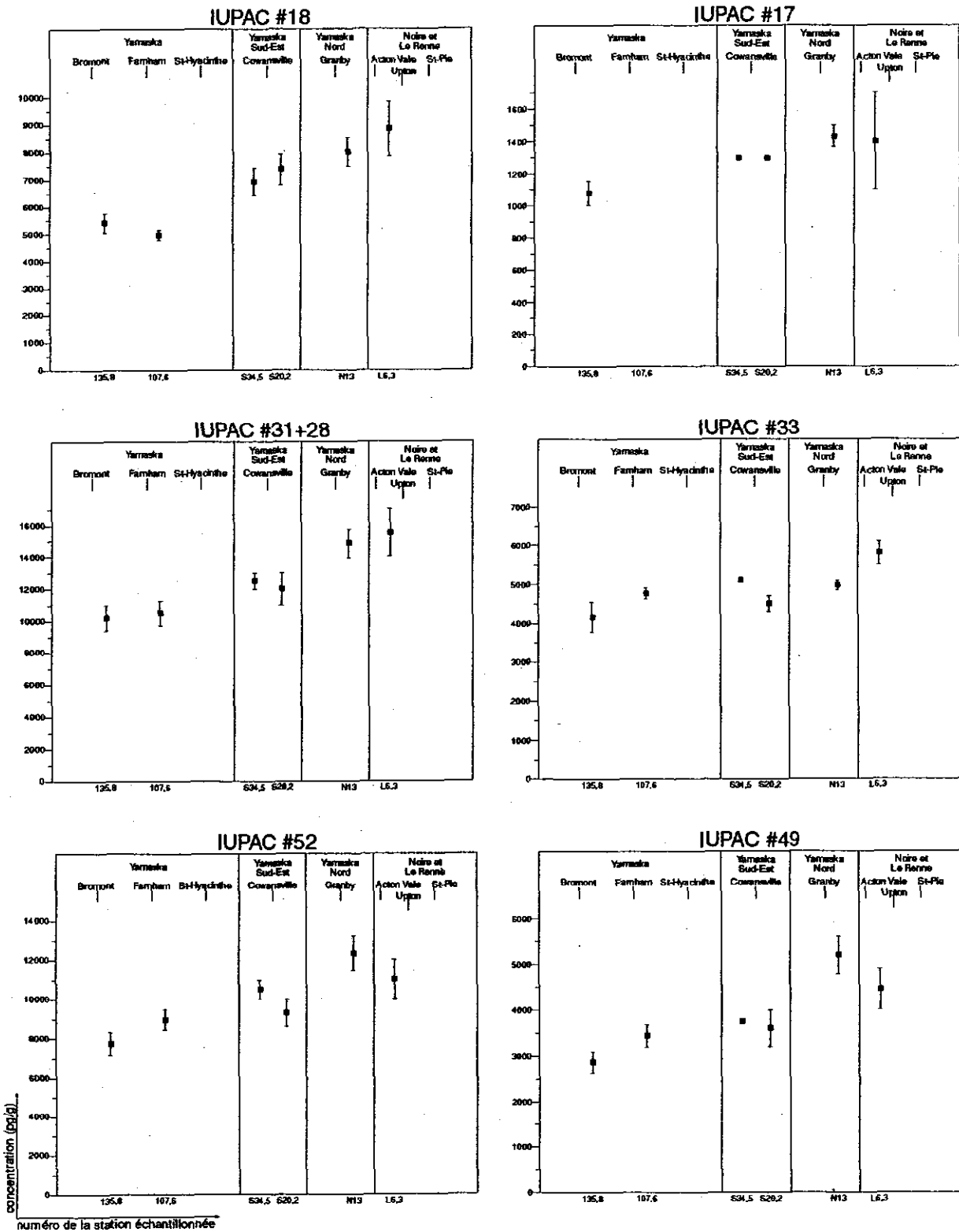
Les concentrations aux stations reliées par une ligne ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)

Annexe 7 Diagrammes de comparaison des concentrations de substances toxiques dans les traceurs placés dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires (suite)

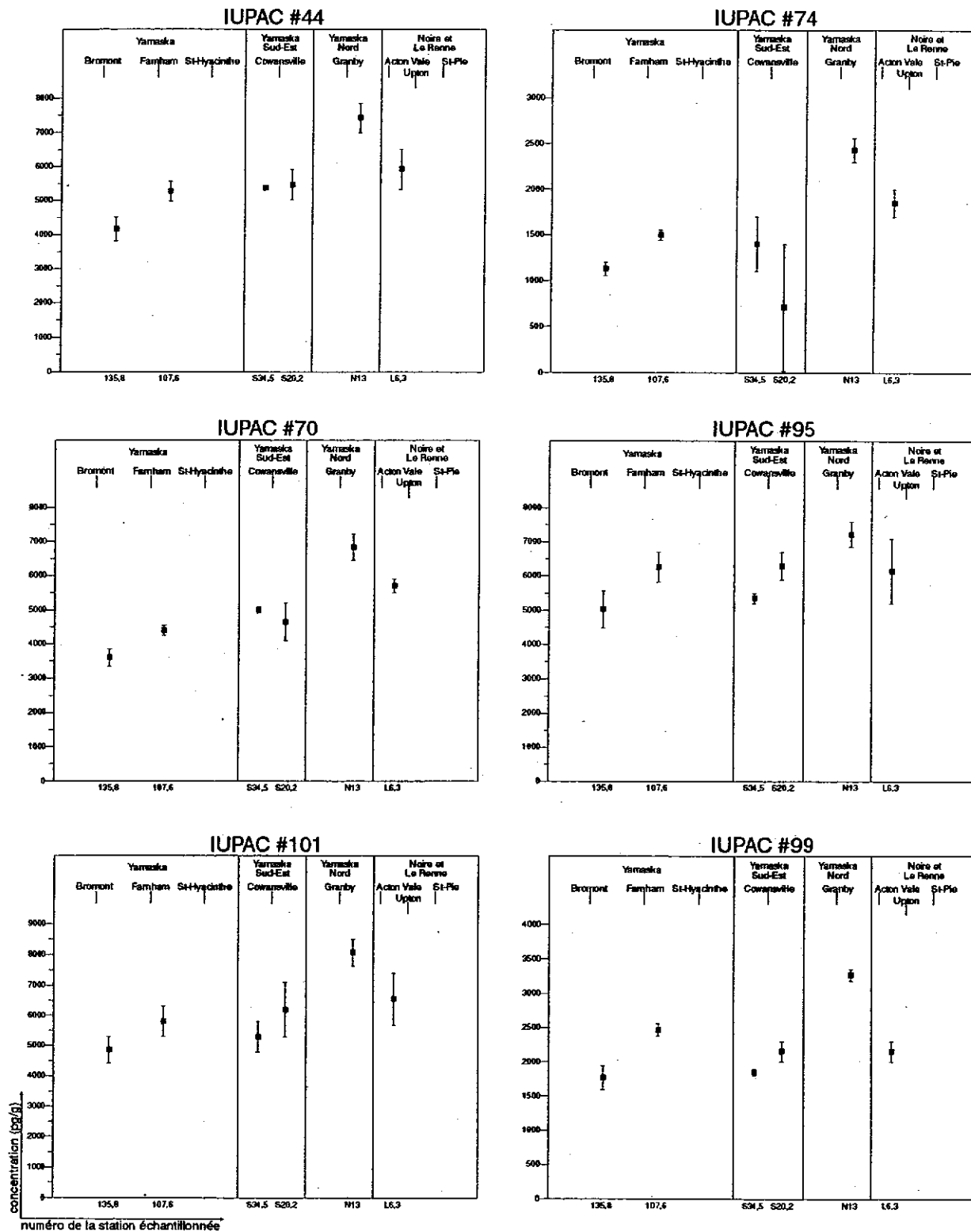


Les concentrations aux stations reliées par une ligne ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey-Kramer ($\alpha = 0,05$)

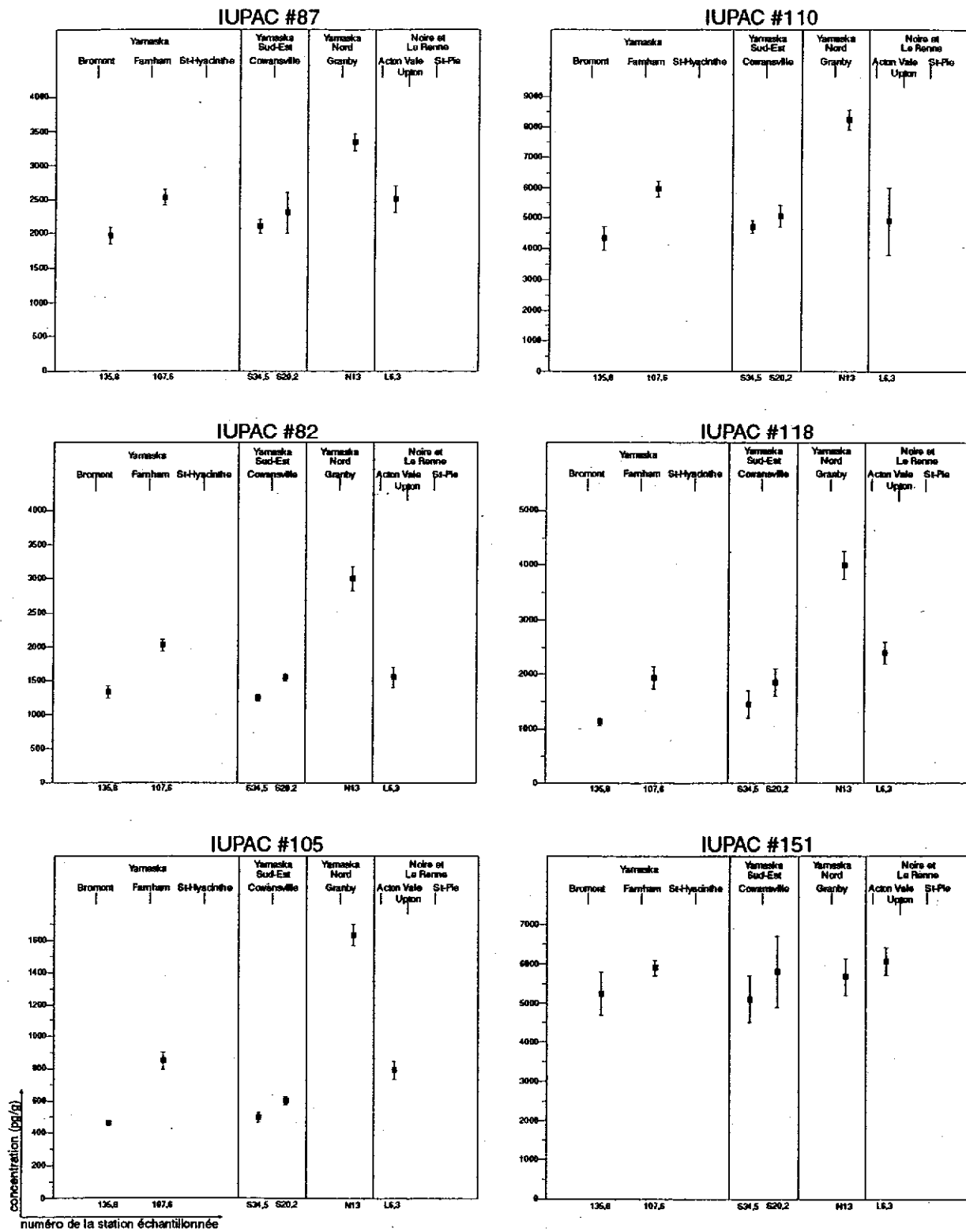
Annexe 8 Moyennes et erreurs types des concentrations de congénères de BPC dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires



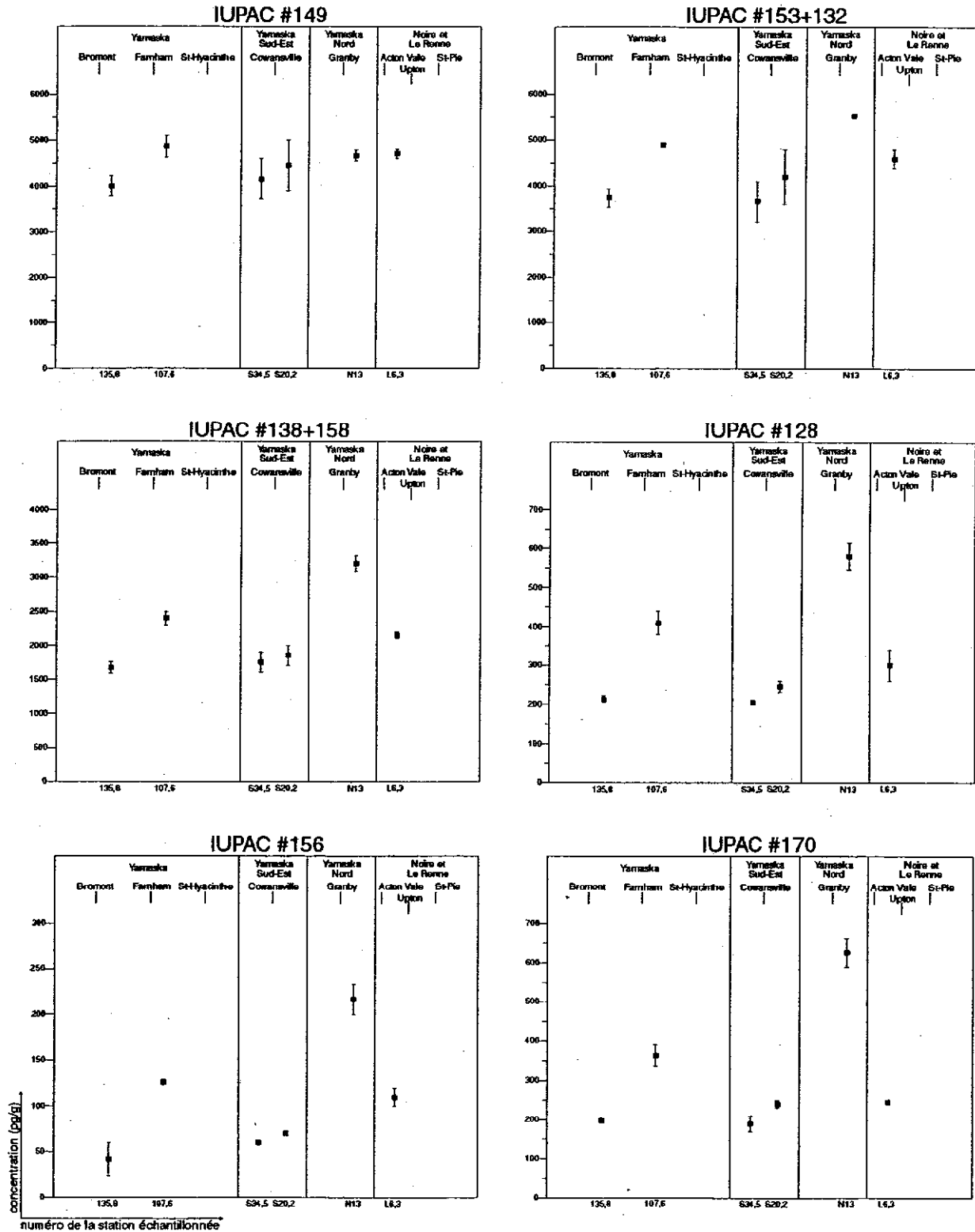
Annexe 8 Moyennes et erreurs types des concentrations de congénères de BPC dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires (suite)



Annexe 8 Moyennes et erreurs types des concentrations de congénères de BPC dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires (suite)



Annexe 8 Moyennes et erreurs types des concentrations de congénères de BPC dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires (suite)



Annexe 8 Moyennes et erreurs types des concentrations de congénères de BPC dans les mousses aquatiques placées dans la rivière Yamaska et ses principaux tributaires (suite)

