

Direction du suivi de l'environnement

**Le bassin de la rivière Saint-Maurice :
contamination des poissons, de l'eau et des sédiments, 1996**

par

Louise Lapierre

Ministère de l'Environnement
Gouvernement du Québec
Octobre 2002

Cette étude a été réalisée dans le cadre du plan d'action Saint-Laurent Vision 2000.

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2002

Envirodoq : ENV/2002/0294
EA/2002-05

LE BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-MAURICE : CONTAMINATION DES POISSONS, DE L'EAU ET DES SÉDIMENTS EN SUSPENSION, 1996

Adresse : Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement du Québec, édifice Marie-Guyart, 7^e étage, 675, boul. René-Lévesque Est, boîte 22, Québec, G1R 5V7

Lapierre, L., 2002. *Le bassin de la rivière Saint-Maurice : Contamination des poissons, de l'eau et des sédiments en suspension, 1996*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq n° ENV/2002/0294, rapport n° EA/2002-05, 128 p. et 14 annexes.

RÉSUMÉ

L'étude de la contamination des poissons, de l'eau et des sédiments en suspension réalisée en 1996 dans les rivières Saint-Maurice et Shawinigan indique que des teneurs élevées de quelques contaminants persistent dans ce bassin.

Le mercure est l'élément qui demeure problématique dans toute la partie du bassin de la rivière Saint-Maurice étudiée entre le réservoir Blanc et la région de Trois-Rivières. Il n'y a pas eu de diminution significative dans les teneurs, sauf dans la chair de doré jaune en amont de La Tuque et dans le meunier noir entier à Saint-Étienne-des-Grès entre 1989 et 1993. Au contraire, les teneurs ont augmenté de façon importante, entre 1993 et 1996, en aval de La Tuque et en aval de Grand-Mère.

Le mercure dépasse – autant dans la chair de poisson, dans le poisson entier que dans l'eau – les critères et directives disponibles. Dans le cas de la chair de poisson, des directives visant à limiter la consommation ont été émises. Dans le cas du poisson entier, les critères pour la protection de la faune terrestre piscivore sont dépassés par un facteur de 3,5 et 7,4 fois, ce qui indique une contamination du milieu. Dans le cas de la contamination de l'eau, le degré de contamination permet de prédire une contamination résiduelle future du poisson excédant les critères et directives. Dans l'eau, les teneurs en mercure sont les plus élevées ou parmi les plus élevées des tributaires du fleuve Saint-Laurent et comparables à celles du Nord québécois.

Pour ce qui est des dioxines et furanes et des BPC, la contamination des poissons a généralement diminué dans le meunier noir entier depuis 1989 et 1993 et les teneurs dépassent généralement peu les directives. Cependant, une légère contamination persiste, particulièrement dans la phase particulière de l'eau, entraînant des dépassements du critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques et du critère de protection de la faune terrestre piscivore. Ces dépassements indiquent que la qualité de l'eau n'est pas pleinement satisfaisante. Les stations aval de La Tuque, aval de Grand-Mère et rivière Shawinigan montrent des teneurs plus élevées en BPC que les autres stations. En ce qui concerne les dioxines et furane, la contamination en provenance de Cartons Saint-Laurent inc., usine de La Tuque, persiste jusqu'en aval. Les modifications aux procédés de cet établissement industriel ont toutefois donné lieu à des résultats non négligeables et ont permis une amélioration de l'état du milieu.

La deuxième problématique en importance du bassin est la teneur en HAP dans les sédiments en suspension et dans l'eau. Des dépassements des critères intermédiaires de qualité des sédiments indiquent trois zones nettement plus contaminées que les autres : l'aval de S. É. C. A. L., l'aval de Shawinigan et l'aval de La Tuque. Cette contamination se répercute à la prise d'eau brute de Trois-Rivières où pour l'ensemble des HAP potentiellement cancérigène, les teneurs dans l'eau brute dépassent le critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques. Les normes d'eau potable ne sont toutefois pas dépassées dans l'eau potable de cette prise d'eau.

Les teneurs en acides résiniques dans le meunier noir entier ont beaucoup diminué depuis l'instauration des traitements secondaires des papeteries du bassin et l'arrêt du flottage du bois. Les chlorobenzènes démontrent que la rivière Shawinigan est l'objet d'une légère contamination résiduelle provenant de lieux d'élimination de déchets dangereux.

Les résultats globaux illustrent la réussite des efforts de dépollution réalisés depuis les dernières années. Cependant, dans le cas du mercure et des HAP, des problèmes résiduels persistent. Dans le cas des dioxines et furanes, bien qu'il y ait eu amélioration de la situation, les teneurs excèdent encore certains critères.

La contamination de l'eau illustre l'importance d'événements atmosphériques exceptionnels (crue de juillet 1996) et récurrents (crue automnale) face à la mauvaise qualité de l'eau. De plus, celle-ci indique la nécessité de poursuivre les réductions des apports provenant des industries ainsi que la réhabilitation des milieux contaminés.

MOTS CLÉS : qualité du milieu aquatique, dioxines, furanes, mercure, BPC, usine, pâtes, papiers, poissons, rivière, substances toxiques, acides résiniques, HAP, sédiment, eau, qualité de l'eau, Saint-Maurice, chlorobenzènes

TABLE DES MATIÈRES

Résumé	3
Table des matières	4
Liste des tableaux	6
Liste des figures	9
Liste des annexes	11
INTRODUCTION	12
DESCRIPTION DE L'ÉTUDE	14
Aire d'étude.....	14
Localisation des stations d'échantillonnage.....	18
Échantillonnage de l'eau	18
Échantillonnage des sédiments en suspension	21
Échantillonnage et préparation des poissons.....	23

Substances toxiques analysées	23
Analyse statistique.....	25
CONTAMINATION DE L'EAU ET DES POISSONS PAR LE MERCURE.....	31
Contamination de l'eau à la station 8,0	31
Contamination de la chair de poissons par le mercure	38
Contamination du meunier noir entier par le mercure.....	50
CONTAMINATION DE L'EAU ET DES POISSONS PAR LES DIOXINES ET LES FURANES	52
Contamination de l'eau à la station 8,0	52
Contamination du poisson par les dioxines et furanes	56
CONTAMINATION DES POISSONS PAR LES BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS..	71
Contamination de l'eau à la station 8,0	71
Contamination du meunier noir entier sur les rivières Saint-Maurice et Shawinigan....	81
CONTAMINATION DE L'EAU ET DES SÉDIMENTS EN SUSPENSION PAR LES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES	89
Contamination de l'eau à la station 8,0	89
Contamination des sédiments en suspension par les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	94
CONTAMINATION DES POISSONS PAR LES ACIDES RÉSINIQUES, LES CHLOROBENZÈNES ET LES PESTICIDES ORGANOCHLORÉS	107
Acides résiniques.....	107
Chlorobenzènes	111
Pesticides organochlorés	111
SOMMAIRE PAR STATION	113
Rivière Saint-Maurice	113
Rivière Shawinigan (station S0,2).....	117
CONCLUSION	117
REMERCIEMENTS	119
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	119

ANNEXES

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Sources réelles et potentielles de substances toxiques dans la zone d'étude en 1996	15
Tableau 2	Situation géographique des stations échantillonnées sur les rivières Saint-Maurice et Shawinigan en 1996	19
Tableau 3	Facteurs d'équivalence des dioxines et furanes dosés en 1996	27
Tableau 4	Seuils sans effet et seuils d'effets mineurs pour l'évaluation de la qualité des sédiments en suspension.....	30
Tableau 5	Statistiques descriptives du mercure et des paramètres conventionnels dans l'eau de la rivière Saint-Maurice à la station 8,0 entre le 11 juillet et le 17 octobre 1996	35
Tableau 6	Concentrations du mercure dissous, particulaire et total dans quelques fleuves et rivières.....	36
Tableau 7	Teneurs moyennes en mercure (mg/kg) dans la chair des perchaudes, dorés jaunes et grands corégones dans la rivière Saint-Maurice en 1996	39
Tableau 8	Teneurs moyennes en mercure (mg/kg) dans la chair des grands brochets, barbottes brunes et meuniers noirs dans la rivière Saint-Maurice en 1996	40
Tableau 9	Fréquence relative de dépassement, dans la chair des différentes espèces, de la directive pour la mise en marché des produits de la pêche pour le mercure .	42
Tableau 10	Fréquence absolue et théorique de dépassement, dans la chair de différentes espèces, de la directive pour la mise en marché des produits de la pêche pour le mercure	43
Tableau 11	Comparaison spatiale des teneurs en mercure (mg/kg) dans la chair des meuniers noirs de la rivière Saint-Maurice avec la longueur totale en covariant en 1996.....	44
Tableau 12	Comparaison spatiale des teneurs en mercure (mg/kg) dans la chair des grands brochets de la rivière Saint-Maurice avec la longueur totale en covariant en 1996.....	45
Tableau 13	Comparaison spatiale des teneurs en mercure (mg/kg) dans la chair des dorés jaunes de la rivière Saint-Maurice avec la longueur totale en covariant en 1996	46

Tableau 14	Comparaison spatiale des teneurs en mercure (mg/kg) dans la chair des perchaudes de la rivière Saint-Maurice avec la longueur totale en covariant en 1996.....	47
Tableau 15	Comparaison temporelle des teneurs en mercure (mg/kg) dans la chair des meuniers noirs de la rivière Saint-Maurice avec la longueur totale en covariant	48
Tableau 16	Comparaison temporelle des teneurs en mercure (mg/kg) dans la chair des grands brochets de la rivière Saint-Maurice avec la longueur totale en covariant	48
Tableau 17	Comparaison temporelle des teneurs en mercure (mg/kg) dans la chair des dorés jaunes de la rivière Saint-Maurice avec la longueur totale en covariant..	49
Tableau 18	Comparaison spatiale des teneurs en mercure (mg/kg) dans les meuniers noirs entiers des rivières Saint-Maurice et Shawinigan en 1996	51
Tableau 19	Comparaison temporelle des teneurs en mercure (mg/kg) dans les meuniers noirs entiers de la rivière Saint-Maurice avec la longueur totale en covariant..	53
Tableau 20	Statistiques descriptives des différentes dioxines et furanes (pg/l) dans l'eau pour la phase dissoute, particulaire et au total à la station 8,0 en 1996	53
Tableau 21	Teneur en dioxines et furanes (ng/kg) dans la chair des barbottes brunes capturées à Saint-Roch-de-Mékinac en 1996.....	57
Tableau 22	Dépassement, dans la chair des barbottes brunes, des critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques pour les dioxines et furanes.....	57
Tableau 23	Teneurs en dioxines et furanes (ng/kg) et fréquence de détection (%) dans les homogénats de meuniers noirs entiers capturés en amont de La Tuque, en aval de La Tuque et en amont de Grand-Mère en 1996.....	59
Tableau 24	Teneurs en dioxines et furanes (ng/kg) et fréquence de détection (%) dans les homogénats de meuniers noirs entiers capturés sur la rivière Saint-Maurice et Shawinigan en aval de Grand-Mère, à Shawinigan (rivière Shawinigan) et à Saint-Étienne-des-Grès en 1996	60
Tableau 25	Teneurs en dioxines et furanes (ng/kg) dans les homogénats de meuniers noirs entiers capturés en amont de La Tuque en 1993 et en 1996	61
Tableau 26	Teneurs en dioxines et furanes (ng/kg) dans les homogénats de meuniers noirs entiers capturés aval de La Tuque en 1993 et 1996	62

Tableau 27	Teneurs en dioxines et furanes (ng/kg) dans les homogénats de meuniers noirs entiers capturés à Saint-Étienne-des-Grès en 1989, en 1993 et en 1996..	63
Tableau 28	Fréquences relatives de dépassement (%) et amplitudes de dépassement de la médiane dans les homogénats de meuniers noirs entiers, du critère relatif à la protection de la faune terrestre piscivore pour les dioxines et furanes en 1996 sur les rivières Saint-Maurice et Shawinigan.....	64
Tableau 29	Comparaison spatiale des teneurs des principales dioxines (ng/kg) détectées dans le meunier noir entier des rivières Saint-Maurice et Shawinigan en 1996	66
Tableau 30	Comparaison spatiale des teneurs des principaux furanes et de l'équivalent toxique dioxines, furanes et total (ng/kg) détectés dans le meunier noir entier en 1996.....	67
Tableau 31	Comparaison temporelle des teneurs des principaux congénères de dioxines et furanes (ng/kg) détectés dans le meunier noir entier en 1993, et en 1996 en amont de La Tuque.....	68
Tableau 32	Comparaison temporelle des teneurs des principaux dioxines et furanes (ng/kg) détectés dans le meunier noir entier en 1993, et en 1996 en aval de La Tuque.....	69
Tableau 33	Comparaison temporelle des teneurs des principaux dioxines (ng/kg) détectés dans le meunier noir entier en 1989, en 1993, et en 1996 à Saint-Étienne-des-Grès.....	70
Tableau 34	Comparaison des teneurs en BPC dans la phase particulaire avec les critères de qualité des sédiments	72
Tableau 35	Statistiques descriptives des différents congénères de BPC dans la phase dissoute, particulaire et au total à la station 8,0 en 1996.....	73
Tableau 36	Comparaison spatiale du pourcentage de lipides, des teneurs en BPC ($\mu\text{g}/\text{kg}$), de la somme des congénères et des teneurs en BPC normalisées ($\mu\text{g}/\text{kg}$ sur base 1 % de lipides) dans le meunier noir entier en 1996	82
Tableau 37	Teneurs médianes en BPC totaux, somme des congénères, nombre de congénères détectés et numéros IUPAC des congénères détectés dans les meuniers noirs des rivières Saint-Maurice et Shawinigan en 1996.....	84
Tableau 38	Comparaison temporelle du pourcentage de lipides, des teneurs en BPC ($\mu\text{g}/\text{kg}$), de la somme des congénères et des teneurs en BPC normalisées ($\mu\text{g}/\text{kg}$ sur base 1 % de lipides) dans le meunier noir entier	88

Tableau 39	Statistiques descriptives des différents HAP dans la phase dissoute, particulaire et au total à la station 8,0.....	92
Tableau 40	Comparaison spatiale des HAP dans les sédiments en suspension de la rivière Saint-Maurice en 1996.....	98
Tableau 41	Comparaison spatiale des teneurs des différents HAP dans les sédiments en suspension avec les critères de qualité des sédiments1.....	105
Tableau 42	Teneurs en acides résiniques ($\mu\text{g}/\text{kg}$) dans la chair des barbottes brunes dans la rivière Saint-Maurice en 1996.....	107
Tableau 43	Comparaison spatiale des teneurs des acides résiniques ($\mu\text{g}/\text{kg}$) détectés dans le meunier noir entier en 1996.....	109
Tableau 44	Comparaison temporelle des teneurs des acides résiniques ($\mu\text{g}/\text{kg}$) détectés dans le meunier noir entier à chaque station.....	110
Tableau 45	Résultats de l'analyse des chlorobenzènes et des pesticides organochlorés dans le meunier noir entier.....	112

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Localisation des stations d'échantillonnage, des lieux d'élimination des déchets dangereux et des rejets industriels dans le bassin de la rivière Saint-Maurice.....	17
Figure 2	Schéma des trappes à sédiments en suspension.....	22
Figure 3	Évolution temporelle du mercure dans la phase dissoute, dans la phase particulaire et au total, du débit des solides en suspension dans l'eau à la station 8,0.....	32
Figure 4	Relation entre le mercure dissous et le carbone organique dissous.....	35
Figure 5	Évolution temporelle des teneurs en dioxines et furanes totaux dans la phase dissoute et particulaire de l'eau à la station 8,0.....	55
Figure 6	Variation temporelle de la concentration de la somme des congénères de BPC dans la phase dissoute, particulaire et au total à la station 8,0.....	75
Figure 7	Évolution temporelle de la dureté totale, du pH, du carbone organique dissous, de la couleur, de la turbidité et de la conductivité à la station 8,0.....	76

Figure 8	Évolution temporelle des nitrates + nitrites, de l'azote ammoniacal, de l'azote total, du phosphore total dissous et de la chlorophylle "a" à la station 8,0.....	77
Figure 9	Concentration moyenne (en haut) et pourcentage (en bas) de contribution des différents congénères de BPC dans la phase dissoute et particulaire de l'eau de la station 8,0.....	79
Figure 10	Nombre et pourcentage des congénères de BPC détectés dans les meuniers noirs entiers des rivières Saint-Maurice et Shawinigan en 1996.....	83
Figure 11	Teneurs et pourcentages de contribution des groupes homologues de BPC dans les meuniers noirs entiers des rivières Saint-Maurice et Shawinigan en 1996.....	86
Figure 12	Teneurs moyennes (en haut) et pourcentage de contribution (en bas) des phases particulaire et dissoute à la concentration totale des différents HAP à la station 8,0.....	93
Figure 13	Granulométrie des sédiments en suspension de la rivière Saint-Maurice A-répartition (% poids sec) entre la phase > que 180 µm et < 180 µm, B- poids total des sédiments en suspension récoltés C-répartition de la phase analysée (< 180 µm) en en sable, limon et argile.....	97
Figure 14	Concentrations moyennes et écart-type du benzo[g,h,i]pérylène et des HAP totaux dans les sédiments en suspension de la rivière Saint-Maurice en 1996 (les valeurs non détectées ont été mises à zéro).....	99
Figure 15	Concentrations moyennes et écart-type du naphthalène, de l'acénaphène, de l'acénaphylène, du fluorène, du phénanthrène et de l'anthracène dans les sédiments en suspension de la rivière Saint-Maurice en 1996 (les valeurs non détectées ont été mises à zéro).....	100
Figure 16	Concentrations moyennes et écart-type du fluoranthène, du pyrène, du benzo[c]phénanthrène, du benzo[a]anthracène, du chrysène et du benzo[b+i]fluoranthène dans les sédiments en suspension de la rivière Saint-Maurice en 1996 (les valeurs non détectées ont été mises à zéro).....	101
Figure 17	Concentrations moyennes et écart-type du benzo[k]fluoranthène, du benzo[e]pyrène, du benzo[a]pyrène, du pérylène, de l'indéno[1,2,3-cd]pyrène et du dibenzo[a,h]anthracène dans les sédiments en suspension de la rivière Saint-Maurice en 1996 (les valeurs non détectées ont été mises à zéro).....	102

LISTE DES ANNEXES

- Annexe 1 Sols contaminés et lieux d'élimination des déchets dangereux dans le bassin de la rivière Saint-Maurice (seuls les sols et lieux pouvant affecter une station d'échantillonnage sont indiqués)
- Annexe 2 Statistiques descriptives des HAP dans les sédiments en suspension de la rivière Saint-Maurice en 1996
- Annexe 3 Teneurs en substances toxiques mesurées dans les meuniers noirs entiers en 1996
- Annexe 4 Données brutes des teneurs en substances toxiques mesurées à partir d'homogénats de chair de poisson de plusieurs espèces en 1996
- Annexe 5 Classes de taille retenues pour les espèces de poissons analysées
- Annexe 6 Liste des substances toxiques dosées, en 1989, 1993 et 1996, dans la chair (c, cm) de différentes espèces et le poisson entier chez le meunier noir (e, er) et seuil de détection des méthodes analytiques
- Annexe 7 Comparaison des teneurs en contaminants (HAP, BPC, dioxines et furanes, mercure) dans l'eau avec les critères de qualité des eaux de surface à la station 8,0 de la rivière Saint-Maurice en 1996
- Annexe 8 Seuils d'effets néfastes¹ ($\mu\text{g/g}$) des échantillons de sédiments en suspension aux stations d'échantillonnage du Saint-Maurice
- Annexe 9 Régressions linéaires des teneurs en mercure dans la chair et dans le poisson entier en fonction de la longueur totale de différentes espèces de poisson récoltés dans la rivière Saint-Maurice en 1996
- Annexe 10 Graphiques de l'évolution temporelle des congénères de BPC dans l'eau à la station 8,0 en 1996 (suite)
- Annexe 11 Graphiques de l'évolution temporelle des différents HAP dans l'eau à la station 8,0 en 1996 (suite)
- Annexe 12 Détermination des coefficients de partition octanol-eau des HAP
- Annexe 13 Granulométrie des sédiments en suspension et du surnageant de la rivière Saint-Maurice
- Annexe 14 Contamination des sédiments en suspension et du surnageant lors du tamisage à $180\ \mu\text{m}$

INTRODUCTION

Le ministère de l'Environnement du Québec (MENV), par l'entremise de la Direction du suivi de l'état de l'environnement, fait depuis 1978 un suivi des substances toxiques dans différents écosystèmes lacustres et fluviaux. Ce programme de suivi vise à tracer un portrait de la contamination, par les substances toxiques, du milieu aquatique dans les régions les plus industrialisées du territoire québécois. Ce programme permet, entre autres, de déterminer la contamination des poissons des plans d'eau. À la suite de cette détermination, les règles de consommation des poissons peuvent être établies. De plus, la qualité du milieu aquatique ainsi que la qualité des poissons comme nourriture pour les organismes piscivores peuvent être précisées. Ceci peut alors servir de support aux programmes de réduction des substances toxiques émises par les industries.

Les effluents des usines de pâtes et papiers ont présenté par le passé un problème de contamination par les substances toxiques. Les dioxines et furanes ont été retrouvés dans les effluents, les boues et les pâtes des usines utilisant le procédé de blanchiment au chlore (pâte kraft blanchie) (Environmental Protection Agency, cité dans Pêches et Océans Canada, 1988; Trudel, 1991). Ces contaminants constituent une pression sur les organismes aquatiques.

Deux études, réalisées par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (Lapierre, 1995 et Laliberté, 1990), ont permis de détecter la présence de dioxines et de furanes dans les poissons (chair et poisson entier) capturés en 1988, 1989 et 1993 en aval de l'usine Cartons Saint-Laurent inc., usine de La Tuque. En 1993, les teneurs en dioxines et furanes avaient diminué dans les meuniers noirs entiers en aval de La Tuque. Cette réduction était cependant beaucoup plus faible dans le meunier noir entier que la réduction observée à l'effluent de Cartons Saint-Laurent inc. La réduction de plus de cent fois mesurée à l'effluent n'était que de 5 ou 6 fois dans le meunier noir entier. Il existait également des différences dans les tailles des poissons entre les années d'échantillonnage, ce qui a pu agir comme facteur confondant. Nous avons donc considéré qu'en dépit de la réduction des teneurs, il fallait être prudent avant d'interpréter ces résultats. En ce qui concerne le nombre de congénères détectés et de la fréquence de détection, il y avait également eu diminution dans les dioxines et furanes entre les années 1989 et 1993. Les dioxines et furanes persistaient dans les meuniers noirs entiers à Saint-Étienne-des-Grès, à 127 km en aval de l'usine.

Une autre étude réalisée par Pêches et Océans Canada en 1989, portant sur les effets sur les poissons de la contamination par l'usine de PFCP (maintenant Cartons Saint-Laurent inc., usine de La Tuque), a également prouvé la contamination par les dioxines et furanes du meunier noir et rouge, du grand brochet, du doré jaune, de l'achigan à petite bouche et de la ouitouche, parfois jusqu'à 95 km en aval de l'usine (Hodson *et al.*, 1992). Les effectifs étaient également faibles pour cette étude. En février 1993, l'usine Cartons Saint-Laurent inc. cessait temporairement la production de pâte blanchie pour se concentrer sur la production de cartons blanchis et écrus. Le chlore a été remplacé par le bioxyde de chlore à partir de 1989. La substitution du chlore par le bioxyde de chlore a atteint de 50 à 70 % en 1994; 60 à 75 % en 1996 et 100 % depuis 1998.

Deux mises en garde quant à la consommation de poissons contaminés par les dioxines et furanes et provenant de la rivière Saint-Maurice ont été effectuées par Santé et Bien-Etre social Canada

(Gouvernement du Canada, 1990 et 1991). La première limitait la consommation de la barbotte brune près de La Tuque et la deuxième, le doré jaune, le grand brochet et l'achigan à petite bouche en aval de La Tuque. Le guide de consommation des poissons limitait également la consommation de certaines espèces (MEF et MSSS, 1995), bien que dans ce cas, c'est le mercure qui limitait la consommation. En 1993, les teneurs en dioxines et furanes retrouvées dans la chair de perchaude, de doré jaune et de grand brochet ne dépassaient plus les normes de mise en marché des produits de la pêche de Santé et Bien-Être Social Canada. La barbotte brune n'avait cependant pas pu être échantillonnée en 1993.

D'autres substances, provenant soit des usines de pâtes et papiers, soit d'autres industries, de sites de déchets dangereux ou de sols contaminés (tels le mercure, les biphényles polychlorés, les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les acides résiniques,) peuvent aussi affecter les organismes présents dans les écosystèmes aquatiques. Parmi ces substances, le mercure et les BPC contaminaient les poissons provenant de la portion de la rivière Saint-Maurice située entre La Tuque et Saint-Étienne-des-Grès (Berryman, 1991; Nadeau *et al.*, 1992; Lapierre, 1995). À la suite des actions qui ont été entreprises (interdictions, réductions d'apports et nettoyage de sites de déchets), les teneurs de ces contaminants ont peut-être diminué dans le milieu. Les résultats les plus récents, en 1993, montraient que la contamination par les BPC était plus élevée en aval à Saint-Étienne-des-Grès qu'en amont de La Tuque. Les teneurs dans le meunier noir entier dépassaient la limite pour la protection des oiseaux et animaux terrestre piscivores dans 33 % des cas en aval de La Tuque. Il n'y avait pas d'information, en 1993 sur la contamination entre les stations situées en aval de La Tuque et Saint-Étienne-des-Grès. De plus, l'utilisation de traceurs, comme les cellules à dialyse, a permis de détecter la présence de certains HAP et acides résiniques (Berryman, 1991). Les acides résiniques sont d'autres substances qui ont été retrouvées dans les effluents des pâtes kraft blanchies (Birkholz *et al.*, 1993). Les analyses effectuées dans le meunier noir entier en 1993 permettaient de déceler une augmentation d'amont vers l'aval des teneurs en acides résiniques. Seulement trois stations avaient été analysées, soit l'amont et l'aval de La Tuque et Saint-Étienne-des-Grès. Il devenait alors difficile de déterminer quelles pouvaient être les sources de cette contamination. En effet, plusieurs sources possibles étaient présentes entre La Tuque et Saint-Étienne-des-Grès. De plus, l'arrêt depuis 1995 du flottage du bois pourrait se solder par une réduction des acides résiniques dans le milieu.

Pour le mercure, il y a eu peu d'évolution dans les teneurs entre 1989 et 1993 à Saint-Étienne-des-Grès (Lapierre, 1995). Les teneurs en mercure dans les poissons en amont de La Tuque se situaient en 1993 dans le quartile supérieur de l'ensemble des teneurs du Québec. Cette substance a donc été analysée afin de déterminer si la situation a évolué depuis 1989.

Les études réalisées sur les poissons font état d'une contamination qui pourrait dater de plusieurs années. Également, certaines substances toxiques ne peuvent être analysées dans le poisson en raison de leur métabolisation. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques en sont un exemple. Une étude réalisée en 1988, dans les sédiments situés près de cinq alumineries du Québec, avait déterminé que les sédiments provenant de la baie des Anglais en aval de la Société Canadienne de métaux Reynolds Itée à Baie-Comeau et dans la rivière Saint-Maurice en aval de la Société d'électrolyse et de chimie Alcan Itée à Shawinigan avaient les teneurs moyennes en HAP totaux les plus élevées (405,6 mg/kg et 252,7 mg/kg respectivement) (Laliberté, 1991). Cette contamination des sédiments de fond pourrait cependant être historique plutôt que récente. Afin de déterminer si

les sédiments se déposant à court terme et ceux transitant actuellement dans la rivière Saint-Maurice sont contaminés, il est utile d'échantillonner les sédiments en suspension.

L'utilisation de nouvelles techniques de prélèvement et de concentration des échantillons permet maintenant de mesurer la contamination de l'eau par les substances toxiques présentes à l'état de traces. Cette mesure permet d'étudier la contamination actuelle de l'eau et non celle qui peut être le résultat d'une bioaccumulation sur plusieurs années (comme dans les poissons par exemple). La mesure de certaines substances dans l'eau permet donc de pouvoir prédire les problèmes futurs de bioaccumulation et de dégager les actions à entreprendre afin de réduire la pollution.

Afin de permettre l'exécution des comparaisons spatiales et temporelles, le programme d'échantillonnage de la contamination des poissons de la rivière Saint-Maurice comprenait, en 1996, des effectifs d'échantillonnage élevés à sept stations.

Cette étude avait pour objectifs de :

1. déterminer dans quelle mesure les contaminants rejetés par les usines de pâtes et papiers s'accumulent encore dans les poissons (poissons entiers) ;
2. déterminer l'évolution temporelle entre 1989 et 1996 des teneurs en dioxines et furanes et autres contaminants (acides résiniques) dans les poissons, à la suite de la modification des procédés ;
3. déterminer les causes potentielles des différences observées, si présentes ;
4. déterminer les risques potentiels pour la santé humaine et les organismes aquatiques au regard des normes et des critères existants ;
5. déterminer l'évolution temporelle d'autres substances (mercure et BPC) présentes dans le bassin ;
6. déterminer la contamination par les HAP des sédiments en suspension ainsi que leur répartition spatiale ;
7. étudier la contamination de l'eau par les HAP, les dioxines et furanes et les BPC.

DESCRIPTION DE L'ÉTUDE

Aire d'étude

Prenant sa source dans le réservoir Gouin, la rivière Saint-Maurice draine un vaste bassin versant de 43 250 km². L'érection de huit barrages sur ce cours d'eau souligne son fort potentiel hydroélectrique. L'aménagement de ces infrastructures a permis de régulariser les débits et de réduire l'importance des crues en certains endroits.

Le régime hydroélectrique du Saint-Maurice et l'imposant manteau forestier qui recouvre à 85 % son bassin hydrographique ont également favorisé l'implantation d'usines de pâtes et papiers (MENVIQ, 1985). Jusqu'à tout récemment, le flottage du bois restait intensif dans l'ensemble du bassin. Ainsi, la quasi-totalité des coupes de bois effectuées sur ce territoire approvisionnent en résineux les moulins à papier situés à La Tuque, à Grand-Mère, à Shawinigan et Trois-Rivières. Cette importante activité industrielle aurait perturbé le milieu aquatique dans plusieurs secteurs en accroissant notamment la DBO₅ et la quantité de solides en suspension, en plus de modifier la nature du lit de la rivière (MENVIQ, 1988).

Entre la région de La Tuque et Trois-Rivières, il existe de nombreuses sources de substances toxiques (tableau 1, figure 1). En plus des lieux d'élimination des déchets industriels et des établissements industriels, il existe plusieurs sols contaminés dans le bassin (annexe 1).

Tableau 1 Sources réelles et potentielles de substances toxiques dans la zone d'étude en 1996

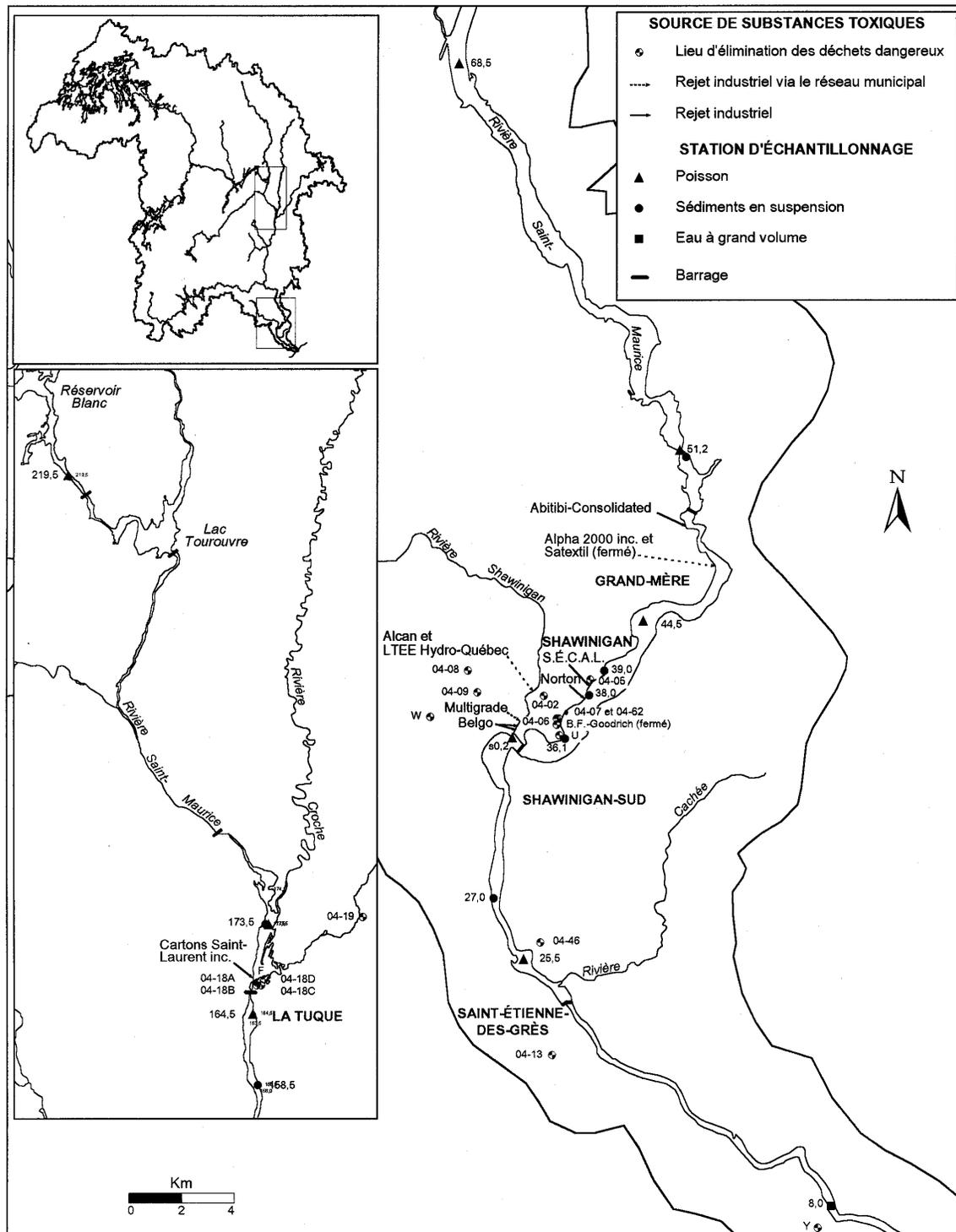
Source	Type ¹	Type d'industrie ou type de déchets (contaminants déversés)	Numéro du site / Catégorie ²
LA TUQUE			
Cartons Saint-Laurent inc., usine de La Tuque	I	Pâtes et papiers (MES, DBO, DCO, composés organiques halogénés absorbables, composés phénoliques chlorés, acides gras et résiniques, hydrocarbures, métaux, dioxines et furanes)	
Dépôt de la CIP	L	Boues de décanteur, lies, grès, boues de chaux, résidus de bois (métaux lourds)	04-18-A/II
Lagune d'infiltration des liqueurs de la CIP	L	Liqueurs de pâtes et papiers (sulfures de sodium, carbonate de sodium, chlorures, tanins, lignines)	04-18-B/III
Lac Vert	L	Solides contenus dans l'égout de l'usine de caustification	04-18-C/III
Ancien dépôt de la CIP	L	Boues de chaux, lies et grès (métaux lourds)	04-18-D/III
Terres contaminées par des hydrocarbures Haute-Mauricie	L	150 barils et 10 bennes (camions) de terre contaminée par des hydrocarbures en provenance de la CIP.	04-19/III
GRAND-MÈRE			
Abitibi-Consolidated inc., div. Laurentide	I	Pâtes et papiers (MES, DBO, DCO, composés phénoliques, acides gras et résiniques, hydrocarbures, métaux, pH, pâte Kraft)	
Satexil (usine fermée)	I	Textiles (colorants, métaux)	
Alpha 2000 inc.	I	Circuits imprimés (plomb, CN, Cu, Ni, huiles et graisses, pH, solvants)	
SHAWINIGAN			
Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée, usine de Shawinigan (SECAL)	I	Aluminerie : sulfate d'aluminium, pâte Söderberg, (MES, HAP, fluor, fluorures, aluminium, huiles et graisses pour la coulée, pH)	
Norton Céramiques Avancées du Canada inc.	I	Carbure de silicium, abrasif (MES, huiles et graisses), HAP	

Tableau 1 Sources réelles et potentielles de substances toxiques dans la zone d'étude en 1996 (suite)

Source	Type ¹	Type d'industrie ou type de déchets (contaminants déversés)	Numéro du site / Catégorie ²
B. F. Goodrich (usine fermée)	I	Résines de vinyle (chlorure de vinyle)	
Alcan aluminium ltée, div. fil et câble Alcan	I	Métallurgie (MES, méthanol, aluminium, produits anticorrosion, huiles et graisses)	
LTEE Hydro-Québec	I	Four haute fréquence, électrochimie, électrometallurgie	
Multigrade inc.	I	Bois de placage déroulé et jointé, (MES DBO, DCO, phosphore, acides résiniques, phénols, Ph)	
Ancien lieu d'élimination des usines de chlore et de soude caustique	L	Sol contaminé par le mercure	04-02/I
Ancien terrain de l'usine de chlore et de soude caustique de la Shawinigan Chemicals	L	Déchets contaminés par le mercure, le vanadium, le cyanure, le plomb, le soufre ainsi que par des scories de fournaies à carbures	04-05/I
Banc de chaux de la Shawinigan Chemicals	L	Chaux contaminée par du cyanure, du zinc, du cuivre, du chrome, du plomb et du mercure	04-06/IIIR
Emplacement de l'ancien complexe d'aldéhyde de la Shawinigan Chemicals	L	Résidus de catalyseurs (mercure et autres métaux) et divers composés organiques de l'usine d'acétaldéhyde	04-07/I
Lieu d'élimination de l'usine d'aldéhyde de la Shawinigan Chemicals (fond du ruisseau artificiel bordant le banc de chaux)	L	Sédiments de ruisseau artificiel contaminé par le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb, le zinc et les BPC	04-62/I
Carrière Diamond	I	Usine de taille de granite (MES, huiles et graisses)	
SHAWINIGAN-SUD			
Ancien dépôt de Shawinigan-Sud	L	Déchets domestiques et industriels	04-46/III
SAINT-GÉRARD-DES-LAURENTIDES			
Dépôt de Montreuil	L	Déchets domestiques et déchets provenant de diverses industries de Shawinigan	04-08/II
SAINT-BONIFACE-DE-SHAWINIGAN			
Lieu d'enfouissement du mercure de la CIL	L	Boues contaminées par le mercure et matériaux en provenance de la démolition des bâtiments et de l'équipement du procédé de production de chlore-alcali de l'ancienne usine CIL	04-09/III
BAIE-DE-SHAWINIGAN			
Abitibi-Consolidated inc., div. Belgo	I	Pâtes et papiers (MES, DBO, DCO, acides gras et résiniques, hydrocarbures et métaux)	
SAINT-ÉTIENNE-DES-GRÈS			
Enfouissement de Saint-Étienne-des-Grès	L	Déchets domestiques et industriels	04-13/II

1. I = industrie (les industries agroalimentaires ne sont pas incluses). L = site d'élimination de déchets industriels.

2. Catégorie et numéro des sites d'élimination de déchets industriels utilisés par le ministère de l'Environnement (MENVIQ, 1991).



Localisation des stations d'échantillonnage

L'échantillonnage des poissons, des sédiments en suspension et de l'eau a été réalisé par le ministère de l'Environnement et de la Faune en 1996. La campagne d'échantillonnage a permis d'inventorier huit stations pour le poisson, sept stations pour les sédiments en suspension et une station pour l'eau. La liste de ces stations apparaît au tableau 2 et leur localisation est illustrée à la figure 1. Pour le poisson, six stations se situaient sur le cours principal de la rivière Saint-Maurice. Une station se situait au réservoir Blanc et une sur la rivière Shawinigan. Les stations pour les sédiments en suspension et pour l'eau étaient toutes situées sur la rivière Saint-Maurice.

L'emplacement des stations a été choisi afin de déterminer des différences temporelles dans les niveaux de contamination des poissons par les substances toxiques entre 1989 et 1996 ainsi que la répartition spatiale de la contamination. Pour les sédiments en suspension, les stations ont été déterminées en fonction des sources potentielles des contaminants recherchés et, dans la mesure du possible, aux mêmes endroits que les stations échantillonnées par le passé pour les sédiments de fond.

Échantillonnage de l'eau

Substances organiques

L'eau a été échantillonnée à grand volume pour les substances organiques et le mercure en ultra-traces. La station était située dans la rivière Saint-Maurice à la hauteur de la prise d'eau de Trois-Rivières (station 8,0) (figure 1). L'échantillonnage a été effectué à toutes les deux semaines entre le 11 juillet et le 17 octobre 1996 pour un total de huit échantillons.

L'échantillonnage et l'extraction des échantillons ont été rendus possibles grâce à une entente de partenariat entre le ministère de l'Environnement et de la Faune et le Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada.

L'échantillonnage de l'eau à grand volume permet la détection de substances organiques présentes dans l'eau en quantités très faibles. Ainsi, l'échantillonnage de 53,5 litres permet d'atteindre des limites de détection de 3 à 30 fg/l (phase dissoute) et de 0,01 à 0,07 pg/l (phase particulaire) dans le cas des dioxines et furanes, de 1 à 200 pg/l (phase dissoute) et de 0,4 à 60 pg/l (phase particulaire) dans le cas des HAP, de 0,01 à 0,8 pg/l (phase dissoute) et de 0,01 à 0,8 pg/l (phase particulaire) dans le cas des BPC.

L'échantillonnage a été effectué en prélevant un total de 53,5 litres d'eau dans 3 contenants de 20 l en acier inoxydable (Spartanburg™). L'ensemble des opérations de prélèvement et de préparation des contenants (lavage et décontamination) a suivi les prescriptions de Cossa *et al.* (1996) afin d'éviter la contamination des échantillons. L'échantillonnage à grand volume nécessite l'utilisation d'une technique propre afin de réduire la contamination de l'échantillon provenant de sources exogènes (air, matériaux, échantillonneur) Cossa *et al.* (1996). Des gants en polyéthylène ont été utilisés pour toutes les opérations, du prélèvement à l'analyse. Les matériaux choisis pour travailler sur ces échantillons d'eau sont : le verre, l'acier inoxydable, le

téflon et l'aluminium. Le matériel utilisé est préalablement lavé et décontaminé au moyen de solvants selon les techniques de lavage.

Tableau 2 Situation géographique des stations échantillonnées sur les rivières Saint-Maurice et Shawinigan en 1996

N° de la station (N° de station de la BQMA)	Identification de la station	Substrat étudié	Année	N° de la carte (1:50 000)	Latitude (nord) UTM	Longitude (ouest) UTM
219,5 (5010430)	Réservoir Blanc	Poisson	1996	31P15	5156210	671120
173,5 (05010011)	Amont de La Tuque	Poisson, sédiments en suspension	1996	31P10	5262150	667150
164,5 (05010421)	Aval de La Tuque	Poisson	1996	31P07	5255120	666140
158,5 (05010010)	Aval de La Tuque	Sédiments en suspension	1996	31P07	5249490	666660
68,5 (5010339)	Saint-Roch-de-Mékinac	Poisson	1996	31I15	5181600	668800
51,2 (05010127)	Amont de Grand-Mère	Poisson, sédiments en suspension	1996	31I10	5167300	677000
44,5 (05010009)	Aval de Grand-Mère	Poisson	1996	31I10	5160830	675720
39 (5010408)	Aval de Grand-Mère	Sédiments en suspension	1996	31I10	5158710	674510
38 (5010331)	Aval de S.É.C.A.L.	Sédiments en suspension	1996	31I10	5158000	674100
36,1 (5010407)	Shawinigan	Sédiments en suspension	1996	31I10	5155990	673080
27 (5010431)	Saint-Étienne-des-Grès	Sédiments en suspension	1996	31I07	5150250	670500
25,5 (05010002)	Saint-Étienne-des-Grès (127 km en aval de Cartons Saint-Laurent inc., usine de La Tuque)	Poisson	1996	31I07	5148000	671400
8,0 (5010007)	Prise d'eau de Trois-Rivières	Eau	1996	31I07	5139050	683750
S0,2 (5010424)	Rivière Shawinigan, 0,2 km de l'embouchure	Poisson	1996	31I10	5156210	671120

BQMA = banque de données sur la qualité du milieu aquatique.

La filtration est effectuée au laboratoire d'Environnement Canada au moyen d'un système en ligne où les contenants Spartanburg sont alimentés à l'azote purifié d'une pression de 30psi, et raccordés au système de filtration de grand diamètre équipé d'un filtre en fibre de verre de porosité 0,7µm. Le filtrat est conservé dans trois récipients en acier inoxydable de 17,85 l (Spartanburg™) refermés d'un couvercle muni d'une feuille de Téflon. Ces récipients sont gardés à la température de la pièce pendant moins de 24 heures avant l'extraction au laboratoire. Quant aux filtres avec leur contenu en matières particulaires, ils sont conservés dans une éprouvette fermée au moyen d'un bouchon muni d'une feuille de téflon et conservés à -20°C jusqu'à l'extraction.

Mercuré

L'échantillonnage de l'eau en ultra-traces permet la détection de substances inorganiques présentes dans l'eau en quantité très faibles et permet également d'éviter la contamination des échantillons.

Afin d'éviter cette contamination de nos échantillons d'eau et de détecter de très faibles concentrations de mercure, de l'ordre de nanogrammes par litre, dans la fraction dissoute et particulaire de l'eau, on a utilisé la technique d'analyse du mercure à l'état trace développée par Environnement Canada (Quémerais et Cossa, 1995).

Le prélèvement des échantillons destinés à l'analyse du mercure inorganique respecte la technique propre pour les éléments traces (Quémerais et Cossa, 1995) ou « mains propres/mains sales » (méthode 1669, U.S. EPA, 1995). Les matériaux choisis pour travailler sur ces échantillons d'eau sont : le verre, le téflon et le polyéthylène basse densité. Tout le matériel utilisé ou qui entre en contact avec l'échantillon est préalablement lavé et décontaminé à l'acide selon les techniques de lavage de Quémerais et Cossa (1995).

L'eau a été prélevée dans un flacon en téflon de un litre puis ensaché dans deux sacs en polyéthylène et conservés à -4 °C jusqu'à la filtration.

Les échantillons ont été filtrés dans les quatre heures suivant le prélèvement, sous une hotte à flux laminaire de Classe 100, au laboratoire de la qualité du milieu du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec à Sainte-Foy, selon la méthode d'Environnement Canada (Quémerais et Cossa, 1995).

Qualité de l'eau

Les échantillons d'eau en vue d'analyse des paramètres de la qualité de l'eau ont été prélevés dans une série de bouteilles de polyéthylène de volume variable selon le descripteur à analyser et conservés à 4°C jusqu'à leur analyse au laboratoire du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, à Sainte-Foy. Ces échantillons sont analysés selon les méthodes analytiques de chacun des descripteurs [température, oxygène dissous, pH, turbidité, conductivité, nitrites et nitrates, azote ammoniacal, azote total, phosphore dissous (filtré à 0,7 µm) et en suspension, matières en suspension (filtré à 1,2 ; 0,7 et 0,45 µm), carbone

organique dissous (non-filtré et filtré à 0,7 et à 0,45 μm), DBO_5 , calcium et magnésium] telles que décrites dans Laflamme (1995).

Échantillonnage des sédiments en suspension

Les sédiments en suspension ont été échantillonnés avec des trappes à sédiments (figure 2). Les trappes à sédiments utilisées ici sont des tuyaux de 75 cm de longueur et d'un diamètre de 10 cm percés de neuf trous de 1,25 cm de diamètre à 20 cm du bord supérieur. Les trappes sont fermées au bout supérieur par un capuchon. Les trappes sont retenues en place grâce à une roue en métal de 80 cm de diamètre et une corde.

Toutes les parties des trappes entrant en contact avec l'échantillon sont en acier inoxydable. L'eau de la rivière passe par les trous et est projetée sur le côté opposé au trou. Il se crée alors un remous où les particules présentes peuvent sédimenter. Un pot en verre placé dans le fond de la trappe recueille les sédiments en suspension. Les trappes à sédiments ont été installées sur le fond entre le 15 et le 18 juillet 1996 et ont été retirées entre le 9 et le 11 septembre 1996. L'ensemble du matériel d'échantillonnage a été lavé selon les méthodes spécifiées par Environnement Canada et le ministère de l'Environnement du Québec (1992b).

Les trappes à sédiments intègrent, sur une période de huit semaines, les sédiments en suspension dans l'eau. Elles permettent donc d'étudier sur une période de temps prédéterminée la contamination par les substances toxiques des sédiments en suspension. L'efficacité des trappes à sédiments dépend de la longueur du tuyau, de la dimension des perforations, de la présence de chapeau et de la granulométrie des sédiments de la rivière (Mudroch et MacKnight, 1991).

Cinq trappes ont été installées à chaque station. Lors des crues exceptionnelles du 19 au 20 juillet 1996, certaines trappes ont été perdues ou encore couchées par le courant. À cause de ceci, cinq stations n'avaient plus que quatre répliqués. Les effectifs analysés à chacune des stations sont identifiés à l'annexe 2.

Les bocaux en verre contenant les sédiments ont été entourés de papier aluminium rincé à l'hexane et fermés. Le papier d'aluminium servait à empêcher à la fois la photoactivation ou photodégradation des HAP et le contact entre les sédiments et le couvercle. Les bocaux ont été placés sur glace dans des glacières pendant la journée de cueillette et ont été congelés par la suite (-20°C).

Au laboratoire, les échantillons ont été tamisés humides (tamis de 180 μm). Le poids sec a été déterminé pour les deux fractions ($< 180 \mu\text{m}$ et $> 180 \mu\text{m}$). La granulométrie (méthode Boyoucos) a été déterminée sur la fraction inférieure à 180 μm .

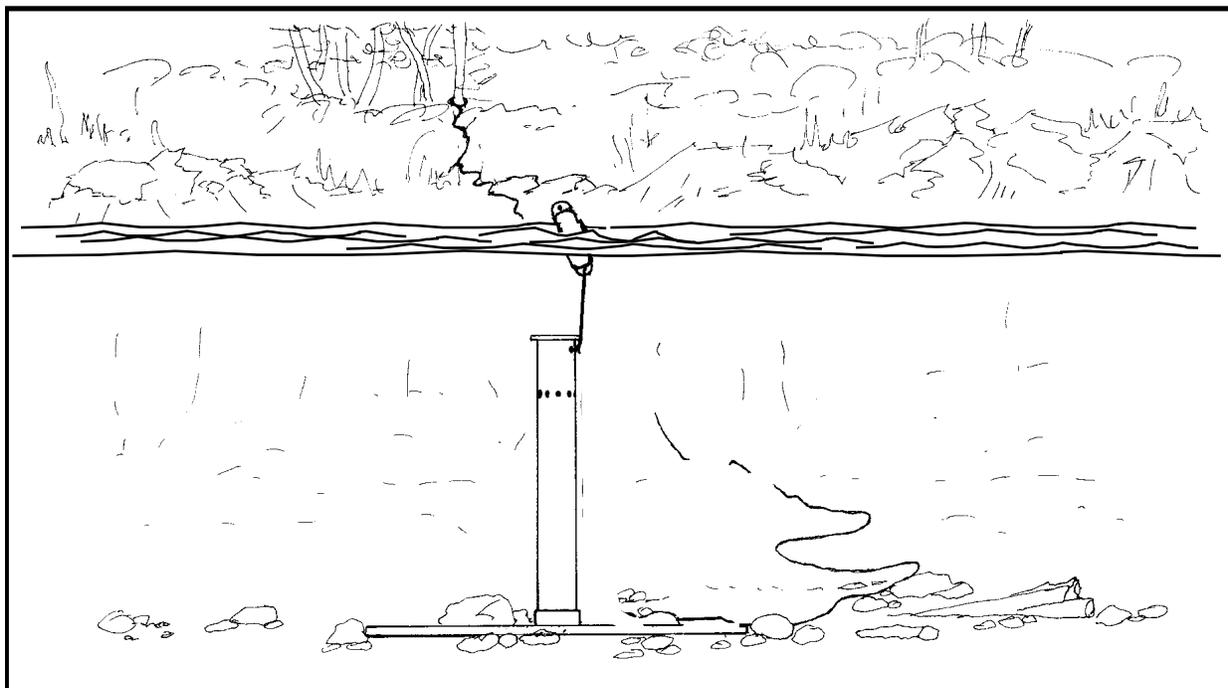
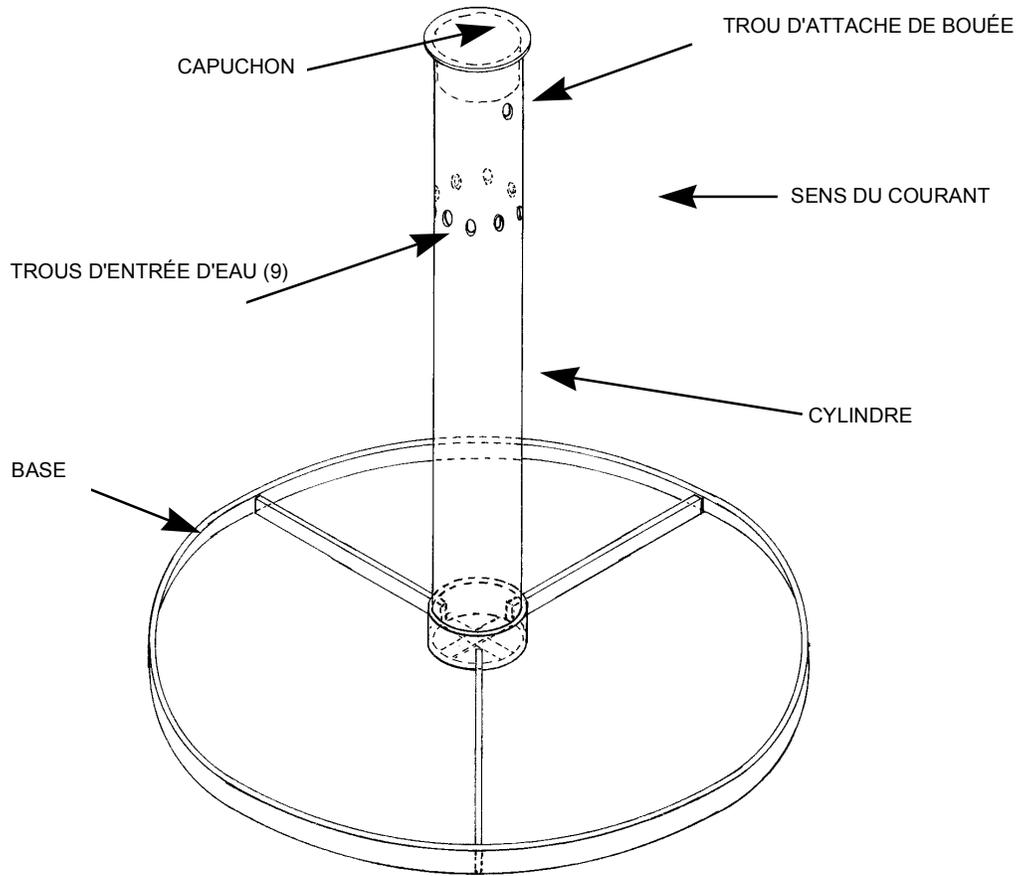


Figure 2 Schéma des trappes à sédiments en suspension

Échantillonnage et préparation des poissons

En 1996, des filets maillants ont servi à la capture des poissons à chacune des stations d'échantillonnage. Les filets maillants mesuraient 30 m de longueur par 2 m de largeur avec des mailles étirées de 5 cm, de 7,5 cm et de 10 cm.

En 1996, la taille (longueur totale) et le poids ont été mesurés sur chaque poisson récolté. La procédure de conservation consistait à envelopper les poissons dans du papier d'aluminium lavé à l'acétone et à l'hexane (distillé dans le verre), puis à les conserver temporairement dans la glace (pour la durée de la journée) jusqu'au moment de leur congélation.

En laboratoire, on homogénéisait les spécimens en les broyant au moyen d'un hache-viande en acier inoxydable et en mélangeant manuellement la pâte résultante. On répétait deux fois cette opération.

Pour les grands brochets, les doré jaunes, les grands corégones et les meuniers noirs, la chair de poisson sans la peau de chaque individu était homogénéisée de cette façon en 1996. Pour la perchaude et la barbotte brune, il pouvait arriver que des homogénats de quelques individus soient constitués. La chair de poisson a été analysée parce qu'elle est consommée par l'homme. C'est également dans la chair que le mercure se bioaccumule le plus.

Les meuniers noirs entiers ont été homogénéisés et analysés par groupe de cinq poissons. Les homogénats étaient constitués d'individus de même classe de taille et dont l'étendue de taille était généralement inférieure à 10 mm. Il a pu arriver que les homogénats soient constitués de moins de cinq poissons.

Les effectifs de chaque homogénat analysé sont spécifiés aux annexes 3 et 4.

Substances toxiques analysées

Eau, contaminants organiques

Les extractions des phases dissoute et particulaire, les purifications des extraits et le dosage des contaminants organiques ont été faits par les techniciens du MEF. Les filtrats de la phase dissoute ont été extraits et concentrés au dichlorométhane à l'aide d'un extracteur grand volume Goulden, au laboratoire d'Environnement Canada, selon la méthode d'Environnement Canada (1996). La phase particulaire, quant à elle, a été extraite au toluène à l'aide d'un extracteur Soxhlet par la division Contaminants hautement toxiques du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec à Laval. Ces deux extraits sont concentrés sous jet d'azote jusqu'à un volume d'environ 1 millilitre pour le dosage.

Les analyses des deux phases ont été prises en charge par la division Contaminants hautement toxiques du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec à Laval. Les congénères de BPC les HAP, les dioxines et furanes ont été purifiés sur une colonne de gel d'alumino-silicate d'argent suivie d'une colonne d'alumine, selon la méthode MA 400-DF 1.0 (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 1997). Le dosage des dioxines

(7 substances) et furanes (10 substances), des HAP (21 substances) et des BPC planaires (IUPC 77, 126, 169) a été réalisé par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse haute résolution. Les autres congénères de BPC (37 congénères) ont été dosés par chromatographie en phase gazeuse couplée à une trappe ionique opérant en mode MS/MS. En ce qui concerne le contrôle de qualité, les résultats ont été corrigés pour la récupération des analogues marqués. De plus, les valeurs obtenues pour les blancs de Goulden ont été soustraites aux résultats des fractions dissoutes correspondantes. Des blancs de contenants (Spartanburg™), blancs de filtres et blancs de colonnes ont également été réalisés et ont servi à corriger les résultats.

Eau, mercure

Le mercure dissous total est analysé après préconcentration par amalgamation du mercure volatil Hg^0 sur piège de sable doré suivie de sa détection par fluorescence atomique, selon la méthode $BrCl$ et $SnCl_2$ décrits par Quémerais et Cossa (1995). Le mercure particulaire est déterminé selon la même méthode que la phase dissoute une fois que le filtre et ses particules sont digérés par HNO_3 : HCl dans un réacteur de téflon.

Les tests de calibration effectués ont montré que les blancs de chimie étaient de l'ordre de 100 picogrammes (pg) pour la phase dissoute et de 30 pg pour la phase particulaire avec des limites de détection de 30 à 50 pg pour les deux phases.

Sédiments en suspension

Les HAP ont été analysés sur les échantillons de sédiments en suspension. Les analyses ont été effectuées sur la fraction inférieure à 180 μm . Un aliquote est asséché au sulfate de sodium, puis extrait deux fois avec un mélange d'hexane/acétone, et deux autres fois au dichlorométhane (Marc Gignac, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, comm. pers.). L'extrait est filtré, concentré et purifié sur colonne de silice et injecté dans un chromatographe en phase gazeuse muni d'un détecteur de spectrométrie de masse (GC-MSD), opéré en mode d'ions sélectifs. Pour les HAP, 26 produits individuels sont dosés par comparaison avec un mélange-étalon et corrigés par rapport à 15 HAP deutérés, ajoutés en début d'analyse.

Poissons

La chair des grands brochets, des dorés jaunes, des grands corégones, des perchaudes, des barbottes brunes et des meuniers noirs a été analysée pour le mercure. Les barbottes brunes ont été analysées à une station pour les dioxines et furanes. Les classes de taille des différentes espèces sont indiquées à l'annexe 5.

Les homogénats de meuniers noirs entiers ont été analysés pour 68 substances dont le mercure, les BPC (BPC totaux, 45 congénères individuels), les acides résiniques (cinq substances), les dioxines (sept substances) et les furanes chlorés (dix substances). Le meunier noir entier a été choisi comme

objet d'analyse parce qu'il est une espèce benthivore et est par conséquent un bon indicateur de la contamination à la fois associée aux sédiments et à la colonne d'eau. Le poisson entier a été choisi parce qu'il peut constituer une bonne indication de la contamination des organismes aquatiques consommés par la faune terrestre. L'annexe 6 présente l'ensemble des substances dosées par espèce de poisson ainsi que les limites de détection analytiques pour chacune des substances analysées.

Le mercure a été analysé par spectrométrie d'absorption atomique formation de vapeur (méthode MENVIQ 86.11/207 Hg 1.1). Les dioxines et furanes ont été analysés par dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse (méthode MENVIQ 93.03/407 D.F. 1.1). Les acides résiniques ont été extraits avec un mélange d'hexane et de MTBE acidifié, purifiés par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse après dérivation avec le diazométhane (méthode MENVIQ 94.01/407 Aci.R. 1.1).

Les BPC ont été analysés de la façon suivante (Marc Gignac, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, MEF, comm. pers.) : l'échantillon déshydraté est homogénéisé en présence d'un mélange hexane-dichlorométhane. L'extrait est filtré, concentré et purifié par chromatographie en perméation de gel et sur colonne de florisil (méthode MENVIQ 92.02-40-C.OC 1.1). Les différents congénères individuels de BPC sont dosés par injection de l'extrait dans un chromatographe en phase gazeuse muni d'un détecteur en spectrométrie de masse (GC-MSD) (méthode MEF 407-BPC.OC 1.0). En mode d'ion sélectif, 45 congénères sont quantifiés individuellement à l'aide d'une solution-étalon de concentration connue. En plus des éléments usuels du contrôle de qualité (réplicats, blancs de colonne, détermination de l'erreur analytique), la validation de l'analyse pour chaque échantillon est effectuée à l'aide de trois étalons ajoutés avant l'extraction et de quatre étalons ajoutés avant l'injection. Les différents congénères de BPC sont identifiés au moyen de leur numéro IUPAC.

Historiquement, les BPC totaux ont été quantifiés à l'aide de l'aroclor 1254 par chromatographie en phase gazeuse muni d'un détecteur à capture d'électrons (GC-ECD). Le dosage était effectué avec 6 pics importants de l'aroclor 1254 (n° IUPAC 66+95 (formant un pic), 99, 110, 118, 153 et 138). Afin d'être en mesure d'effectuer la comparaison entre la nouvelle méthode d'analyse par congénère et l'ancienne méthode, un algorithme de calcul a été mis au point (Marc Gignac, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, comm. pers.). Sept congénères sont utilisés (n° IUPAC 66, 95, 99, 110, 118, 153 et 138). En analysant une solution-étalon connue d'aroclor 1254 avec la méthode des congénères en GC-MSD, un facteur de correction est déterminé pour chacun des pics. Cet algorithme de calcul appliqué à chaque échantillon analysé permet de passer de la concentration en congénère à la concentration en aroclor 1254; la moyenne des 6 résultats obtenus représentant l'expression des BPC totaux à l'aide de l'aroclor 1254, tel qu'il aurait été déterminé en GC-ECD. Cette méthode a été validée à l'aide de 175 données comparatives obtenues par les deux techniques analytiques dans le cadre du réseau-toxiques 1995.

Analyse statistique

Les teneurs en contaminants dans les poissons en 1996 ont été comparés lorsque possible aux teneurs présentées dans des études antérieures (Lapierre, 1995; Laliberté, 1990; Nadeau *et al.*, 1992).

Régression de la longueur totale en fonction de la longueur à la fourche

Avant de procéder aux tests statistiques comparant les résultats de 1989 avec ceux de 1993 et 1996, nous avons corrigé en longueur totale la taille des poissons, qui a été mesurée en longueur à la fourche en 1989, afin de standardiser l'utilisation de la longueur totale dans les documents traitant de la contamination du poisson et donc de permettre la comparaison avec les mesures effectuées en 1993 et 1996. Pour ce faire, les équations de régression de la longueur totale en fonction de la longueur à la fourche ont été utilisées (Lapierre, 1995).

Calcul de la teneur en dioxines et furanes exprimée en équivalent toxique

Les teneurs en sept polychlorodibenzo-*p*-dioxines (dioxines) et en dix polychlorodibenzofuranes (furanes) ont été mesurées individuellement dans certains homogénats de poissons entiers ainsi que dans l'eau. Parmi ces substances, on considère que la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxine (2,3,7,8-T₄CDD) est celle qui représente le plus haut niveau de toxicité. Pour évaluer la toxicité globale de l'ensemble de ces substances, tout en tenant compte de la toxicité individuelle de chacune des substances, on a choisi d'utiliser des facteurs d'équivalence de toxicité par rapport à la 2,3,7,8-T₄CDD. Pour obtenir la teneur exprimée en équivalent toxique d'une des dioxines et d'un des furanes, on multiplie la concentration de la substance par le facteur d'équivalence. La teneur exprimée en équivalent toxique global est obtenue en faisant la sommation des teneurs en équivalent toxique de chacune des dioxines et de chacun des furanes analysés. On considère pour ce faire que les toxicités sont additives et qu'il n'y a pas d'effet synergique. Les facteurs d'équivalence pour chacune des substances dosées sont donnés au tableau 3 (OTAN, 1988). Il est cependant à noter que certains congénères de BPC contribuent également à l'équivalence toxique. Il existe, entre autres pour les BPC coplanaires, des facteurs d'équivalence toxique. Ceux-ci ne seront pas considérés dans cette étude, la plupart des BPC coplanaires n'ayant pas été analysés dans cette étude.

Comparaison des teneurs entre les stations et entre les années dans le poisson

Afin de comparer les teneurs mesurées des différentes stations et années échantillonnées, nous avons utilisé plusieurs approches différentes.

La première approche a été utilisée pour les chairs des différentes espèces analysées. Les teneurs des homogénats ont été considérées par classe de taille afin de permettre la comparaison des données extraites aux autres stations et pour les autres années.

Évaluation du niveau de contamination de l'eau

Lorsque les effectifs des échantillons le permettaient, des régressions ont été recherchées entre les teneurs des substances analysées et la longueur totale ainsi que le pourcentage de lipides pour chaque espèce, à chaque station et année analysées. Dans les cas où des relations significatives ont été constatées, les comparaisons effectuées tenaient compte de ces relations. L'analyse de covariance avec la variable présentant une relation significative était alors utilisée (ANCOVA sur

les rangs). La satisfaction des conditions d'application de l'analyse était vérifiée au préalable par une comparaison des pentes.

Tableau 3 Facteurs d'équivalence des dioxines et furanes dosés en 1996

Substance	Facteur d'équivalence
<u>Dioxines</u>	
2,3,7,8-T ₄ CDD	1,0
1,2,3,7,8-P ₅ CDD	0,5
1,2,3,4,7,8-H ₆ CDD	0,1
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDD	0,1
1,2,3,7,8,9-H ₆ CDD	0,1
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDD	0,01
OCDD	0,001
<u>Furanes</u>	
2,3,7,8-T ₄ CDF	0,1
1,2,3,7,8-P ₅ CDF	0,05
2,3,4,7,8-P ₅ CDF	0,5
1,2,3,4,7,8-H ₆ CDF	0,1
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDF	0,1
2,3,4,6,7,8-H ₆ CDF	0,1
1,2,3,7,8,9-H ₆ CDF	0,1
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDF	0,01
1,2,3,4,7,8,9-H ₇ CDF	0,01
OCDF	0,001

Tiré de : OTAN (1988)

Pour les dioxines, furanes, BPC et autres, les amplitudes de variation faibles dans les tailles mesurées ont pu faire que les régressions appliquées n'étaient pas significatives. Ceci peut donc expliquer pourquoi aucune relation n'a été établie entre ces contaminants et le pourcentage de gras par exemple, alors qu'une amplitude de variation plus grande aurait permis d'établir des relations significatives. Les données ne permettaient pas de tenir compte de ce facteur.

Dans la majorité des cas cependant, l'analyse de covariance n'était pas applicable en raison de régressions non significatives ou d'effectifs trop faibles dans les blocs de données à comparer. Dans ces cas, deux approches ont été utilisées. Des tests non paramétriques (Kruskal-Wallis ou Wilcoxon) étaient utilisés pour comparer les teneurs des différentes stations pour une année ou entre

les années pour une même station. Dans les cas où les analyses statistiques portaient sur plus de deux stations, les analyses comportant des différences significatives faisaient l'objet de comparaisons multiples (test de Tukey pour effectifs inégaux). Des comparaisons entre les longueurs totales et les pourcentages de lipides étaient également effectuées pour permettre l'interprétation des résultats.

Dans le cas des BPC, les teneurs ont également été normalisées à 1 % de lipides.

Nous avons effectué les mêmes types d'analyses pour comparer les teneurs présentes dans les poissons entiers.

La plupart du temps, les teneurs médianes ont été préférées aux teneurs moyennes dans la présentation des résultats. En effet, les teneurs médianes sont préférables aux teneurs moyennes lorsque plusieurs échantillons ont des concentrations en dessous des limites de détection des méthodes. C'est d'ailleurs également pour cela que les méthodes de comparaison non paramétriques ont été préférées en général.

Les concentrations en mercure, BPC, HAP et dioxines et furanes présents dans les échantillons d'eau (phase dissoute et particulaire) ont été comparées aux critères de qualité pour l'eau de surface du Québec (MEF, 1998). Les critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques incluent à la fois la consommation de l'eau et la consommation d'organismes aquatiques (surtout le poisson) après bioaccumulation de la substance. Dans le cas du mercure, des BPC et des dioxines et furanes, la plus grande proportion des concentrations proviennent de la bioaccumulation dans le poisson et non de l'eau consommée. Ceci peut être vérifié par une comparaison entre le critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques (eau et organismes aquatiques) et celui des organismes aquatiques seulement (MEF, 1998). Ceux-ci sont pratiquement les mêmes. Dans le cas des HAP cependant, la plus grande partie de la contamination provient de l'eau plutôt que des organismes aquatiques, les HAP étant peu bioaccumulés dans le poisson. Les différents critères sont présentés à l'annexe 7.

Les critères de qualité de l'eau de surface sont établis à des seuils de prévention afin de déterminer la nécessité d'action sur les sources de pollution. Ils posent des hypothèses conservatrices afin d'éliminer la contamination. Cela diffère par exemple des doses de référence utilisées afin de déterminer des lignes directrices de consommation de poisson. Celles-ci se situent plutôt à un seuil d'intervention auprès de la population. Il en est de même pour les critères et normes d'eau potable. Le dépassement des critères de qualité de l'eau de surface doit être considéré comme une sonnette d'alarme et être suivi d'actions concrètes afin de diminuer les sources et de vérifier la contamination de l'eau après traitement à la prise d'eau potable.

Dans le cas des dioxines et furanes, des BPC et des HAP (cancérogènes, du groupe 1, MEF, 1998) les critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques correspondent à un niveau de risque équivalent à un cas de cancer supplémentaire pour une population d'un million d'individus.

En plus de la comparaison de la contamination de l'eau avec les critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques, la comparaison a également été effectuée avec les critères vie aquatique (toxicité aiguë et chronique) lorsque ceux-ci sont disponibles (MEF, décembre 1997, en 1998) (mercure, BPC, HAP individuels, dioxines et furanes) et les critères pour la protection de la faune terrestre piscivore (mercure, BPC, dioxines et furanes).

Pour ce qui est du mercure, les teneurs dans la phase particulaire ont également été calculées en µg de mercure par kilogramme de poids sec de matière en suspension. Ceci permet la comparaison entre les teneurs dans l'eau et les critères intérimaires de qualité des sédiments (Environnement Canada et Ministère de l'Environnement du Québec, 1992a).

Évaluation du niveau de contamination des sédiments en suspension

Les teneurs mesurées dans les sédiments en suspension sont comparées aux critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent (Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec, 1992a).

Ces critères sont divisés en seuils sans effet (SSE), en seuils d'effets mineurs (SEM) et en seuils d'effets néfastes (SEN). Les seuils sans effet (SSE) sont définis comme étant les teneurs de base, sans effet chronique ou aigu. Les seuils d'effets mineurs (SEM) sont les teneurs où sont observés des effets mais qui sont tolérés par la majorité des organismes benthiques. Les seuils d'effets néfastes (SEN) représentent les teneurs qui suscitent des effets nuisibles pour la majorité des organismes benthiques. Les SSE et les SEM pour les substances analysées et visées par les critères sont spécifiés au tableau 4. Quant aux SEN, il est nécessaire de les calculer pour chacun des échantillons en tenant compte du pourcentage de carbone organique total. Les SEN de chacun des échantillons sont spécifiés à l'annexe 8.

Évaluation du niveau de contamination pour le poisson

Pour le mercure, les BPC et les dioxines et furanes, les teneurs dans la chair ont d'abord été comparées aux directives pour la mise en marché des produits de la pêche de Santé Canada (SBESC, 1986). Ces directives sont de 0,5 mg/kg pour le mercure, 2000 µg/kg pour les BPC et de 20 ng/kg pour le 2,3,7,8-T₄CDD. Cette directive, de 20 ng/kg de 2,3,7,8-T₄CDD, a été établie à partir de la consommation de 113 grammes de poisson par semaine dont la teneur en 2,3,7,8-T₄CDD représente une dose de 4,6 pg/kg/jour.

Il n'existe pas de directive formulée par Santé Canada en équivalent toxique de la 2,3,7,8-TCDD. Cependant, cette directive fait actuellement l'objet d'une discussion. La directive proposée est de 15 ng/kg d'équivalent toxique de la 2,3,7,8-TCDD. Celle-ci correspond à une dose journalière admissible de 10 pg/kg/jour d'équivalent toxique de la 2,3,7,8-TCDD pour une personne de poids moyen de 60 kg et à une consommation de 40 grammes de poisson par jour la vie durant. Ce calcul suppose que 100 % de la dose journalière en dioxines et furanes provient du poisson, ce qui n'est pas le cas. Cette dose correspond donc à une consommation d'un repas de 280 grammes de poisson par semaine.

Tableau 4 Seuils sans effet et seuils d'effets mineurs pour l'évaluation de la qualité des sédiments en suspension

	Seuil sans effet (SSE) ¹	Seuil d'effets mineurs (SEM) ¹
Naphtalène	0,02	0,4
Acénaphthylène	0,01	-
Acénaphthène	0,01	-
Fluorène	0,01	-
Phénanthrène	0,03-0,07	0,4
Anthracène	0,02	-
Fluoranthène	0,02-0,2	0,6
Pyrène	0,02-0,1	0,7
Benzo[a]anthracène	0,05-0,1	0,4
Chrysène	0,1	0,6
Benzo[b+i] fluoranthène	0,3	-
Benzo[k] fluoranthène	0,3	-
Benzo[a]pyrène	0,01-0,1	0,5
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	0,07	-
Dibenzo[a,h]anthracène	0,005	-
Benzo[g,h,i]pérylène	0,1	-

1. Tirés d'Environnement Canada et ministère de l'Environnement, 1992a.

Les teneurs dans la chair ont ensuite été comparées aux critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques. Ces critères ont été calculés à partir des critères de qualité de l'eau de l'U.S. EPA (1992). Ces critères sont de 1,4 µg/kg pour les BPC, de 0,07 ηg/kg en équivalent toxique de la 2,3,7,8-TCDD. Pour le mercure, les teneurs ont été comparées au critère calculé à partir des critères de qualité de l'eau spécifique aux Grands Lacs, soit 0,21 mg/kg (U.S. EPA, 1995a). Les critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques de l'U.S. EPA sont situés à des niveaux de prévention. Ils ont été calculés à partir des critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques et convertis en bioaccumulation dans la chair de poisson. Des dépassements de ces critères indiquent que la qualité de l'eau n'est pas pleinement satisfaisante.

En Ontario, les restrictions de consommation commencent à 10 ng/kg d'équivalent toxique de la 2,3,7,8-TCDD dans le poisson (MNR, 1995). Aux États-Unis, l'U.S.FDA a émis une directive en 1997 concernant le poulet (1 ηg/kg en équivalent toxique de la 2,3,7,8-TCDD).

Afin de comparer entre les années les fréquences de dépassement, pour le mercure, de la directive pour la mise en marché des produits de la pêche, une analyse par tableaux de

contingence est effectuée (Legendre et Legendre, 1979). Pour chaque espèce et année, la fréquence de dépassement absolue et théorique est calculée. La fréquence théorique suppose une distribution aléatoire des dépassements de la directive. Les fréquences absolues dépassant les fréquences théoriques sont indicatives d'une contamination plus grande des espèces et/ou des années considérées.

Les teneurs dans le poisson entier ont été comparées aux critères pour la protection de la faune terrestre piscivore. Les critères pour la protection de la faune terrestre piscivore sont déterminés en considérant les espèces d'avifaune ou de mammifères les plus susceptibles d'être affectées par la consommation d'espèces aquatiques contaminées. Voilà pourquoi c'est la teneur dans le poisson entier qui est prise en compte au regard de ces critères. Ceux-ci ont été calculés à partir des critères de qualité de l'eau pour la protection de la faune terrestre piscivore (critères propres aux Grands Lacs; U.S. EPA, 1995). Ces critères sont de 0,057 mg/kg pour le mercure, de 160 µg/kg pour les BPC et de 0,66 ng/kg pour la 2,3,7,8-TCDD. Pour les BPC, la teneur a également été comparée au critère relatif à la protection des espèces terrestre piscivores (CMI, 1988). Ce critère est de 100 µg/kg. Les dépassements de ces critères indiquent que la qualité de l'eau n'est pas pleinement satisfaisante.

CONTAMINATION DE L'EAU ET DES POISSONS PAR LE MERCURE

Contamination de l'eau à la station 8,0

La contamination de l'eau a été analysée à une station de la rivière Saint-Maurice en 1996. La station était située au milieu de la rivière en face de la prise d'eau de Trois-Rivières (km 8,0). L'échantillonnage s'est effectué aux deux semaines entre le 11 juillet et le 17 octobre 1996.

Comparaison aux critères de qualité de l'eau de surface

Les teneurs en mercure de la phase dissoute excédaient le critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques (1,8 ng/l) dans 62,5 % des cas (annexe 7 et figure 3) (MEF, 1998). L'amplitude de dépassement variait de 1,08 à 1,47 fois le critère.

Toutes les valeurs excèdent le critère pour la protection de la faune terrestre piscivore (1,3 ng/l) avec une amplitude de dépassement variant de 1,08 à 2,03 fois le critère. Le critère vie aquatique (908 ng/l toxicité chronique) n'était quant à lui jamais dépassé.

Au point de vue du mercure total (dissous + particulaire), toutes les valeurs excédaient le critère de la qualité des eaux de surface visant la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques avec une amplitude de dépassement variant de 1,43 à 3,89 fois le critère. Toutes les valeurs excédaient également le critère pour la protection de la faune terrestre piscivore avec des amplitudes de dépassement variant de 1,98 à 5,38 fois le critère. Aucune des valeurs n'excédait le critère vie aquatique (toxicité chronique).

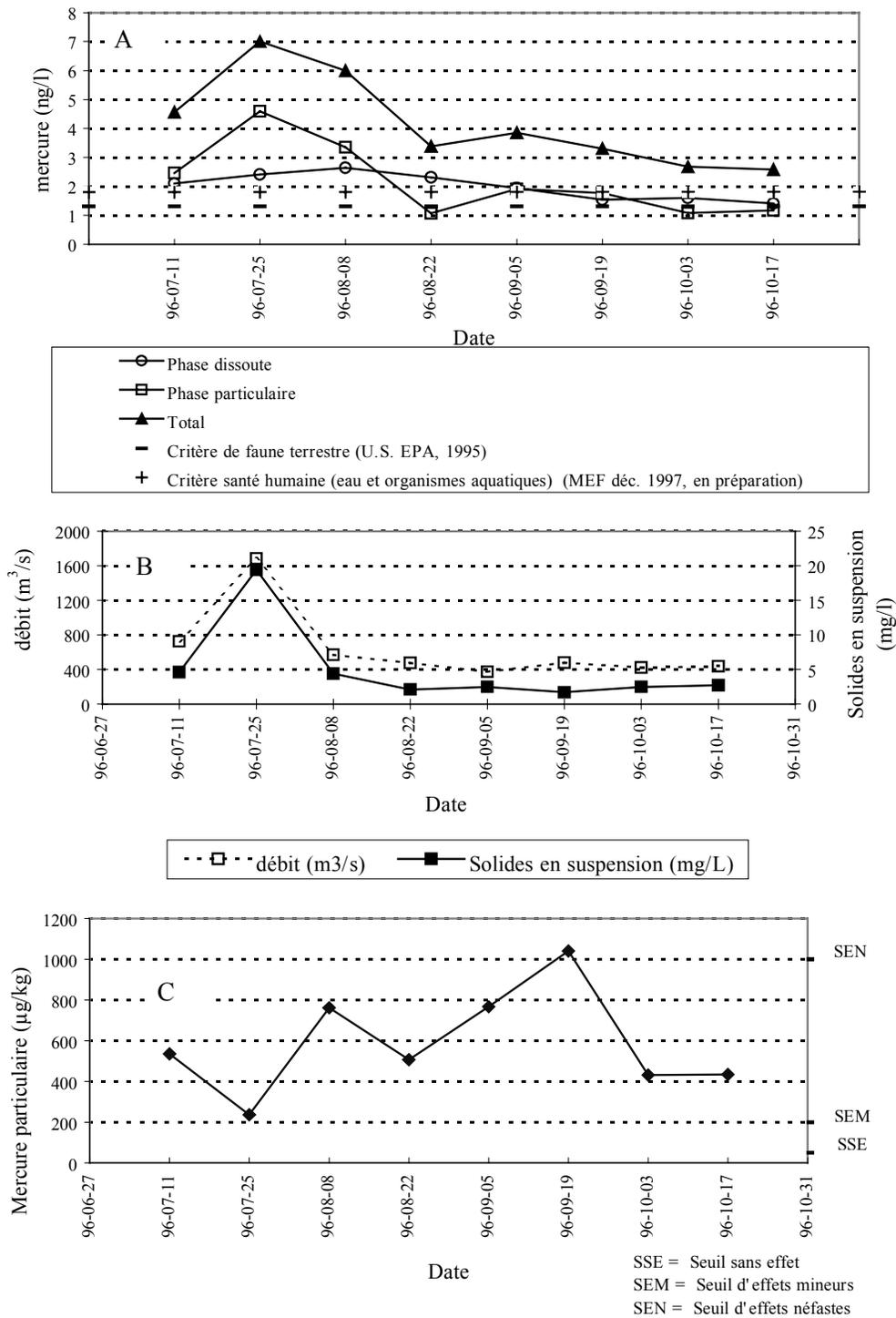


Figure 3 Évolution temporelle du mercure dans la phase dissoute, dans la phase particulaire et au total, du débit et des solides en suspension dans l'eau à la station 8,0

Ces dépassements, en ce qui concerne le mercure, du critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques, dépendent davantage de la partie consommation d'organismes aquatiques que de la partie consommation d'eau. Ce critère est calculé sur la base d'une consommation journalière de 15 g de poisson, ce qui équivaut à 450 g par mois, ou environ deux repas de 230 g par mois. À un pourcentage des valeurs dépassées de 62,5 % pour le mercure dissous et une amplitude de dépassement du critère de 1,08 à 1,47 fois le critère, il peut être supposé qu'une consommation théorique de deux repas excéderait le critère dans 62,5 % des cas. Cette même consommation excéderait le critère dans tous les cas pour le mercure total. Des mesures ont également été réalisées dans la chair de quelques espèces de poissons et seront comparées à la directive administrative pour la mise en marché des produits de la pêche de Santé Canada.

On peut donc conclure qu'en 1996, la concentration présente dans l'eau de la rivière Saint-Maurice à la hauteur Trois-Rivières était suffisante pour entraîner des dépassements de critères dans les organismes aquatiques. Cependant, la mesure directe des concentrations dans l'eau permet de voir les effets directs de la contamination de l'eau de l'année de mesure sur les teneurs dans le poisson. La mesure des contaminants dans le poisson lui-même ne permet pas de savoir si le milieu a été contaminé durant l'année de mesure ou si les teneurs sont les résultats de la bioaccumulation des contaminants sur plusieurs années. Aux teneurs présentes dans l'eau, il est à prévoir que les poissons du Saint-Maurice à la hauteur de la station 8,0 pouvaient bioaccumuler du mercure en 1996 de façon à dépasser les critères de qualité.

La comparaison entre les teneurs dans la phase particulaire, calculés en μg de contaminant par kg de poids sec de particules et les critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments (Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec, 1992a), a été effectuée (figure 3). Toutes les valeurs dépassent le seuil d'effets mineurs (SEM), qui correspond à la teneur où l'on observe des effets minimaux sur les organismes benthiques. Une des valeurs dépasse le seuil d'effets néfastes (SEN) qui se définit comme la teneur critique au-dessus de laquelle les dommages aux organismes benthiques sont majeurs. Le SEN correspond également au niveau de contamination au-delà duquel il faudrait tarir les sources de contamination. Ces critères de qualité ont cependant été établis pour les sédiments et non pour les particules en suspension. On peut cependant poser comme hypothèse que la sédimentation de ces particules pourrait constituer un sédiment qui dépasserait le SEM ou le SEN.

Teneurs en mercure dans l'eau

L'évolution temporelle des teneurs en mercure dans la phase dissoute et dans la phase particulaire de l'eau de la rivière Saint-Maurice est illustrée à la figure 3. Les teneurs varient entre 1,41 et 2,64 ng/l de mercure dissous et 1,07 et 4,49 ng/l de mercure dans la phase particulaire et de 2,58 à 7,00 ng/l au total (tableau 5). Les teneurs les plus élevées ont été observées dans la semaine ayant suivi la crue du 21 juillet 1996. Ces teneurs plus élevées sont surtout présentes dans la phase particulaire dans les deux échantillons ayant suivi la crue (figure 3). En dehors de ces périodes, la phase dissoute présente des concentrations comparables ou supérieures à la phase particulaire.

Ces teneurs en mercure sont élevées par rapport aux teneurs rapportées dans la littérature pour les échantillons ultra-traces (tableau 6). Ces teneurs, relatives au mercure dissous, sont plus élevées que celles retrouvées dans le Krka, le Saint-Laurent, le Yenisei, l'Ob, le Léna, les rivières du Texas et la rivière Patuxent. Les valeurs sont comparables à celles du Rhône, du Rhin et de la Seine, de la Loire, de la Scheldt, de l'Elbe et du Fork River. Ces rivières sont considérées comme étant contaminées.

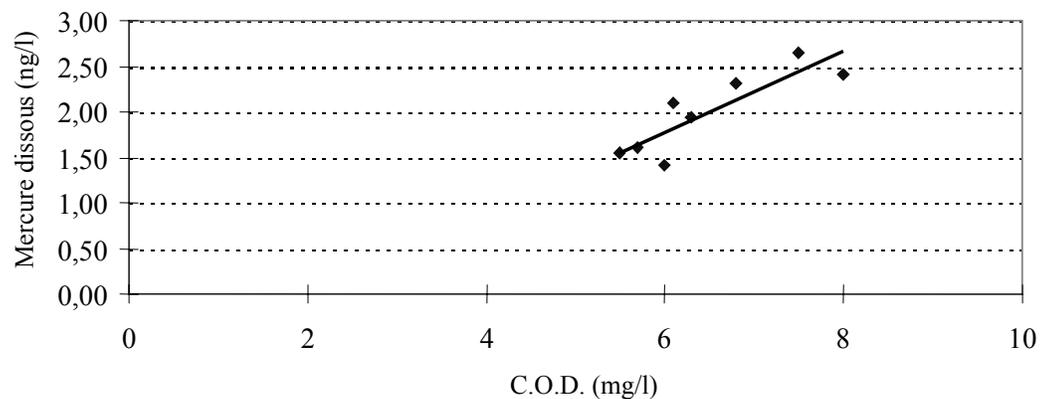
Il existe une relation hautement significative entre la teneur en mercure dissous et le carbone organique dissous dans la rivière Saint-Maurice (figure 4). Cette relation a été décrite également pour le fleuve Saint-Laurent à Cornwall, Carillon et Québec (Quémerais *et al.*, soumis).

Pour le mercure particulaire, les teneurs ont également été calculées en $\mu\text{g}/\text{kg}$. Celles-ci montrent une évolution très différente de celles calculées en ng/l d'eau (figure 3). En effet, la concentration en mercure particulaire (en ng/l) est élevée après la crue du 21 juillet 1996. Ceci ne résulte pas d'une contamination élevée des particules mais bien d'une quantité de particules beaucoup plus élevée qu'aux autres dates d'échantillonnage (figure 3). Par la suite, la quantité de particules en suspension diminue mais la contamination de celles-ci est beaucoup plus grande (en $\mu\text{g}/\text{kg}$ de particules). C'est donc dire que la crue a apporté une quantité importante de particules moins contaminées. Au total cependant, ceci se solde tout de même par une augmentation de la contamination pendant la période suivant immédiatement la crue. Dans la mesure où cette crue est représentative des crues printanière et automnale, nous pouvons donc poser comme hypothèse que la rivière Saint-Maurice fournit une part non négligeable du flux de mercure au fleuve Saint-Laurent. En ces périodes de crue, la plus grande partie du mercure provient de la phase particulaire.

Les teneurs en mercure particulaire sont comparables à celles des rivières contaminées, soit le Scheldt, la Loire, le Rhin, le Rhône et le Huanghe. Les teneurs présentes dans le Rhône étaient considérées comme problématiques (Santiago *et al.*, 1994). Le Saint-Maurice est maintenant beaucoup plus contaminé que la rivière Niagara dont les teneurs ont baissé de dix fois environ entre 1982 et 1988-89. La rivière Saint-Maurice est la rivière la plus contaminée parmi les tributaires du fleuve Saint-Laurent (données sur 23 tributaires du fleuve en mai 1995, Bernadette Quémerais, Centre Saint-Laurent, Environnement Canada comm. pers.). La rivière Saint-Maurice est également plus contaminée par le mercure particulaire que la rivière des Outaouais et le fleuve Saint-Laurent à Cornwall et à Québec entre mars 1995 et mars 1996 (Quémerais *et al.*, soumis). La comparaison effectuée ne présente pas les résultats ayant trait aux mêmes périodes d'échantillonnage cependant.

Tableau 5 Statistiques descriptives du mercure et des paramètres conventionnels dans l'eau de la rivière Saint-Maurice à la station 8,0 entre le 11 juillet et le 17 octobre 1996

	N	Moyenne	Médiane	Écart-type	C.V.	Min.	Max.
Hg dissous (ng/l)	8	1,99	2,02	0,45	22,49	1,41	2,64
Hg particulaire (ng/l)	8	2,18	1,84	1,25	57,54	1,07	4,59
Hg Total (ng/l)	8	4,17	3,62	1,59	38,14	2,58	7,00
Hg particulaire (µg/kg)	8	589,35	521,77	252,71	42,88	236,64	1039,99
Solides en suspension (mg/l)	8	4,99	2,60	5,92	118,61	1,70	19,40
PH	8	6,61	6,65	0,18	2,73	6,30	6,80
C.O.D. (mg/l)	8	6,49	6,20	0,88	13,57	5,50	8,00
Couleur (U.C.V.)	8	36,75	35,00	5,63	15,31	31,00	47,00
Dureté totale (mg/l CaCO ₃)	8	11,50	11,00	3,66	31,87	8,00	20,00
N total (mg/l N)	8	0,27	0,27	0,03	11,08	0,24	0,32
Nitrates + Nitrites (mg/l N)	8	0,06	0,06	0,02	36,73	<0,02	0,09
Azote ammoniacal (mg/l N)	7	0,03	0,03	0,01	27,85	<0,02	0,04
Phosphore total (mg/l)	8	<0,02	<0,02	0,00	0,00	<0,02	0,02
P.T.D. (mg/l P)	8	<0,01	<0,01	0,00	31,43	<0,01	0,02
Turbidité (UTN)	8	2,18	1,60	1,60	73,72	1,30	6,10
Débit (m ³ /s)	8	646,50	478,00	433,06	66,99	375,00	1684,00
Chl "a" (mg/m ³)	8	1,71	1,70	0,45	26,16	1,10	2,37
Phéopigments (mg/m ³)	8	1,15	1,01	0,45	39,32	0,76	2,10
Conductivité µS/cm	8	27,99	28,90	4,00	14,27	20,00	32,50



$$[\text{Hg dissous}] = 0,4411[\text{C.O.D.}] - 0,8676$$

$$R^2 = 0,7507$$

$$P = 0,00537$$

$$N = 8$$

Figure 4 Relation entre le mercure dissous et le carbone organique dissous

Tableau 6 Concentrations du mercure dissous, particulaire et total dans quelques fleuves et rivières

	Mercure dissous ng/l	Mercure particulaire	Mercure total	Référence
Rivières d'Europe				
Rivière Krka (Croatie)	0,4			Mikac <i>et al.</i> , 1989 **
Rhône (France)	1,8 ¹	80,8-1575 ²		¹ Cossa <i>et al.</i> , 1990 **; ² Cossa, non publié dans Quémérais <i>et al.</i> , soumis **
		420		Santiago <i>et al.</i> , 1994 **
Rhin (France)	4			Dorten <i>et al.</i> , 1991 **
		940		Int.Kommission zum Schutze des Rheims, 1990, 1991
Seine (France)	2,8			Cossa <i>et al.</i> , 1994 **
Loire (France)	0,45- 2,16	90,9-498,6		Coquery, M., 1994 **
Scheldt (Belgique)	1,39-3,11	1332,4-1615		Leermakers <i>et al.</i> , 1995 **
Elbe (Allemagne)	4,07	1433-30282		Coquery et Cossa, 1995 **, Wilken, et Hintelman, 1991 **
Suède			2,4-12,1	Lee et Iverfeldt, 1991 **
			4,7	Verta <i>et al.</i> , 1994 **
			<1-10	Johansson et Iverfeldt, 1994 **
Italie			14,2	Dorten <i>et al.</i> , 1991 **
Rivières arctiques				
Ynesei (Russie)	0,3	40,4-60,6		Klinkhammer et Bender, 1981 ** Coquery <i>et al.</i> , 1995 **
Ob (Russie)	0,6	44,4-56,5		Klinkhammer et Bender, 1981 ** Coquery <i>et al.</i> , 1995 **
Léna (Russie)	1,0	40,4-60,6		Klinkhammer et Bender, 1981** Coquery <i>et al.</i> , 1995 **
Rivières et lac africains				
Lac Naivasha et ses tributaires			1,8-12,1	Bonzongo <i>et al.</i> , 1996a **
Rivières d'Asie				
South Island, Nouvelle-Zélande			0,3-0,9	Ahlers <i>et al.</i> , 1991 **
Huanghe		50,5-817,6		Lu Xiankun <i>et al.</i> , 1990 **
Rivières américaines				
Californie et Oregon			2,4-4,6	Gill et Bruland, 1990 **
Nevada (Fork River)	2,46-7,05		4,28-12,88	Bonzongo <i>et al.</i> , 1996b **
Wisconsin			0,9-1,9	Fitzgerald et Watras, 1989 **
Rivière Madeira, Brésil			24,6	Nriagu <i>et al.</i> , 1992 **

Tableau 6 Concentrations du mercure dissous, particulaire et total dans quelques fleuves et rivières (suite)

	Mercure dissous ng/l	Mercure particulaire	Mercure total	Référence
Rivières du Texas	0,26-0,58			Stordal <i>et al.</i> , soumis **
Rivière Patuxent	0,64			Mason, comm. pers. dans Quémerais <i>et al.</i> , soumis **
Rivière Detroit		460		Comba <i>et al.</i> , 1985; Johnson et Kauss, 1987
Ontario			0,9-3,9	Saint-Louis <i>et al.</i> , 1994 **
Rivière Niagara		1570 (1982) 160 (1988-89)		Kuntz, 1984; Kuntz, comm. pers. dans Santiago <i>et al.</i> , 1994
Grande-Baleine			4,8 ± 6,62	Langlois <i>et al.</i> , 1995**
Précipitation			Moyenne 0,95-9,78	Saint-Louis <i>et al.</i> , 1995**
ELA milieu humide bordant un lac (lac 240)			Moyenne 2,62- 3,43	Saint-Louis <i>et al.</i> , 1996**
ELA (lac 240) eau de ruissellement			Moyenne 5,43- 7,36	Saint-Louis <i>et al.</i> , 1996**
ELA (lac 240) tributaire à un milieu humide			Moyenne 1,39- 2,07	Saint-Louis <i>et al.</i> , 1996**
Nottaway, Broadback, Ruppert			3,07± 1,71	Langlois <i>et al.</i> , 1995**
Fleuve Saint-Laurent	0,4			Cossa <i>et al.</i> , 1995 **
Fleuve Saint-Laurent (estuaire)			2,4	Cossa <i>et al.</i> , 1988 **
Tributaires du fleuve Saint-Laurent (23 rivières) printemps 1995		48,7-363,7		Quémerais, comm. pers. Environnement Canada, Centre Saint-Laurent **
Fleuve Saint-Laurent (Québec) (mars 1995 à mars 1996)	0,1- 1,09	12,11-302,8		Quémerais <i>et al.</i> , soumis **
Fleuve Saint-Laurent (Cornwall) (mars 1995 à mars 1996)	0,01-0,25	84,8-393,7		Quémerais <i>et al.</i> , soumis **
Rivière des Outaouais (Carillon) (mars 1995 à mars 1996)	0,53-1,23	52,5-185,7		Quémerais <i>et al.</i> , soumis **
Rivière Saint-Maurice	1,41-2,64	236-1039	2,58-7,0	Cette étude **

** Ces concentrations ont été obtenues par des auteurs travaillant au moyen des techniques ultra-traces.

Les teneurs en mercure total sont comparables à celles des rivières considérées contaminées ailleurs (Italie, tributaires du lac Naivasha, South Island, Californie et Oregon, Fork River, Madeira). Les teneurs totales sont plus élevées que celles de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent (tableau 6).

Les teneurs en mercure total sont similaires à celles retrouvées en été dans les rivières Nottaway, Broadback et Ruppert, ainsi que la rivière Grande Baleine sur la côte est des baies James et d'Hudson ainsi que celles du lac 240 et de l'eau de ruissellement aux lacs expérimentaux du Nord-Ouest de l'Ontario (ELA) (tableau 6). Il semble donc que les eaux de la rivière Saint-Maurice soient très similaires à celles des rivières du Nord-Ouest québécois.

Les sources de cette contamination visible à la station 8,0 sont multiples. Les sources atmosphériques à longue distance sont généralement considérées comme une source importante de contamination par le mercure. D'autres sources sont également présentes. En effet, outre les apports atmosphériques, de nombreuses sources historiques de mercure sont présentes. Les lieux d'élimination de déchets dangereux de l'ancienne usine de chlore et de soude caustique, du banc de chaux de la Shawinigan Chemicals, de l'ancien complexe d'aldéhyde de Shawinigan Chemical, des terrains adjacents au banc de chaux de Shawinigan et du lieu d'enfouissement du mercure de la C. I. L. contenaient tous des résidus de mercure. Des sols contaminés de l'ancien terrain de Dupont contenaient également du mercure. Il est à noter que les teneurs les plus élevées en mercure particulière font suite à la crue exceptionnelle de juillet 1996. Il est possible que des sédiments contaminés aient alors été remis en suspension ou que le ruissellement ait accru les apports en mercure. Cette contamination a d'ailleurs été observée dans les mousses aquatiques placées comme traceur en aval du banc de chaux à Shawinigan (station 36,1) (Berryman et Nadeau, 1999). En plus de ces sources, une grande partie du bassin de la Saint-Maurice est constituée de réservoirs qui peuvent être une source de mercure importante.

Contamination de la chair de poissons par le mercure

Comparaison de la contamination aux directives et aux critères et niveau de contamination aux stations échantillonnées

Les teneurs moyennes en mercure dans la chair des grands brochets, barbottes brunes, meuniers noirs, perchaudes, doré jaunes et grands corégonos sont indiquées aux tableaux 7 et 8.

La chair des dorés jaunes est généralement plus contaminée que celle des autres espèces avec des teneurs moyennes variant de 1,06 et 1,88 mg/kg de mercure dans les spécimens de grande taille. La chair des perchaudes est contaminée avec 0,55 à 1,00 mg/kg dans les spécimens de grande taille. La chair des grands brochets de grande taille est contaminée avec 0,65 à 1,5 mg/kg. Les meuniers noirs et grands corégonos sont moins contaminés (0,40 à 0,53 mg/kg et 0,56 mg/kg respectivement). La chair de barbotte brune est la moins contaminée avec 0,09 à 0,13 mg/kg pour des spécimens de taille moyenne.

De façon générale, la plupart des teneurs moyennes en mercure dépassent la directive administrative pour la mise en marché des produits de la pêche de Santé Canada (tableau 7 et 8). Ainsi, les chairs des dorés jaunes et des grands brochets des classes de taille moyenne et grande dépassent la directive. Les teneurs moyennes dans la chair des dorés jaunes de petite taille dépassent la directive dans la moitié des échantillons. Les perchaudes de grande taille dépassent également la directive aux deux stations où des spécimens de cette classe de taille ont été

Tableau 7 Teneurs moyennes en mercure (mg/kg) dans la chair des perchaudes, dorés jaunes et grands corégones dans la rivière Saint-Maurice en 1996

			<u>Perchaude</u>			<u>Doré jaune</u>			<u>Grand Corégone</u>		
CLASSE DE TAILLE (mm)			150-200	201-250	>250	298-400	401-500	>500	350-400	401-450	>450
DOMAINE DE VARIATION (mg/kg)			0,18-0,38	0,39-0,59	0,55-1,0	0,37-0,64	0,74-1,2	1,06-1,88	0,28	0,32	0,56
Année	N° de Station	Station									
1996	219,5	Réservoir Blanc				0,44(3)	0,77(1)	1,88(4)			
	173,5	Amont de La Tuque				0,58(7)	0,94(7)	1,43(3)	0,28(2)	0,32(2)	0,56(2)
	164,5	Aval de La Tuque			0,55(2)	0,64(5)	0,98(4)	1,44(5)			
	68,5	Saint-Roch-de-Mékinac	0,18(1/6)	0,44(6) (1/1)		0,38(7)	0,65(4)	1,10(6)			
	51,2	Amont de Grand-Mère	0,30(3/12)			0,63(2)	0,94(2)	1,10(1)			
	44,5	Aval de Grand-Mère	0,26(1/8)	0,39(1/1)	1,00(1)	0,37(3)	1,20(1)	1,57(3)			
	25,5	Saint-Étienne-des-Grès	0,38(1/4)	0,59(1/3)			0,74(3)	1,06(3)			
	S0,2	Rivière Shawinigan									
Médiane provinciale (Laliberté, 1997 en prép.)						0,50	0,75	1,19			

(y/x) y = nombre d'homogénats de x poissons

() = nombre de poissons analysés individuellement

Les teneurs moyennes dépassant la directive pour la mise en marché des produits de la pêche sont en caractères gras. La directive est fixée à 0,5 mg/kg de Hg par Santé Canada. (SEBSC, 1986).

Tableau 8 Teneurs moyennes en mercure (mg/kg) dans la chair des grands brochets, barbottes brunes et meuniers noirs dans la rivière Saint-Maurice en 1996

			<u>Grand brochet</u>			<u>Barbotte brune</u>			<u>Meunier noir</u>		
CLASSE DE TAILLE (mm)			400-550	551-700	>700	200-250	251-300	>300	300-350	351-400	>400
DOMAINE DE VARIATION (mg/kg)			0,27-0,51	0,59-0,79	0,65-1,50	0,10-0,24	0,09-0,13		0,13-0,62	0,15-0,53	0,40-0,53
Année	N° de station	Station									
1996	219,5	Réservoir Blanc									
	173,5	Amont de La Tuque	0,51(7)	0,79(7)	1,50(2)	0,24(2)			0,19(3)	0,35(5)	0,53(5)
	164,5	Aval de La Tuque	0,34(2)	0,59(8)	1,13(7)	0,10(1/2)	0,09(1/1)			0,27(1)	0,40(5)
	68,5	Saint-Roch-de-Mékinac			0,65(1)		0,13(3)		0,13(4)	0,15(5)	0,41(5)
	51,2	Amont de Grand-Mère	0,27(2)		0,84(1)					0,52(4)	0,51(5)
	44,5	Aval de Grand-Mère								0,23(2)	
	25,5	Saint-Étienne-des-Grès		0,67(1)	1,00(1)				0,62(5)	0,53(5)	0,50(1)
	S0,2	Rivière Shawinigan									
Médiane provinciale (Laliberté, 1997 en prép.)			0,36	0,60	1,05	0,13	0,15	0,2			

(y/x) y = nombre d'homogénats de x poissons

() = nombre de poissons analysés individuellement

Les teneurs moyennes dépassant la directive pour la mise en marché des produits de la pêche sont en caractères gras. La directive est fixée à 0,5 mg/kg de Hg par Santé Canada. (SEBSC, 1986)

récoltés. Pour les meuniers noirs, à environ la moitié des stations, les teneurs moyennes pour les grands spécimens dépassent la directive. Aucune barbotte brune ne dépassait la directive.

Généralement, la teneur moyenne en mercure par classe de taille dépasse la médiane provinciale chez le doré jaune et le grand brochet de classe de taille moyenne et grande (tableaux 7 et 8). Pour les barbottes brunes, les teneurs sont généralement inférieures à celles des médianes provinciales sauf dans les barbottes brunes provenant de l'amont de La Tuque.

Les fréquences relatives de dépassement, pour le mercure, de la directive pour la mise en marché des produits de la pêche dans la chair des diverses espèces de poisson et stations analysées en 1989, 1993 et 1996 sont compilées au tableau 9.

Globalement, 54 % des poissons des différentes espèces analysées en 1996 dépassaient la directive administrative relative à la mise en marché des produits de la pêche. Ce sont les dorés jaunes et les grands brochets qui dépassent le plus fréquemment la directive avec 76 % et 69 % de fréquence relative de dépassement en 1996. Pour ces deux espèces, il y a peu de variation dans les fréquences relatives de dépassement globales à toutes les stations entre 1989, 1993 et 1996.

Cependant, une analyse plus fine à la station aval de La Tuque permet de voir que les fréquences relatives de dépassement pour les grands brochets et les dorés jaunes sont plus élevés en 1996 qu'en 1993. Les fréquences relatives de dépassement passent de 50 % à 93 % entre les deux années dans la chair de doré jaune et de 56 % à 71 % dans la chair de grand brochet. En amont de La Tuque, c'est la situation inverse qui se produit, la teneur en mercure dans la chair des dorés jaunes et grands brochets dépasse moins souvent la directive en 1996 qu'en 1993.

Une comparaison entre la fréquence absolue et la fréquence théorique de dépassement de la directive de mise en marché des produits de la pêche est indiquée au tableau 10. Lorsque la fréquence absolue dépasse la fréquence théorique, on peut supposer que l'espèce, la station ou l'année présentent une contamination plus importante que celle qui prévaut pour les autres espèces, stations ou années analysées. L'analyse de ce tableau indique que les dorés jaunes et les grands brochets dépassent plus souvent la directive que la fréquence théorique en 1989, 1993 et 1996. De plus, pour le doré jaune, la fréquence absolue dépasse d'environ deux fois la fréquence théorique en amont et en aval de La Tuque et à Saint-Étienne-des-Grès en 1996 alors que ce n'était pas le cas en 1993. Ceci laisse supposer une dégradation des conditions entre 1993 et 1996.

Tableau 9 Fréquence relative de dépassement, dans la chair des différentes espèces, de la directive pour la mise en marché des produits de la pêche pour le mercure

Année	N° de station	Station	Fréquence relative de dépassement par espèce							Total
			(%)							
			CACO	COCL	ESLU	ICNE	MID O	PEFL	STVI	
1989	51.2	Amont de Grand-Mère	37 (11)	*	67 (3)	0 (2)	50 (2)	0 (1)	67 (3)	41 (22)
	45.5	Aval de Grand-Mère	0 (12)	*	67 (3)	0 (2)	*	33 (3)	100 (3)	26 (23)
	25.5	Saint-Étienne-des-Grès	81 (16)	*	67 (3)	0 (2)	*	100 (3)	100 (1)	76 (25)
Total 1989			44 (39)	*	67 (9)	0 (6)	50 (2)	57 (7)	86 (7)	49 (70)
1993	173.5	Amont de La Tuque	--		91 (22) ¹	0 (2)	*	100 (2)	93 (30) ¹	89 (56)
	164.5	Aval de La Tuque	--	*	56 (16) ¹	*	*	0 (1)	50 (10) ¹	52 (27)
	25.5	Saint-Étienne des Grès	--	*	*	*	*	100 (2)	25 (4) ¹	50 (6)
Total 1993			--	*	76 (38)	0 (2)	*	80 (5)	77 (44)	75 (89)
1996	219.5	Réservoir Blanc	*	*	*	*	*	*	63 (8) ¹	63 (8)
	173.5	Amont de La Tuque	31 (13) ¹	17 (6) ¹	69 (16) ¹	0 (2) ¹	*	*	76 (17) ¹	54 (54)
	164.5	Aval de La Tuque	17 (6) ¹	*	71 (17) ¹	0 (2)	*	50 (2) ¹	93 (14) ¹	66 (41)
	68.5	St-Roch-de-Mékinac	14 (14) ¹	*	100 (1) ¹		*	50 (6) ¹	59 (17) ¹	42 (38)
						0 (3) ¹		0 (2)		0 (5)
	51.2	Amont de Grand-Mère	44 (9) ¹	*	33 (3) ¹	*	*	0 (3)	100 (5) ¹	50 (20)
	44.5	Aval de Grand-Mère	0 (2) ¹	*	*	*	*	100 (1) ¹	57 (7) ¹	50 (10)
								0 (2)		0 (2)
	25.5	St-Étienne-des-Grès	64 (11) ¹	*	100 (2) ¹	*	*	50 (2)	100 (6) ¹	79 (19)
										50 (2)
Total 1996			33 (55)	17 (6)	69 (39)	0 (7)	*	33 (18)	76 (74)	54 (199)

Données 1989 et 1993 tirées de Lapierre, 1995.

Directive pour la mise en marché des produits de la pêche : Hg = 0,5 mg/kg.

Les fréquences de dépassements supérieures à 50 % sont en caractères gras.

() = nombre d'homogénats de poisson analysés

()¹ = nombre de poissons analysés individuellement

-- = non analysé

* = aucune capture

Légende :

CACO meunier noir
 ESLU grand brochet
 STVI doré jaune
 PEFL perchaude
 MIDO achigan à petite bouche
 ICNE barbotte brune
 COCL grand corégone

Tableau 10 Fréquence absolue et théorique de dépassement, dans la chair de différentes espèces, de la directive pour la mise en marché des produits de la pêche pour le mercure

Année	N° de station	Station	Fréquence absolue de dépassement par espèce (fréquence théorique de dépassement)							Total
			CACO	COCL	ESLU	ICNE	MIDO	PEFL	STVI	
1989	51.2	Amont de Grand-Mère	4 (5,39)	*	<u>2</u> (0,98)	0 (0,98)	1 (0,98)	0 (0,49)	<u>2</u> (1,47)	9 (10,78)
	45.5	Aval de Grand-Mère	0 (5,88)	*	<u>2</u> (0,98)	0 (0,98)	*	1 (1,47)	<u>3</u> (1,47)	<u>6</u> (2,94)
	25.5	Saint-Étienne-des-Grès	<u>13</u> (7,84)	*	<u>2</u> (0,98)	0 (0,98)	*	<u>3</u> (1,47)	<u>1</u> (0,49)	<u>19</u> (12,25)
Total 1989			17 (19,11)	*	<u>6</u> (4,41)	0 (2,94)	1 (0,98)	<u>4</u> (3,43)	<u>6</u> (3,43)	34 (34)
1993	173.5	Amont de La Tuque	--	*	<u>20</u> (15)	0 (1,5)	*	<u>2</u> (1,5)	<u>28</u> (22,5)	<u>50</u> (42)
	164.5	Aval de La Tuque	--	*	9 (12)	*	*	0 (0,75)	5 (7,5)	14 (20,25)
	25.5	Saint-Étienne des Grès	--	*	*	*	*	<u>2</u> (1,5)	1 (3)	3 (45)
Total 1993				*	<u>29</u> (28,5)	0 (1,5)	*	<u>4</u> (3,75)	<u>34</u> (33)	67 (67)
1996	219.5	Réservoir Blanc	*	*	*	*	*	*	<u>5</u> (4,32)	<u>5</u> (4,32)
	173.5	Amont de La Tuque	4 (7,02)	1 (3,24)	<u>11</u> (8,65)	0 (1,08)	*	*	<u>13</u> (7,18)	29 (29,16)
	164.5	Aval de La Tuque	1 (3,24)	*	<u>12</u> (9,08)	0 (1,08)	*	1 (1,08)	<u>13</u> (7,56)	<u>27</u> (22,14)
	68.5	St-Roch-de-Mékinac	2 (7,56)	*	<u>1</u> (0,54)	0 (1,6)	*	3 (4,32)	<u>10</u> (9,18)	16 (23,22)
	51.2	Amont de Grand-Mère	4 (4,86)	*	1 (1,62)	*	*	0 (1,62)	<u>5</u> (2,7)	<u>16</u> (10,8)
	44.5	Aval de Grand-Mère	0 (1,08)	*		*	*	1 (1,62)	<u>4</u> (3,78)	5 (6,48)
25.5	St-Étienne-des-Grès	<u>7</u> (5,94)	*	<u>2</u> (1,08)	*	*	1 (1,08)	<u>6</u> (3,24)	<u>16</u> (11,34)	
Total 1996			18 (29,7)	1 (3,24)	<u>27</u> (21,06)	0 (3,78)	*	6 (9,72)	<u>56</u> (39,96)	107 (107)

Analyse par tableau de contingence (Legendre et Legendre, 1979). Les fréquences absolues dépassant les fréquences théoriques sont soulignées. Le calcul de la fréquence théorique est effectué en supposant une distribution aléatoire des 49 % de dépassements en 1989, des 75 % de dépassements en 1993 et des 54 % de dépassements en 1996.

Données 1989 et 1993 tirées de Lapierre, 1995.

Directive pour la mise en marché des produits de la pêche : Hg = 0,5 mg/kg

() = nombre d'homogénats de poisson analysés

(¹) = nombre de poissons analysés individuellement

-- = non analysé

* = aucune capture

Légende

CACO	meunier noir	ICNE	barbotte brune
COCL	grand corégone	MIDO	achigan à petite bouche
ESLU	grand brochet		
STVI	doré jaune		
PEFL	perchaude		

La comparaison spatiale des teneurs en mercure dans les chairs de meuniers noirs indique que la station de Saint-Étienne-des-Grès présente les rangs ajustés pour la longueur les plus élevés, suivis par l'amont et l'aval de La Tuque et l'amont de Grand-Mère (tableau 11). Les teneurs moyennes ajustées pour la longueur sont au moins un tiers plus élevées que celles des autres stations. La station à Saint-Roch-de-Mékinac présente des rangs moyens significativement plus faibles que ceux de Saint-Étienne-des-Grès.

Tableau 11 Comparaison spatiale des teneurs en mercure (mg/kg) dans la chair des meuniers noirs de la rivière Saint-Maurice avec la longueur totale en covariant en 1996

N° de station	Station	N	Teneur moyenne en mercure (mg/kg)		Rang moyen		Niveaux de signification observés	
			Non ajustée pour la longueur totale	Ajustée pour la longueur totale ²	Non ajusté pour la longueur	Ajusté pour la longueur	Analyse de variance sur les rangs ajustés pour la longueur	
173,5	Amont de La Tuque	13	0,38	0,38	26,92	26,72	0,0001 ³	B ⁴
164,5	Aval de La Tuque	6	0,38	0,25	26,65	16,99		B C
68,5	Saint-Roch-de-Mékinac	14	0,24	0,26	39,05	16,56		C
51,2	Amont de Grand-Mère	9	0,51	0,46	31,67	27,08		B
44,5	Aval de Grand-Mère	2	0,23 ¹					
25,5	Saint-Étienne-des-Grès	11	0,57	0,65	14,89	46,01		A

1. L'effectif de cette station étant faible, cette comparaison ne sera pas retenue.
2. Moyenne des teneurs en mercure ajustée pour la longueur totale en covariant.
3. Probabilité : analyse de variance sur les rangs ajustés avec la longueur totale en covariant.
4. Les échantillons significativement différents sont identifiés par une lettre différente. Le rang moyen ajusté ou non le plus élevé est identifié par un A, le deuxième par un B et ainsi de suite.

Ceci est le même phénomène qu'en 1989 (Lapierre, 1995).

Les teneurs moyennes ajustées pour la taille du poisson se répartissent comme suit : Saint-Étienne-des-Grès (teneur ajustée : 0,65 mg/kg) > amont de Grand-Mère (0,46 mg/kg), amont de La Tuque (0,38 mg/kg), aval de La Tuque (0,25 mg/kg) > Saint-Roch-de-Mékinac (0,26).

Grand brochet (filets)

Il existe, en 1996, des relations significatives entre les teneurs en mercure dans la chair et la taille chez les grands brochets à deux stations soit en amont et en aval de La Tuque (annexe 9). Les comparaisons spatiales tiendront donc compte de cette relation (tableau 12).

La chair des grands brochets présente des teneurs en mercure significativement plus élevées en amont qu'en aval de La Tuque (Hg moyen ajusté pour la longueur : 0,90 mg/kg par rapport à

0,65 mg/kg). Ces résultats sont similaires à ceux de 1993 (Lapierre, 1995). Parmi les facteurs qui avaient été cités comme responsables de cette différence dans les teneurs en amont et aval de La Tuque, citons la quantité et la nature des particules en suspension dans l'eau, les facteurs physiques des sites (vitesse du courant, temps de séjour, sédimentation, température), la chimie de l'eau (abondance des acides humiques, pH, teneur en oxygène dissous, matière organique présente, teneur des différentes formes de mercure dans l'eau, teneur de l'eau en calcium et en sélénium) ainsi que les facteurs biotiques (présence et activité des bactéries de méthylation et de déméthylation, métabolisme des poissons, teneur en mercure des proies, perméabilité des branchies, production primaire et régime alimentaire). L'ensemble de ces facteurs peut converger et influencer la disponibilité du mercure inorganique, l'adsorption et la complexation du mercure avec la phase dissoute et particulaire ainsi que la décomposition de la matière organique.

Tableau 12 Comparaison spatiale des teneurs en mercure (mg/kg) dans la chair des grands brochets de la rivière Saint-Maurice avec la longueur totale en covariant en 1996

N° de station	Station	N	Teneur moyenne en mercure (mg/kg)		Rang moyen		Niveaux de signification observés	
			Non ajustée pour la longueur totale	Ajustée pour la longueur totale ²	Non ajusté pour la longueur	Ajusté pour la longueur	Analyse sur les rangs ajustés pour la longueur	
173,5	Amont de La Tuque	16	0,76	0,90		20,72	0,0039 ³	A ⁴
164,5	Aval de La Tuque	17	0,78	0,65		13,50		B
68,5	Saint-Roch-de-Mékinac	1	0,65 ¹					
51,2	Amont de Grand-Mère	3	0,46 ¹					
25,5	Saint-Étienne-des-Grès	2	0,84 ¹					

1. L'effectif de ces stations étant faible, ces comparaisons ne seront pas retenues.
2. Moyenne des teneurs en mercure ajustée pour la longueur totale en covariant.
3. Probabilité : analyse de variance sur les rangs ajustés avec la longueur totale en covariant.
4. Les échantillons significativement différents sont identifiés par une lettre différente. Le rang moyen ajusté ou non le plus élevé est identifié par un A, le deuxième par un B et ainsi de suite.

Doré jaune (filets)

Les teneurs en mercure dans la chair de doré jaune sont reliées à la longueur totale des poissons dans six des sept stations où des dorés jaunes ont été capturés (annexe 9). Les comparaisons des teneurs en mercure tiendront donc compte des longueurs totales.

Il existe des différences significatives dans la contamination par le mercure ajusté pour les longueurs des poissons (tableau 13). Les dorés jaunes de l'amont du bassin (réservoir Blanc, amont et aval de La Tuque) (teneur moyenne en mercure ajusté: 0,96 mg/kg, 0,96 mg/kg et 1,04 mg/kg respectivement) ne montrent pas de différences significatives dans leur contamination et sont plus contaminés que ceux de Saint-Roch-de-Mékinac et Saint-Étienne-des-Grès (0,72 mg/kg et

0,77 mg/kg respectivement). Les teneurs en mercure dans la chair des dorés jaunes provenant de l'amont et de l'aval de Grand-Mère se situent entre les deux. Cela diffère de la situation qui prévalait en 1993 lorsque les poissons en amont de La Tuque étaient significativement plus contaminés que ceux en aval de La Tuque (Lapierre, 1995).

En dépit de nombreuses sources en mercure en aval du bassin, les teneurs les plus élevées se situent surtout en amont où les sources sont plutôt attribuables aux réservoirs et aux sources atmosphériques.

Tableau 13 Comparaison spatiale des teneurs en mercure (mg/kg) dans la chair des dorés jaunes de la rivière Saint-Maurice avec la longueur totale en covariant en 1996

N° de station	Station	N	Teneur moyenne en mercure (mg/kg)		Rang moyen		Niveaux de signification observés	
			Non ajustée pour la longueur totale	Ajustée pour la longueur totale ¹	Non ajusté pour la longueur	Ajusté pour la longueur	Analyse sur les rangs ajustés pour la longueur	
219,5	Réservoir Blanc	8	1,20	0,96		40,38	0,0104 ²	A ³
173,5	Amont de La Tuque	17	0,88	0,96		40,56		A
164,5	Aval de La Tuque	14	1,02	1,04		45,09		A
68,5	Saint-Roch-de-Mékinac	17	0,70	0,72		29,08		B
51,2	Amont de Grand-Mère	5	0,85	0,95		39,19		A B
44,5	Aval de Grand-Mère	7	1,00	1,02		38,26		A B
25,5	Saint-Étienne-des-Grès	6	0,90	0,77		28,85		B

1. Moyenne des teneurs en mercure ajustée pour la longueur totale en covariant.

2. Probabilité : analyse de variance sur les rangs ajustés avec la longueur totale en covariant.

3. Les échantillons significativement différents sont identifiés par une lettre différente. Le rang moyen ajusté ou non le plus élevé est identifié par un A, le deuxième par un B et ainsi de suite.

Perchaudes (filets)

Il existe des relations significatives à deux stations entre la teneur en mercure dans la chair de perchaude et la taille du poisson, soit à Saint-Roch-de-Mékinac et en aval de Grand-Mère (annexe 9). Une station ne montrait pas de relation significative (amont de Grand-Mère). Les comparaisons spatiales tiendront donc compte de la longueur des perchaudes.

Comme chez le doré jaune, il n'existe pas de différence significative dans la contamination de la chair des perchaudes entre les trois stations où une comparaison peut être effectuée (tableau 14). Cependant, les effectifs étant faibles, cette comparaison doit être analysée avec prudence.

Tableau 14 Comparaison spatiale des teneurs en mercure (mg/kg) dans la chair des perchaudes de la rivière Saint-Maurice avec la longueur totale en covariant en 1996

N° de station	Station	N	Teneur moyenne en mercure (mg/kg)		Rang moyen		Niveaux de signification observés	
			Non ajustée pour la longueur totale	Ajustée pour la longueur totale ²	Non ajusté pour la longueur	Ajusté pour la longueur	Analyse sur les rangs ajustés pour la longueur	
164,5	Aval de La Tuque	2	0,55 ¹					
68,5	Saint-Roch-de-Mékinac	8	0,41	0,33		6,17	0,1338 ³	A ⁴
51,2	Amont de Grand-Mère	3	0,30	0,53		10,12		A
44,5	Aval de Grand-Mère	3	0,55	0,49		9,96		A
25,5	Saint-Étienne-des-Grès	2	0,49 ¹					

1. L'effectif de ces stations étant faible, ces comparaisons ne seront pas retenues.
2. Moyenne des teneurs en mercure ajustée pour la longueur totale en covariant.
3. Probabilité : analyse de variance sur les rangs ajustés avec la longueur totale en covariant.
4. Les échantillons significativement différents sont identifiés par une lettre différente. Le rang moyen ajusté ou non le plus élevé est identifié par un A, le deuxième par un B et ainsi de suite.

Comparaison temporelle de la contamination de la chair des différentes espèces entre 1989, 1993 et 1996

Meunier noir (filets)

Il n'y a pas de différence significative entre les teneurs en mercure en 1989 et 1996 dans les chairs des meuniers noirs ajustées pour la longueur totale aux deux stations où une comparaison statistique peut être effectuée, soit l'amont de Grand-Mère et Saint-Étienne-des-Grès (tableau 15).

Grands brochets (filets)

Il n'y a pas de différences significatives entre les teneurs en mercure en 1993 et 1996 dans les chairs des grands brochets à la station située en amont de La Tuque (km 173,5) (tableau 16).

Par contre, il existe une différence significative dans la contamination par le mercure entre 1993 et 1996 en aval de La Tuque. La chair du grand brochet est plus contaminée en 1996 (Hg moyen ajusté pour la longueur 0,82 mg/kg) qu'en 1993 (Hg moyen ajusté pour la longueur : 0,57 mg/kg). On peut supposer qu'il y a eu, depuis 1993, une augmentation dans les teneurs en mercure en aval de La Tuque mais que celle-ci n'est pas suffisante pour que les différences significatives observées dans la contamination, en 1993, entre l'amont et l'aval de La Tuque, soient aplanies. Les effectifs aux autres stations sont insuffisants pour procéder à une comparaison statistique.

Tableau 15 Comparaison temporelle des teneurs en mercure (mg/kg) dans la chair des meuniers noirs de la rivière Saint-Maurice avec la longueur totale en covariant

N° de station	Station	Année	N	Teneur moyenne en mercure (mg/kg)		Rang moyen	Niveaux de signification observés	
				Non ajustée pour la longueur totale	Ajustée pour la longueur totale ²		Ajusté pour la longueur	Analyse sur les rangs ajustés pour la longueur totale
51,2	Amont de Grand-Mère	1989	11	0,47	0,45	9,68	0,4130 ³	A
		1996	9	0,51	0,53	11,51		A
44,5	Aval de Grand-Mère	1989	12	0,32				
		1996	2 ¹	0,23				
25,5	Saint-Étienne-des-Grès	1989	16	0,71	0,68	15,27	0,3137	A
		1996	11	0,57	0,61	12,15		A

1. L'effectif de ces stations étant faible, ces comparaisons ne seront pas retenues.
2. Moyenne des teneurs en mercure ajustée pour la longueur totale en covariant.
3. Probabilité : analyse de variance sur les rangs ajustés avec la longueur totale en covariant.
4. Les échantillons significativement différents sont identifiés par une lettre différente. Le rang moyen ajusté ou non le plus élevé est identifié par un A, le deuxième par un B et ainsi de suite.

Tableau 16 Comparaison temporelle des teneurs en mercure (mg/kg) dans la chair des grands brochets de la rivière Saint-Maurice avec la longueur totale en covariant

N° de station	Année	N	Teneur moyenne en mercure (mg/kg)		Rang moyen	Niveaux de signification observés	
			Non ajustée pour la longueur totale	Ajustée pour la longueur totale		Ajusté pour la longueur	Analyse sur les rangs
173,5	1993	20	0,78	0,78	19,13	0,2701	A
	1996	16	0,76	0,77	16,66		A
164,5	1993	14	0,61	0,57	12,33	0,0034	B
	1996	17	0,78	0,82	19,02		A
51,2	1989	3	0,78 ¹				
	1996	3	0,46				
25,5	1989	3	0,78 ¹				
	1996	2	0,84				

1. L'effectif de ces stations étant faible, ces comparaisons ne seront pas retenues.
2. Moyenne des teneurs en mercure ajustée pour la longueur totale en covariant.
3. Probabilité : analyse de variance sur les rangs ajustés avec la longueur totale en covariant.
4. Les échantillons significativement différents sont identifiés par une lettre différente. Le rang moyen ajusté ou non le plus élevé est identifié par un A, le deuxième par un B et ainsi de suite.

Dorés jaunes (filets)

La chair des dorés jaunes est significativement moins contaminée par le mercure en 1996 (Hg moyen ajusté pour la longueur : 0,90 mg/kg) qu'en 1993 (Hg moyen ajusté pour la longueur : 1,24 mg/kg) en amont de La Tuque (tableau 17).

Tableau 17 Comparaison temporelle des teneurs en mercure (mg/kg) dans la chair des dorés jaunes de la rivière Saint-Maurice avec la longueur totale en covariant

N° de station	Année	N	Teneur moyenne en mercure (mg/kg)		Rang moyen		Niveaux de signification observés			
			Non ajustée pour la longueur totale	Ajustée pour la longueur totale ¹	Non ajusté pour la longueur	Ajusté pour la longueur	Analyse sur les rangs non ajustés		Analyse sur les rangs ajustés	
173,5	1993	28	1,23	1,24		25,10			0,0236 ²	A ³
	1996	17	0,88	0,90		18,38				B
164,5	1993	8	0,83	0,72		8,34			0,0010	B
	1996	14	1,02	1,08		13,30				A
51,2	1989	3	0,73	0,68		3,56			0,1382	A
	1996	5	0,85	0,88		5,07				A
44,5	1989	3	1,21	1,13		5,68			0,8901	A
	1996	7	1,00	1,03		5,42				A
25,5	1993	3	0,57	0,89	3,7	4,57	0,33	A	0,2674	A
	1996	6	0,90	0,74	5,7	5,22		A		A

1. Moyenne des teneurs en mercure ajustée pour la longueur totale en covariant.

2. Probabilité : analyse de variance sur les rangs ajustés avec la longueur totale en covariant.

3. Les échantillons significativement différents sont identifiés par une lettre différente. Le rang moyen ajusté ou non le plus élevé est identifié par un A, le deuxième par un B et ainsi de suite.

En aval de La Tuque, la contamination de la chair de doré jaune est significativement plus élevée en 1996 (Hg moyen ajusté pour la longueur : 1,08 mg/kg) qu'en 1993 (Hg moyen ajusté pour la longueur : 0,72 mg/kg).

Cette différence dans le comportement de la contamination entre l'amont et l'aval de La Tuque est importante. Aucune source de mercure n'a pu être décelée pendant la période séparant les deux échantillonnages. Le seul événement notable pendant la période est la diminution à l'effluent de la papetière de la matière organique. Une hypothèse qui peut être posée est que cela a pu apporter, au terme du traitement des eaux usées des usines de pâtes et papier, des modifications dans la méthylation du mercure, et donc, pu modifier la disponibilité du mercure aux organismes aquatiques. Ceci se serait soldé par une augmentation de la bioaccumulation du mercure dans le poisson. Aucun déversement ou aucune autre source de mercure n'a pu être déterminée. Par contre, cet effet est observé uniquement à La Tuque et non en aval des autres

papetières. Ceci peut être dû à des conditions hydrodynamiques différentes, ou encore, impliquer que l'hypothèse posée n'est pas valable.

Aux autres stations, il n'y a pas de différences significatives dans la contamination de la chair de doré jaune entre 1989 ou 1993 et 1996. Ainsi la chair des dorés jaunes de la station amont de Grand-Mère (km 51,2) a une teneur moyenne en mercure ajusté pour la longueur de 0,68 mg/kg en 1989 par rapport à 0,88 mg/kg en 1996 (différence non significative). Il en est de même en aval de Grand-Mère (km 44,5) et à Saint-Étienne-des-Grès (km 25,5). Cependant, comme les effectifs à ces trois stations étaient faibles en 1989 ou 1993, cette comparaison doit être effectuée avec prudence.

Contamination du meunier noir entier par le mercure

Comparaison des teneurs en mercure avec les critères relatifs à la protection de la faune terrestre piscivore

Toutes les teneurs en mercure dans le meunier noir entier dépassent le critère relatif à la protection de la faune terrestre piscivore (U.S. EPA, 1995; 0,057 mg/kg) (tableau 18). Les teneurs moyennes dépassent le critère de 5,8 fois en amont de La Tuque, de 4,9 fois en aval de La Tuque, de 6,1 fois en amont de Grand-Mère, de 5,8 fois en aval de Grand-Mère, de 3,51 fois à Saint-Étienne-des-Grès et de 7,4 fois à Shawinigan.

Comparaison spatiale des teneurs en mercure des meuniers noirs entiers

Dans le meunier noir entier, il n'y a pas de relation significative entre la teneur en mercure et la taille du poisson (annexe 9), à toutes les stations sauf une. La seule station où il existe une relation significative est l'amont de La Tuque. L'analyse spatiale sera donc effectuée en ne tenant pas compte de la taille des poissons.

Il n'existe pas de différences significatives dans les teneurs en mercure dans le meunier noir entier entre les stations de l'amont et de l'aval de La Tuque, de l'amont et de l'aval de Grand-Mère et de Shawinigan. Les teneurs moyennes varient de 0,28 à 0,42 mg/kg à ces stations.

Comparaison temporelle des teneurs en mercure des meuniers noirs entiers

En amont de La Tuque, il n'existe pas de différences significatives dans les teneurs en mercure entre 1993 (Hg moyen ajusté pour la longueur : 0,27 mg/kg) et 1996 (Hg moyen ajusté pour la longueur : 0,36 mg/kg) (tableau 19). Pour cette station, l'analyse a tenu compte de la longueur, étant donné la relation significative entre la teneur en mercure et la taille des poissons en 1996 (annexe 9).

En aval de La Tuque, il y a eu augmentation des teneurs en mercure dans le meunier noir entier entre 1993 (Hg moyen : 0,21 mg/kg) et 1996 (Hg moyen : 0,28 mg/kg). Cette augmentation vient donc confirmer celle présente dans les teneurs en mercure dans la chair de grand brochet et de doré jaune.

Il n'existe aucune différence significative entre les teneurs en mercure à la station amont de Grand-Mère (Hg moyen 1989 : 0,31 mg/kg, 1996 : 0,35 mg/kg).

Tableau 18 Comparaison spatiale des teneurs en mercure (mg/kg) dans les meuniers noirs entiers des rivières Saint-Maurice et Shawinigan en 1996

N° de station	Station	N	Teneur moyenne en mercure (mg/kg) ²	Erreur -type	Min.-max.	Rang moyen ³	Niveaux de signification observés	
							Analyse sur les rangs non ajustés pour la longueur	
173,5	Amont de La Tuque	6	0,33	0,06	0,12-0,46	19,33	0,0655 ⁴	A ⁵
164,5	Aval de La Tuque	10	0,28	0,01	0,22-0,33	11,00		A
51,2	Amont de Grand-Mère	5	0,35	0,04	0,25-0,46	19,00		A
44,5	Aval de Grand-Mère	8	0,33	0,02	0,26-0,40	16,69		A
25,5	Saint-Étienne-des-	3	0,20 ¹	0,04	0,12-0,25			
S0,2	Rivière Shawinigan	4	0,42	0,03	0,37-0,50	26,63		A

1. L'effectif de cette station étant faible, cette comparaison ne sera pas retenue.
2. Moyenne des teneurs en mercure non ajustée pour la longueur totale.
3. Rang moyen non ajusté pour la longueur totale.
4. Probabilité : analyse de variance sur les rangs ajustés avec la longueur totale en covariant.
5. Les échantillons significativement différents sont identifiés par une lettre différente. Le rang moyen ajusté ou non le plus élevé est identifié par un A, le deuxième par un B et ainsi de suite.

Tableau 19 Comparaison temporelle des teneurs en mercure (mg/kg) dans les meuniers noirs entiers de la rivière Saint-Maurice avec la longueur totale en covariant

N° de station	Année	N	Teneur moyenne en mercure (mg/kg)		Rang moyen		Niveaux de signification observés					
			Non ajustée pour la longueur totale	Ajustée pour la longueur totale	Non ajusté pour la longueur	Ajusté pour la longueur	Analyse sur les rangs non ajustés pour la longueur		Analyse sur les rangs ajustés pour la longueur			
173,5	1993	10	0,29	0,27	7,5	6,76	0,29 ¹		0,0722			
	1996	6(4/5,1/3,1/4)	0,33	0,36	10,2	11,40						
164,5	1993	6	0,24	0,23	5,42	4,15	0,0395	B ²	0,0048	B		
	1996	10(10/5)	0,28	0,29	10,35	11,11					A	A
51,2	1989	7	0,31	0,30	6,00	5,72	0,5924		0,4042			
	1996	5(5/5)	0,35	0,36	7,20	7,59						
44,5	1989	9	0,26	0,26	5,94	5,90	0,0036	B	0,0040			
	1996	8(8/5)	0,33	0,33	12,44	12,49					A	
25,5	1989	10	0,45	0,45	22,6	20,29	0,0001	A	0,0072	A		
	1993	16	0,30	0,30	12,34	13,74					B	B
	1996	3	0,20	0,20	3,8	4,05					C	B

N = effectif, nombre d'homogénats

(x/y) = x homogénats de y poissons

1. Analyse de variance sur les rangs ajustés ou non pour la longueur totale en covariant.
2. Les échantillons significativement différents sont identifiés par une lettre différente. Le rang moyen ajusté ou non le plus élevé est identifié par un A, le deuxième par un B et ainsi de suite.

En aval de Grand-Mère, il y a eu augmentation des teneurs en mercure dans les meuniers noirs entiers entre 1989 et 1996 (Hg moyen 1989 : 0,26, 1996 : 0,33).

À Saint-Étienne-des-Grès, il y a eu depuis 1993 diminution dans les teneurs en mercure dans les meuniers noirs entiers (Hg moyen 1989 : 0,45 mg/kg, 1993 : 0,30 mg/kg, 1996 : 0,20 mg/kg). Par contre, l'effectif étant faible en 1996, il faut interpréter cette diminution prudemment.

CONTAMINATION DE L'EAU ET DES POISSONS PAR LES DIOXINES ET LES FURANES

Contamination de l'eau à la station 8,0

Les dioxines et furanes ont été détectés dans l'eau de la rivière Saint-Maurice à la station 8,0 (tableau 20).

La somme des dioxines et furanes dans la phase dissoute de l'eau ne dépasse pas le critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques (0,013 pg/l), ceux de vie aquatique (1×10^6 pg/l toxicité aiguë) et ceux de faune terrestre piscivore (0,0031 pg/l) (annexe 7) (MEF, 1998).

Par contre, la somme des dioxines et furanes sous forme particulaire dépassent dans 25 % des cas le critère de prévention de la contamination des eaux et des organismes aquatiques avec des amplitudes de dépassement de 1,17 et 15,05 fois le critère. Le critère vie aquatique (toxicité aiguë) n'est jamais quant à lui dépassé. Le critère pour la protection de la faune terrestre piscivore est dépassé dans 50 % des cas avec des amplitudes de dépassement variant de 1,07 à 63,15 fois le critère.

La somme des dioxines et furanes dans les deux phases dissoute et particulaire n'apporte pas de différences appréciables dans les dépassements de critères par rapport à ceux de la phase particulaire seule.

Dans le cas du dépassement du critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques, c'est la phase particulaire de l'eau qui excède le critère. Une étude réalisée en avril 1998 à la prise d'eau de Trois-Rivières a démontré la présence de teneurs de 0,093 pg/l à l'eau brute et de 0,017 pg/l à l'eau traitée. Cette valeur dépasse le critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques (0,013 pg/l) pour l'eau de surface, mais est 500 fois plus faible que la concentration maximale acceptable ontarienne à l'eau potable. Dans le cas des dioxines et furanes, le dépassement de ce critère est plutôt lié à la bioconcentration dans les organismes aquatiques plutôt qu'à la partie consommation directe de l'eau du milieu aquatique. Ce dépassement de critère indique que la qualité de l'eau n'est pas pleinement satisfaisante. Avec le changement de procédé à Carton Saint-Laurent en 1993 et l'implantation d'un traitement secondaire à l'usine, les sources majeures de dioxines et furanes du bassin sont déjà en diminution.

Tableau 20 Statistiques descriptives des différentes dioxines et furanes (pg/l) dans l'eau pour la phase dissoute, particulaire et au total à la station 8,0 en 1996

Substance	Phase dissoute								Phase particulaire								Total (phase dissoute + particulaire)							
	n	Moy	Écart-type	Méd	Min	Max	% ²	Nombre détecté ³	n	Moy	Écart-type	Méd	Min	Max	%	Nombre détecté	n	Moy	Écart-type	Méd	Min	Max	Nombre détecté	
Dioxines																								
2,3,7,8-TCDD	8	0	0	0	0	0		0	8	0	0	0	0	0		0	8	0	0	0	0	0	0	
1,2,3,7,8-P ₅ CDD*	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0,0150	0,0424	0	0	<u>0,12</u>	100	1	8	0,0150	0,0424	0	0	<u>0,12</u>	1	
1,2,3,4,7,8-H ₆ CDD*	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0,0150	0,0424	0	0	0,12	100	1	8	0,0150	0,0424	0	0	0,12	1	
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDD*	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0,0225	0,0495	0	0	<u>0,14</u>	100	2	8	0,0225	0,0495	0	0	<u>0,14</u>	2	
1,2,3,7,8,9-H ₆ CDD*	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0,0250	0,0424	0	0	0,12	100	3	8	0,0250	0,0424	0	0	0,12	3	
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDD	8	0,0180	0,0158	0,0235	0	0,04	9,6	5	8	0,1688	0,0877	0,155	0,08	0,35	90,4	8	8	0,1868	0,0920	0,159	0,109	0,373	8	
OCDD	8	0,0029	0,0073	0	0	0,021	0,4	3	8	0,6450	0,4029	0,555	0,25	1,53	99,6	8	8	0,6479	0,4039	0,556	0,25	1,53	8	
Furanes																								
2378-TCDF*	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0,0013	0,0035	0	0	0,01	100	1	8	0,0013	0,0035	0	0	0,01	1	
12378-P ₅ CDF*	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0,0125	0,0354	0	0	0,1	100	1	8	0,0125	0,0354	0	0	0,1	1	
23478-P ₅ CDF*	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0,0113	0,0318	0	0	<u>0,09</u>	100	1	8	0,0113	0,0318	0	0	<u>0,09</u>	1	
123478-H ₆ CDF*	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0,0138	0,0389	0	0	0,11	100	1	8	0,0138	0,0389	0	0	0,11	1	
123678-H ₆ CDF*	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0,0125	0,0354	0	0	0,1	100	1	8	0,0125	0,0354	0	0	0,1	1	
234678-H ₆ CDF*	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0,0138	0,0389	0	0	0,11	100	1	8	0,0138	0,0389	0	0	0,11	1	
123789-H ₆ CDF*	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0,0150	0,0424	0	0	0,12	100	1	8	0,0150	0,0424	0	0	0,12	1	
1234678-H ₇ CDF	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0,0588	0,0479	0,05	0	0,13	100	6	8	0,0588	0,0479	0,05	0	0,13	6	
1234789-H ₇ CDF	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	
OCDF	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0,1013	0,0485	0,085	0,05	0,19	100	8	8	0,1013	0,0485	0,085	0,05	0,19	8	
Groupes homologues																								
TCDD	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0,0150	0,0424	0	0	0,12	100	1	8	0,0150	0,0424	0	0	0,12	1	
PCDD	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0,0150	0,0424	0	0	0,12	100	1	8	0,0150	0,0424	0	0	0,12	1	
H6CDD	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0,0738	0,1293	0,02	0	0,38	100	4	8	0,0738	0,1293	0,02	0	0,38	4	
H7CDD	8	0,0198	0,0177	0,0235	0	0,0420	6,5	5	8	0,2850	0,1657	0,21	0,14	0,65	93,5	8	8	0,3048	0,1708	0,231	0,169	0,673	8	
OCDD	8	0,0029	0,0073	0	0	0,021	0,4	1	8	0,6450	0,4029	0,555	0,25	1,53	99,6	8	8	0,6479	0,4039	0,556	0,25	1,53	8	
TCDF	8	0,0039	0,0110	0	0	0,0310	75,6	1	8	0,0013	0,0035	0	0	0,01	24,4	1	8	0,0051	0,0145	0	0	0,041	1	
PCDF	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0,0238	0,0672	0	0	0,19	100	1	8	0,0238	0,0672	0	0	0,19	1	
H6CDF	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0,0638	0,1540	0	0	0,44	100	2	8	0,0638	0,1540	0	0	0,44	2	
H7CDF	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0,0950	0,0877	0,085	0	0,23	100	6	8	0,0950	0,0877	0,085	0	0,23	6	
OCDF	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0,1013	0,0485	0,085	0,05	0,19	100	8	8	0,1013	0,0485	0,085	0,05	0,19	8	
Σ homologues dioxines	8	0,0226	0,0218	0,0235	0	0,061	2,1	7	8	1,0338	0,6193	0,98	0,39	2,38	97,9	8	8	1,0564	0,6209	0,9925	0,419	2,403	8	
Σ homologues furanes	8	0,0039	0,0110	0	0	0,031	1,3	1	8	0,2850	0,2912	0,165	0,07	0,9	98,7	8	8	0,2889	0,2946	0,165	0,07	0,9	8	
Éq. Tox, dioxines ¹	8	0,00021	0,00019	0,00016	0	0,00042	1,3	7	8	<u>0,0161</u>	0,0343	0,0022	0,0011	<u>0,1003</u>	98,7	8	8	<u>0,0163</u>	0,0342	0,0024	0,0013	<u>0,1003</u>	8	
Éq. tox, furanes	8	0	0	0	0	0	0,0	0	8	0,0126	0,0335	0,0006	0,0001	<u>0,0954</u>	100	8	8	0,0126	0,0335	0,0006	0,0001	<u>0,0954</u>	8	
Éq. tox, total	8	0,00021	0,00019	0,00016	0	0,00042	0,7	7	8	<u>0,0286</u>	0,0677	0,0026	0,0015	<u>0,1958</u>	99,3	8	8	<u>0,0289</u>	0,0676	0,0028	0,0016	<u>0,1958</u>	8	

Les valeurs dépassant le critère eau et organismes (U.S. EPA, 1992) de 0,013 pg/l en équivalent toxique du 2,3,7,8-TCDD sont soulignées.

1. Ces valeurs ont été calculées à partir des facteurs d'équivalence toxique de OTAN (1988).

2. % = Pourcentage de contribution de la phase dissoute ou de la phase particulaire au total.

3. Nombre détecté = nombre de fois sur 8 que la substance a été décelée

Au point de vue du critère de faune terrestre piscivore, à une occasion au moins le dépassement du critère a une amplitude de 63 fois le critère indiquant qu'il faut encore une fois intervenir auprès des sources afin de diminuer ces teneurs. En plus des sources actuelles, il pourrait également arriver que les sources des contaminants associés aux particules soit des sources historiques et que des sédiments contaminés aient été remis en suspension. On peut aussi supposer que les dioxines et furanes présents sont surtout résiduels, ou encore, liés au transport atmosphérique.

Les statistiques descriptives des différents dioxines et furanes analysés dans la phase dissoute, particulaire et au total sont indiquées au tableau 20. En matière d'équivalence toxique de la 2,3,7,8-TCDD, c'est dans la phase particulaire que la plus grande partie, soit 99,3 % de la contamination est présente (tableau 20). La phase dissoute ne représente que 0,7 % de la contamination, au regard de l'équivalence toxique.

Entre les dioxines et furanes, 56,4 % de l'équivalence toxique provient des dioxines (0,0163 pg/l) contre 43,6 % pour les furanes (0,0126 pg/l).

Les teneurs moyennes en dioxines en équivalence toxique de la 2,3,7,8-TCDD, avec 0,0161 pg/l, dépassent dans la phase particulaire le critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques. Les teneurs médianes de 0,0022 pg/l ne dépassent pas ce critère.

Il existe une variation temporelle marquée des teneurs sur le plan de l'équivalence toxique de la 2,3,7,8-TCDD (figure 5). La phase dissoute fournit très peu à cet égard, que ce soit les dioxines, les furanes ou le total des deux. Par contre, on voit qu'en deux occasions des pics de dioxines dans la phase particulaire et, en une occasion, un pic de furanes dans la même phase, outrepassent le critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques. Le premier pic correspond à la crue exceptionnelle de juillet 1996. Le deuxième pic correspond à la même date que le pic déjà appréhendé dans la phase particulaire pour le mercure, soit au 19 septembre 1996. L'origine de ce pic ne peut être expliquée. Les contrôles de qualité au laboratoire indiquent qu'il n'y avait aucune contamination de l'intégrité de l'échantillon. Aucun déversement accidentel n'a été rapporté, aucun épisode exceptionnel de pluie n'a été rapporté sur le bassin versant. Il pourrait y avoir eu de faibles apports atmosphériques.

Parmi les 17 congénères de dioxines et furanes analysés dans les phases dissoutes et particulaires, seulement deux n'ont jamais été détectés. La dioxine 2,3,7,8-TCDD, le congénère le plus toxique, ainsi que le furane 1,2,3,4,7,8,9-H₇CDF n'ont jamais été décelés dans l'une ou l'autre des deux phases. Parmi les autres substances, trois ont été détectées dans tous les échantillons (total des deux phases), le 1,2,3,4,6,7,8-H₇CDD, l'OCDD et l'OCDF. Ces substances sont beaucoup moins toxiques que la 2,3,7,8-TCDD (tableau 3). Une substance, la 1,2,3,4,6,7,8-H₇CDF a été détectée dans 75 % des échantillons. Toutes les autres substances ont été détectées dans moins de 37,5 % des échantillons.

C'est dans la phase particulaire que la grande majorité des substances individuelles ont été détectées. Le pourcentage de détection dans la phase dissoute variait de 0 % à 9,6 % seulement, contre 90,4 % à 100 % pour la phase particulaire. Seulement deux des congénères mesurés, soit le

1,2,3,4,6,7,8-H₇CDD et l'OCDD ont été décelés dans la phase dissoute. La proportion de ceux-ci demeurait inférieure à 9,6 % et 0,4 % dans la phase dissoute par rapport à la phase particulaire.

En termes de concentration, c'est l'OCDD qui domine en moyenne avec 0,65 pg/l, suivi de la 1,2,3,4,6,7,8-H₇CDD (0,19 pg/l), de l'OCDF (0,10 pg/l) et du 1,2,3,4,6,7,8-H₇CDF (0,05 pg/l). La toxicité de ces substances varie entre 1 % et 0,1 % celle de la 2,3,7,8-TCDD. Les autres substances présentent des teneurs beaucoup plus faibles.

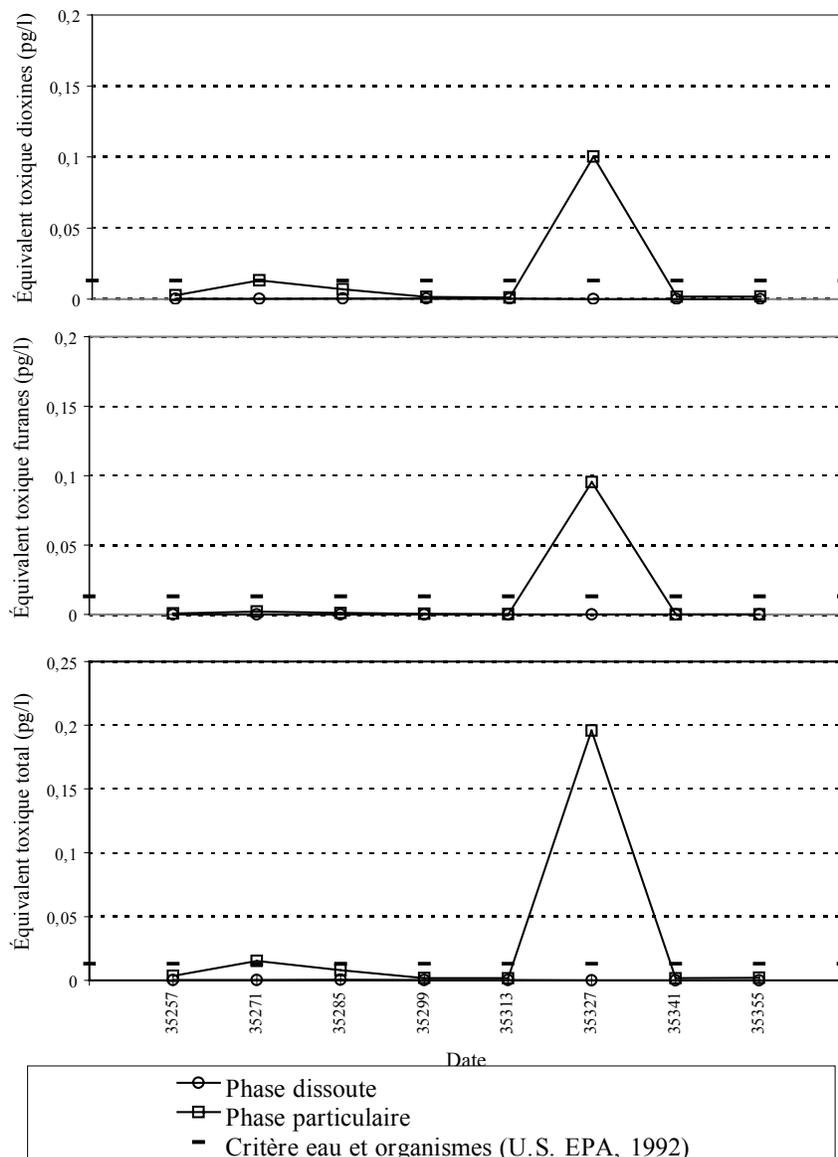


Figure 5 Évolution temporelle des teneurs en dioxines et furanes totaux dans la phase dissoute et particulaire de l'eau à la station 8,0

Contamination du poisson par les dioxines et furanes

Contamination de la chair de barbotte brune par les dioxines et furanes

Sept des dix-sept dioxines et furanes mesurés dans la chair des barbottes brunes capturées à Saint-Roch-de-Mékinac ont été décelés (tableau 21).

La plus grande partie de l'équivalence toxique de la 2,3,7,8-TCDD provient des dioxines (68 %) contre 32 % pour les furanes. C'est le congénère le plus toxique, la 2,3,7,8-TCDD qui constitue la plus grande proportion de l'équivalence toxique (56,4 %), suivi du 2,3,7,8-TCDF (19,3 %) du 2,3,4,7,8-P₅CDF (12,9 %). Cela concorde avec le point de vue des trois dominants quant à la contribution relative à l'équivalence toxique dans les meuniers noirs entiers en 1989, bien que c'était le 2,3,7,8-TCDF qui dominait alors (Lapierre, 1995).

Les teneurs de 0,621 ng/kg en équivalent toxique de la 2,3,7,8-TCDD dans la chair des barbottes brunes ne dépassent ni la directive de Santé Canada (15 ng/kg), ni celle de l'U.S. FDA (1 ng/kg, directive pour le poulet), ni celle de l'Ontario (10 ng/kg). Ceci indique qu'il n'est pas nécessaire de réduire la consommation des barbottes brunes à cause des dioxines et furanes.

Par contre, le critère calculé à partir du critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques dans l'eau de l'U.S. EPA (1992) (0,07 ng/kg) est dépassé. Ceci indique soit que le tarissement des sources de dioxines et furanes n'est pas complet ou encore que les résidus bioaccumulés persistent encore dans le poisson. D'ailleurs, la persistance des dioxines et furanes dans l'eau 60 km plus bas a déjà été discutée ci-dessus.

Contamination du meunier noir entier par les dioxines et furanes

Teneurs en dioxines et furanes et comparaison au critère pour la protection de la faune terrestre piscivore

Les teneurs médianes en dioxines et furanes dans les meuniers noirs entiers en 1996 sont indiquées aux tableaux 23 et 24.

Les nombres de congénères détectés sont ordonnés de la façon suivante : aval de La Tuque (15) > Shawinigan, Saint-Étienne-des-Grès (14) > aval de Grand Mère (13) > amont de Grand-Mère (11) > amont de La Tuque (10).

Huit congénères sont détectés à toutes les stations (2,3,7,8-TCDD; 1,2,3,6,7,8-H₆CDD; 1,2,3,4,6,7,8-H₇CDD; OCDD; 2,3,7,8-TCDF; 1,2,3,7,8-P₅CDF; 2,3,4,7,8-P₅CDF; OCDF). Cinq congénères sont détectés à cinq stations sur six soit la 1,2,3,7,8-P₅CDD, la 1,2,3,4,7,8-H₆CDD, la 1,2,3,7,8,9-H₆CDD qui n'ont pas été détectées en amont de La Tuque et le 1,2,3,4,7,8-H₆CDF et le 1,2,3,4,6,7,8-H₇CDF qui n'ont pas été détectés en amont de Grand-Mère. Le 1,2,3,6,7,8-H₆CDF a été détecté à trois stations, soit en aval de La Tuque, à Shawinigan et à Saint-Étienne-des-Grès. Le 2,3,4,6,7,8-H₆CDF a seulement été détecté en aval de La Tuque. Deux congénères n'ont pas été détectés, le 1,2,3,7,8,9-H₆CDF et le 1,2,3,4,7,8,9-H₇CDF.

Tableau 21 Teneur en dioxines et furanes ($\eta\text{g}/\text{kg}$) dans la chair des barbottes brunes capturées à Saint-Roch-de-Mékinac en 1996

Substance	N	Teneur ($\eta\text{g}/\text{kg}$)	Équivalence toxique de la 2,3,7,8-TCDD ($\eta\text{g}/\text{kg}$)	% de contribution à l'équivalence toxique
2,3,7,8-T ₄ CDD	1(3)	0,35	0,35	56,4
1,2,3,7,8-P ₅ CDD	1(3)	0,10	0,05	8,1
1,2,3,4,7,8-H ₆ CDD	1(3)	ND	ND	
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDD	1(3)	0,20	0,02	3,2
1,2,3,7,8,9-H ₆ CDD	1(3)	ND	ND	
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDD	1(3)	0,09	0,0009	0,1
OCDD	1(3)	0,32	0,00032	0,05
2,3,7,8-T ₄ CDF	1(3)	1,20	0,12	19,3
1,2,3,7,8-P ₅ CDF	1(3)	ND	ND	
2,3,4,7,8-P ₅ CDF	1(3)	0,16	0,08	12,9
1,2,3,4,7,8-H ₆ CDF	1(3)	ND	ND	
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDF	1(3)	ND	ND	
2,3,4,6,7,8-H ₆ CDF	1(3)	ND	ND	
1,2,3,7,8,9-H ₆ CDF	1(3)	ND	ND	
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDF	1(3)	ND	ND	
1,2,3,4,7,8,9-H ₇ CDF	1(3)	ND	ND	
OCDF	1(3)	ND	ND	
Équivalent toxique dioxines	1(3)		0,421	68
Équivalent toxique furanes	1(3)		0,200	32
Équivalent toxique total	1(3)		0,621	

ND= non détecté

N = effectif (y/x) = y homogénats de x poissons

Tableau 22 Dépassement, dans la chair des barbottes brunes, des critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques pour les dioxines et furanes

Substance	Saint-Roch-de-Mékinac (km 68,5)			Critère préventif*
	Critères de consommation			
	Santé Canada (15 $\eta\text{g}/\text{kg}$)	Ontario (10 $\eta\text{g}/\text{kg}$)	U.S.FDA (1997) (1 $\eta\text{g}/\text{kg}$)**	U.S.EPA (1992) National (0,07 $\eta\text{g}/\text{kg}$)
2,3,7,8-T ₄ CDD	non	non	non	oui
Équivalent toxique dioxines	non	non	non	oui
Équivalent toxique furanes	non	non	non	oui
Équivalent toxique total	non	non	non	oui

* Critère calculé à partir des critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques

** Directive pour le poulet

Ceci est très différent de la situation qui prévalait en 1993 (Lapierre, 1995). En effet, en 1993, aucun congénère n'était détecté en amont de La Tuque, sept en aval de La Tuque et quatre à Saint-Étienne-des-Grès. Cependant, il ne faut pas penser que ceci correspond à une augmentation de la contamination depuis 1993 en amont de La Tuque. En effet, les limites de détection des méthodes analytiques sont beaucoup plus basses en 1996 qu'en 1993 et 1989 (tableaux 25, 26 et 27). Les congénères détectés en 1996 en amont de La Tuque présentent des concentrations qui sont inférieures aux limites de détection de 1993 sauf pour trois valeurs maximales. Toutes les teneurs médianes sont inférieures en 1996 aux limites de détection en 1993 (tableau 25). Pour trois substances, le 2,3,7,8-TCDF, le 1,2,3,7,8-PCDF et le 2,3,4,7,8 PCDF, les teneurs maximales en 1996 sont plus élevées que les limites de détection en 1993. En aval de La Tuque pour l'OCDF, la teneur médiane en 1996 est inférieure à la limite de détection en 1993. En aval de La Tuque, les teneurs maximales en 1996 de la plupart des substances non détectées en 1993 sont cependant supérieures à celles des limites de détection de 1993. À Saint-Étienne-des-Grès, les teneurs maximales décelées pour les substances non détectées en 1993 sont inférieures aux limites de détection de 1993.

Les teneurs médianes en équivalence toxique de la 2,3,7,8-TCDD dépassent le critère pour la protection de la faune terrestre piscivore en aval de La Tuque, en amont et en aval de Grand-Mère et à Saint-Étienne-des-Grès (tableau 23 et 24). Ce sont autant les équivalents toxiques des dioxines que celles des furanes qui dépassent le critère. En amont de La Tuque, les teneurs médianes ne dépassent pas le critère tandis que sur la rivière Shawinigan, seule la médiane de l'équivalent toxique total (dioxines + furanes) dépasse le critère (tableau 23 et 24).

Les fréquences relatives de dépassement du critère pour la protection de la faune terrestre piscivore de la 2,3,7,8-TCDD seule, de l'équivalent toxique dioxines, furanes et total sont indiquées au tableau 28. C'est en amont de La Tuque que les fréquences relatives de dépassement sont les plus faibles (entre 0 et 17 %), suivi par la rivière Shawinigan (entre 0 et 100 %), Saint-Étienne-des-Grès (67 à 100 %) et de l'aval de La Tuque (90 à 100 %). En amont et aval de Grand-Mère, tous les échantillons dépassent le critère pour la protection de la faune terrestre piscivore. À l'exception de l'amont de La Tuque, tous les échantillons dépassent le critère relatif à la protection de la faune terrestre piscivore en équivalents toxiques totaux.

La médiane, quant à elle, ne dépasse pas en amont de La Tuque le critère pour la protection de la faune terrestre piscivore (tableau 28). Les amplitudes de dépassement de la médiane en équivalent toxique total varient entre 2,1 (Shawinigan) et 5,3 (aval de Grand-Mère) fois le critère à partir de l'aval de La Tuque.

Les amplitudes de dépassement en dioxines sont attribuables à la 2,3,7,8-TCDD seule. L'amplitude de dépassement est répartie de façon équitable entre les dioxines et les furanes.

Tableau 23 Teneurs en dioxines et furanes (ng/kg) et fréquence de détection (%) dans les homogénats de meuniers noirs entiers capturés en amont de La Tuque, en aval de La Tuque et en amont de Grand-Mère en 1996

Substance	Amont de La Tuque				Aval de La Tuque				Amont de Grand-Mère			
	N	Min.-max.	Fréquence de détection (%)	Médiane	N	Min.-max.	Fréquence de détection (%)	Médiane	N	Min.-max.	Fréquence de détection (%)	Médiane
2,3,7,8-T ₄ CDD	6	ND-0,32	17	ND	10	0,45-1,9	100	1,25	5	0,75-1,9	100	0,93
1,2,3,7,8-P ₅ CDD	6	ND	0	ND	10	0,12-1,0	100	0,215	5	0,13-0,32	100	0,16
1,2,3,4,7,8-H ₆ CDD	6	ND	0	ND	10	ND-0,4	20	ND	5	ND-0,12	20	ND
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDD	6	ND-0,26	33	ND	10	0,12-0,81	100	0,3	5	0,18-0,68	100	0,26
1,2,3,7,8,9-H ₆ CDD	6	ND	0	ND	10	ND-0,82	30	ND	5	ND-0,1	20	ND
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDD	6	0,08-0,24	100	0,14	10	0,14-1,4	100	0,415	5	0,13-0,32	100	0,2
OCDD	6	0,19-0,35	100	0,28	10	0,25-3,4	100	0,63	5	0,19-0,73	100	0,61
2,3,7,8-T ₄ CDF	6	0,23-8,0	100	0,305	10	4,2-17,0	100	9,1	5	8,8-29,0	100	12
1,2,3,7,8-P ₅ CDF	6	ND-0,52	17	ND	10	ND-0,36	40	ND	5	ND-0,20	60	0,08
2,3,4,7,8-P ₅ CDF	6	ND-1,2	33	ND	10	0,12-0,84	100	0,27	5	ND-0,39	80	0,19
1,2,3,4,7,8-H ₆ CDF	6	ND-0,17	17	ND	10	ND-0,76	10	ND	5	ND	0	ND
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDF	6	ND	0	ND	10	ND-0,25	10	ND	5	ND	0	ND
2,3,4,6,7,8-H ₆ CDF	6	ND	0	ND	10	ND-0,34	10	ND	5	ND	0	ND
1,2,3,7,8,9-H ₆ CDF	6	ND	0	ND	10	ND	0	ND	5	ND	0	ND
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDF	6	ND-0,07	17	ND	10	ND-0,46	40	ND	5	ND	0	ND
1,2,3,4,7,8,9-H ₇ CDF	6	ND	0	ND	10	ND	0	ND	5	ND	0	ND
OCDF	6	ND-0,09	17	ND	10	ND-0,45	60	0,1	5	ND-0,14	20	ND
Équivalent toxique dioxines	6	0,001-0,35		0,002	10	0,51-2,51		1,51	5	0,84-2,15		1,04
Équivalent toxique furanes	6	0,02-1,44		0,035	10	0,48-2,28		1,06	5	0,97-3,11		1,21
Équivalent toxique total	6	0,02-1,79		0,037	10	0,99-4,79		2,57	5	1,81-5,26		2,44

ND = non détecté

Les valeurs soulignées dépassent le critère pour la protection de la faune terrestre piscivore de l'U.S. EPA (1995) : 0,66 ng/kg en équivalent toxique de la 2,3,7,8-TCDD.

Tableau 24 Teneurs en dioxines et furanes (ng/kg) et fréquence de détection (%) dans les homogénats de meuniers noirs entiers capturés sur la rivière Saint-Maurice et Shawinigan en aval de Grand-Mère, à Shawinigan (rivière Shawinigan) et à Saint-Étienne-des-Grès en 1996

Substance	Aval de Grand-Mère				Shawinigan (rivière Shawinigan)				Saint-Étienne-des-Grès			
	N	Min.-max.	Fréquence de détection	Médiane	N	Min.-max.	Fréquence de détection	Médiane	N	Min.-max.	Fréquence de détection	Médiane
2,3,7,8-T ₄ CDD	8	<u>0,9-2,0</u>	100	<u>1,35</u>	4	0,21-0,46	100	0,34	3	<u>0,5-0,71</u>	100	<u>0,68</u>
1,2,3,7,8-P ₅ CDD	8	ND-0,36	88	0,23	4	0,18-0,80	100	0,23	3	0,17-0,23	100	0,21
1,2,3,4,7,8-H ₆ CDD	8	ND-0,14	13	ND	4	ND-0,45	50	0,06	3	0,09-0,13	100	0,12
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDD	8	0,19-0,53	100	0,325	4	0,27-0,78	100	0,32	3	0,22-0,46	100	0,23
1,2,3,7,8,9-H ₆ CDD	8	ND-0,11	13	ND	4	ND-0,88	25	ND	3	ND-0,08	67	0,07
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDD	8	0,21-1,9	100	0,28	4	0,49-3,0	100	0,59	3	0,36-0,70	100	0,38
OCDD	8	0,40-16	100	0,6	4	0,93-5,0	100	1,55	3	0,62-3,8	100	1,1
2,3,7,8-T ₄ CDF	8	9,8-21,0	100	17,5	4	2,6-8,0	100	3,5	3	5,5-8,7	100	6,5
1,2,3,7,8-P ₅ CDF	8	ND-0,87	38	ND	4	0,22-0,61	100	0,245	3	0,18-0,41	100	0,29
2,3,4,7,8-P ₅ CDF	8	0,34-1,71	100	0,44	4	0,26-0,68	100	0,295	3	0,3-0,76	100	0,49
1,2,3,4,7,8-H ₆ CDF	8	ND-0,26	13	ND	4	0,15-0,22	100	0,165	3	0,09-0,29	100	0,13
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDF	8	ND	0	ND	4	ND-0,08	75	0,075	3	ND-0,12	67	0,05
2,3,4,6,7,8-H ₆ CDF	8	ND	0	ND	4	ND	0	ND	3	ND	0	ND
1,2,3,7,8,9-H ₆ CDF	8	ND	0	ND	4	ND	0	ND	3	ND	0	ND
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDF	8	ND-0,18	13	ND	4	0,14-0,32	100	0,22	3	0,07-0,3	100	0,07
1,2,3,4,7,8,9-H ₇ CDF	8	ND	0	ND	4	ND	0	ND	3	ND	0	ND
OCDF	8	ND-1,0	25	ND	4	ND-0,23	75	0,135	3	0,07-0,15	100	0,10
Équivalent toxique dioxines	8	<u>1,04-2,29</u>		<u>1,49</u>	4	<u>0,33-1,11</u>		0,50	3	<u>0,63-0,90</u>		<u>0,82</u>
Équivalent toxique furanes	8	<u>1,24-3,03</u>		<u>1,94</u>	4	<u>0,44-1,20</u>		0,53	3	<u>0,72-1,31</u>		<u>0,92</u>
Équivalent toxique total	8	<u>2,27-4,83</u>		<u>3,48</u>	4	<u>0,78-1,61</u>		1,37	3	<u>1,35-2,22</u>		<u>1,75</u>

ND = non détecté

Les valeurs soulignées dépassent le critère pour la protection de la faune terrestre piscivore de l'U.S. EPA (1995) : 0,66 ng/kg en équivalent toxique de la 2,3,7,8-TCDD.

Tableau 25 Teneurs en dioxines et furanes (ng/kg) dans les homogénats de meuniers noirs entiers capturés en amont de La Tuque en 1993 et en 1996

Substance	1993				1996		
	N	Min.-max.	Médiane		N	Min.-max.	Médiane
2,3,7,8-T ₄ CDD	10	ND (0,2-0,8)	ND		6	ND-0,32 (0,04-0,05)	ND
1,2,3,7,8-P ₅ CDD	10	ND (0,2-1,0)	ND		6	ND (0,03-0,04)	ND
1,2,3,4,7,8-H ₆ CDD	10	ND (0,1-0,5)	ND		6	ND (0,03-0,07)	ND
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDD	10	ND (0,1-0,3)	ND		6	ND-0,26 (0,03-0,04)	ND
1,2,3,7,8,9-H ₆ CDD	10	ND (0,1-0,5)	ND		6	ND (0,02-0,05)	ND
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDD	10	ND (0,3-1,0)	ND		6	0,08-0,24	0,14
OCDD	10	ND (0,2-0,9)	ND		6	0,19-0,35	0,28
2,3,7,8-T ₄ CDF	10	ND (0,2-0,4)	ND		6	0,23-8,0	0,305
1,2,3,7,8-P ₅ CDF	10	ND (0,1-0,3)	ND		6	ND-0,52 (0,03-0,06)	ND
2,3,4,7,8-P ₅ CDF	10	ND (0,1-0,3)	ND		6	ND-1,2 (0,04-0,06)	ND
1,2,3,4,7,8-H ₆ CDF	10	ND (0,1-0,5)	ND		6	ND-0,17 (0,02-0,03)	ND
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDF	10	ND (0,1-0,3)	ND		6	ND (0,01-0,03)	ND
2,3,4,6,7,8-H ₆ CDF	10	ND (0,1-0,6)	ND		6	ND (0,02-0,03)	ND
1,2,3,7,8,9-H ₆ CDF	10	ND (0,1-0,55)	ND		6	ND (0,02-0,03)	ND
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDF	10	ND (0,1-0,8)	ND		6	ND-0,07 (0,02-0,03)	ND
1,2,3,4,7,8,9-H ₇ CDF	10	ND (0,2-1,0)	ND		6	ND (0,02-0,03)	ND
OCDF	10	ND (0,1-0,7)	ND		6	ND-0,09 (0,02-0,04)	ND
Équivalent toxique dioxines	10	ND	ND		6	0,001-0,35	0,002
Équivalent toxique furanes	10	ND	ND		6	0,023- <u>1,44</u>	0,035
Équivalent toxique total	10	ND	ND		6	0,024- <u>1,79</u>	0,037

ND = non détecté

() limite de détection des substances non détectées

Les valeurs soulignées dépassent le critère pour la protection de la faune terrestre piscivore de l'U.S. EPA (1995) : 0,66 ng/kg en équivalent toxique de la 2,3,7,8-TCDD.

Tableau 26 Teneurs en dioxines et furanes (ng/kg) dans les homogénats de meuniers noirs entiers capturés aval de La Tuque en 1993 et 1996

Substance	1993			1996		
	N	Min.-max.	Médiane	N	Min.-max.	Médiane
2,3,7,8-T ₄ CDD	6	<u>1,7-10,5</u>	<u>5,0</u>	10	0,45- <u>1,9</u>	<u>1,25</u>
1,2,3,7,8-P ₅ CDD	6	ND-0,9 (0,1-0,3)	0,4	10	0,12-1,0	0,215
1,2,3,4,7,8-H ₆ CDD	6	ND (0,04-0,2)	ND	10	ND-0,4 (0,04-0,05)	ND
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDD	6	ND-1,2 (0,05-0,1)	0,7	10	0,12-0,81	0,3
1,2,3,7,8,9-H ₆ CDD	6	ND (0,03-0,2)	ND	10	ND-0,82 (0,03-0,04)	ND
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDD	6	ND-0,6 (0,2-0,5)	0,1	10	0,14-1,4	0,415
OCDD	6	ND-0,4 (0,07-0,3)	0,2	10	0,25-3,4	0,63
2,3,7,8-T ₄ CDF	6	13,5-89,1	38,8	10	4,2-17,0	9,1
1,2,3,7,8-P ₅ CDF	6	ND (0,04-0,2)	ND	10	ND-0,36 (0,03)	ND
2,3,4,7,8-P ₅ CDF	6	0,3-1,4	0,9	10	0,12-0,84	0,27
1,2,3,4,7,8-H ₆ CDF	6	ND (0,04-0,1)	ND	10	ND-0,76 (0,02-0,04)	ND
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDF	6	ND (0,02-0,2)	ND	10	ND-0,25 (0,02-0,03)	ND
2,3,4,6,7,8-H ₆ CDF	6	ND (0,05-0,1)	ND	10	ND-0,34 (0,02-0,04)	ND
1,2,3,7,8,9-H ₆ CDF	6	ND (0,03-0,3)	ND	10	ND (0,03-0,05)	ND
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDF	6	ND (0,05-0,2)	ND	10	ND-0,46 (0,03-0,04)	ND
1,2,3,4,7,8,9-H ₇ CDF	6	ND (0,1-0,4)	ND	10	ND (0,03-0,06)	ND
OCDF	6	ND (0,02-0,2)	ND	10	ND-0,45 (0,03-0,06)	0,1
Équivalent toxique dioxines	6	<u>1,9-11,1</u>	<u>5,3</u>	10	0,51- <u>2,51</u>	<u>1,51</u>
Équivalent toxique furanes	6	<u>1,6-9,6</u>	<u>4,3</u>	10	0,48- <u>2,28</u>	<u>1,06</u>
Équivalent toxique total	6	<u>3,5-20,7</u>	<u>9,7</u>	10	<u>0,99-4,79</u>	<u>2,57</u>

ND = non détecté

() = limite de détection des substances non détectées

Les valeurs soulignées dépassent le critère pour la protection de la faune terrestre piscivore de l'U.S. EPA (1995) : 0,66 ng/kg en équivalent toxique de la 2,3,7,8-TCDD.

Tableau 27 Teneurs en dioxines et furanes (ng/kg) dans les homogénats de meuniers noirs entiers capturés à Saint-Étienne-des-Grès en 1989, en 1993 et en 1996

Substance	1989			1993			1996		
	N	Min.-max.	Médiane	N	Min.-max.	Médiane	N	Min.-max.	Médiane
2,3,7,8-T ₄ CDD	9	<u>7,0-12,2</u>	<u>9,4</u>	15	<u>1,3-2,3</u>	<u>1,5</u>	3	<u>0,5-0,71</u>	<u>0,68</u>
1,2,3,7,8-P ₅ CDD	9	0,9-1,3	1,06	15	ND-0,6 (0,1-0,3)	0,4	3	0,17-0,23	0,21
1,2,3,4,7,8-H ₆ CDD	9	ND-0,02 (0,1-0,2)	ND	15	ND-0,4 (0,07-0,3)	ND	3	0,09-0,13	0,12
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDD	9	0,3-2,2	1,75	15	ND-0,9 (0,1-0,2)	0,5	3	0,22-0,46	0,23
1,2,3,7,8,9-H ₆ CDD	9	ND-0,3 (0,1-0,2)	0,16	15	ND (0,05-0,3)	ND	3	ND-0,08 (0,03)	0,07
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDD	9	0,01-0,7	0,18	15	ND-1,2 (0,4-1)	ND	3	0,36-0,70	0,38
OCDD	9	0,2-0,7	0,53	15	ND-1,0 (0,2-0,7)	ND	3	0,62-3,8	1,1
2,3,7,8-T ₄ CDF	9	101,5-156,1	124,0	15	15,9-29,9	21,2	3	5,5-8,7	6,5
1,2,3,7,8-P ₅ CDF	9	ND-0,7 (0,1-0,2)	0,51	15	ND-0,4 (0,1-0,2)	ND	3	0,18-0,41	0,29
2,3,4,7,8-P ₅ CDF	9	0,8-1,2	1,02	15	ND-0,7 (0,1-0,2)	ND	3	0,3-0,76	0,49
1,2,3,4,7,8-H ₆ CDF	9	ND-0,04 (0,1-0,3)	ND	15	ND-0,2 (0,06-0,3)	ND	3	0,09-0,29	0,13
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDF	9	ND-0,03 (0,1-0,2)	ND	15	ND (0,04-0,2)	ND	3	ND-0,12 (0,02)	0,05
2,3,4,6,7,8-H ₆ CDF	9	ND-0,04 (0,1-0,3)	ND	15	ND (0,05-0,4)	ND	3	ND (0,01-0,02)	ND
1,2,3,7,8,9-H ₆ CDF	9	ND-0,03 (0,1-0,3)	ND	15	ND (0,03-0,2)	ND	3	ND (0,01-0,02)	ND
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDF	9	0,1-0,8	0,52	15	ND-0,2 (0,06-2)	ND	3	0,07-0,3	0,07
1,2,3,4,7,8,9-H ₇ CDF	9	ND-0,02 (0,2-0,3)	ND	15	ND (0,05-3)	ND	3	ND (0,01-0,02)	ND
OCDF	9	0,1-0,2	0,16	15	ND (0,05-0,5)	ND	3	0,07-0,15	0,10
Équivalent toxique dioxines	9	<u>7,7-13,1</u>	<u>10,05</u>	15	<u>1,5-2,6</u>	<u>1,8</u>	3	<u>0,63-0,90</u>	<u>0,82</u>
Équivalent toxique furanes	9	<u>10,6-16,2</u>	<u>12,96</u>	15	<u>1,6-3,3</u>	<u>2,4</u>	3	<u>0,72-1,31</u>	<u>0,92</u>
Équivalent toxique total	9	<u>18,2-29,3</u>	<u>22,52</u>	15	<u>3,1-5,9</u>	<u>4,2</u>	3	<u>1,35-2,22</u>	<u>1,75</u>

ND = non détecté

() = limite de détection des substances non détectées

Les valeurs soulignées dépassent le critère pour la protection de la faune terrestre piscivore de l'U.S. EPA (1995) : 0,66 ng/kg en équivalent toxique de la 2,3,7,8-TCDD.

Tableau 28 Fréquences relatives de dépassement (%) et amplitudes de dépassement de la médiane dans les homogénats de meuniers noirs entiers, du critère relatif à la protection de la faune terrestre piscivore pour les dioxines et furanes en 1996 sur les rivières Saint-Maurice et Shawinigan

Substance	Amont de La Tuque		Aval de La Tuque		Amont de Grand-Mère		Aval de Grand-Mère		Saint-Étienne-des-Grès		Rivière Shawinigan	
	Fréquence relative de dépassement	Amplitude de dépassement	Fréquence relative de dépassement	Amplitude de dépassement	Fréquence relative de dépassement	Amplitude de dépassement	Fréquence relative de dépassement	Amplitude de dépassement	Fréquence relative de dépassement	Amplitude de dépassement	Fréquence relative de dépassement	Amplitude de dépassement
2,3,7,8-T ₄ CDD	0	ND	90	1,9	100	1,4	100	2,0	67	1,03	0	n.d.p.
Équivalent toxique dioxines	0	n.d.p.	90	2,3	100	1,6	100	2,3	67	1,2	25	n.d.p.
Équivalent toxique furanes	17	n.d.p.	80	1,6	100	1,8	100	2,9	100	1,4	25	n.d.p.
Équivalent toxique total	17	n.d.p.	100	3,9	100	3,7	100	5,3	100	2,7	100	2,1

Critère pour la protection de la faune terrestre piscivore : 0,66 ng/kg (U.S. EPA, 1995)

Amplitude de dépassement = nombre de fois que la médiane dépasse le critère

ND = non décelé

n.d.p. = ne dépasse pas

Comparaison spatiale des teneurs en dioxines et furanes dans le meunier noir entier en 1996

La comparaison spatiale des teneurs des principaux dioxines et furanes est indiquée aux tableaux 29 et 30.

Les régressions n'étant pas significatives entre les longueurs et les teneurs en contaminants, les comparaisons seront effectuées sans tenir compte de la longueur. De plus, la majorité des poissons sont de grande taille et de tailles comparables.

Pour l'ensemble des substances, l'amont de La Tuque présente les teneurs les plus faibles. Les teneurs augmentent ensuite en aval de La Tuque où elles sont pour l'ensemble des substances les plus élevées du bassin. Pour la plupart des substances principales analysées, il n'existe aucune différence significative entre les teneurs en aval de La Tuque, en amont de Grand-Mère et en aval de Grand-Mère. Il existe des différences significatives entre la contamination des poissons à Saint-Étienne-des-Grès et celle des poissons en aval de Grand-Mère pour deux substances seulement (2,3,7,8-TCDD et le 2,3,7,8-TCDF) ainsi qu'en équivalent toxique pour les dioxines et en équivalent toxique total. Les poissons de l'aval de Grand-Mère sont plus contaminés que ceux de Saint-Étienne-des-Grès. Pour les autres substances, les différences ne sont pas significatives entre les deux stations, ni entre Saint-Étienne-des-Grès et l'aval de La Tuque.

Pour plusieurs substances, la contamination des poissons de la rivière Shawinigan n'est pas significativement différente de celle de l'aval de Grand-Mère et de l'aval de La Tuque. Seuls la 2,3,7,8-TCDD et l'équivalent toxique dioxine distinguent les poissons moins contaminés de la rivière Shawinigan de ceux de Grand-Mère et de l'aval de La Tuque. En teneurs médianes, les poissons de la rivière Shawinigan sont quatre fois moins contaminés en 2,3,7,8-TCDD que ceux de l'aval de La Tuque et de l'aval de Grand-Mère.

La contamination des poissons de la rivière Shawinigan n'est pas différente statistiquement de celle de l'amont de La Tuque pour trois substances (2,3,7,8-TCDD; 2,3,7,8-TCDF et 2,3,4,7,8-P₅CDF) ainsi qu'en équivalent toxique dioxines, furanes et total. Pour les trois autres substances principales, les poissons de la rivière Shawinigan sont statistiquement plus contaminés que ceux de l'amont de La Tuque (1,2,3,7,8-P₅CDD; 1,2,3,6,7,8-H₆CDD et 1,2,3,4,6,7,8-H₇CDD).

Ces conclusions ne sont pas très différentes de ce qui avait été constaté en 1993 en amont et en aval de La Tuque et à Saint-Étienne-des-Grès.

Comparaison temporelle des teneurs en dioxines et furanes dans le meunier noir entier entre 1989, 1993 et 1996

Les comparaisons temporelles des dioxines et furanes dans le meunier noir entier entre 1989, 1993 et 1996 sont indiquées pour les stations amont de La Tuque, aval de La Tuque et Saint-Étienne-des-Grès aux tableaux 31, 32 et 33 respectivement.

Tableau 29 Comparaison spatiale des teneurs des principales dioxines (ng/kg) détectées dans le meunier noir entier des rivières Saint-Maurice et Shawinigan en 1996

Substance	Station	N	Médiane	Niveaux de signification observés ¹	
2,3,7,8-T ₄ CDD	Amont de La Tuque	6	ND	0,0001	C
	Aval de La Tuque	10	1,25		A B
	Amont de Grand-Mère	5	0,93		A B
	Aval de Grand-Mère	8	1,35		A
	Saint-Étienne-des-Grès	3	0,68		B C
	Rivière Shawinigan	4	0,34		C
1,2,3,7,8-P ₅ CDD	Amont de La Tuque	6	ND	0,0026	B
	Aval de La Tuque	10	0,22		A B
	Amont de Grand-Mère	5	0,16		A B
	Aval de Grand-Mère	8	0,23		A B
	Saint-Étienne-des-Grès	3	0,21		A B
	Rivière Shawinigan	4	0,23		A
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDD	Amont de La Tuque	6	ND	0,0253	B
	Aval de La Tuque	10	ND		A B
	Amont de Grand-Mère	5	ND		A B
	Aval de Grand-Mère	8	ND		A B
	Saint-Étienne-des-Grès	3	0,12		A B
	Rivière Shawinigan	4	0,06		A
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDD	Amont de La Tuque	6	0,14	0,0001	C
	Aval de La Tuque	10	0,42		A B
	Amont de Grand-Mère	5	0,2		B C
	Aval de Grand-Mère	8	0,28		A B C
	Saint-Étienne-des-Grès	3	0,59		A
	Rivière Shawinigan	4	0,38		A

ND = non décelable

1. Analyse de variance sur les rangs. Comparaison multiple : test de Tukey pour effectifs inégaux.

Les stations ayant la même lettre ne sont pas significativement différentes pour cette variable.

Pour les comparaisons, les valeurs non décelables ont été mises à zéro.

Tableau 30 Comparaison spatiale des teneurs des principaux furanes et de l'équivalent toxique dioxines, furanes et total (ng/kg) détectés dans le meunier noir entier en 1996

Substance	Station	N	Médiane	Niveaux de signification observés ¹	
2,3,7,8-T ₄ CDF	Amont de La Tuque	6	0,31	0,0001	D
	Aval de La Tuque	10	9,1		A B C
	Amont de Grand-Mère	5	12		A B
	Aval de Grand-Mère	8	17,5		A
	Saint-Étienne-des-Grès	3	6,5		B C D
	Rivière Shawinigan	4	3,5		C D
2,3,4,7,8-P ₅ CDF	Amont de La Tuque	6	ND	0,0052	B
	Aval de La Tuque	10	0,27		A B
	Amont de Grand-Mère	5	0,19		A B
	Aval de Grand-Mère	8	0,44		A
	Saint-Étienne-des-Grès	3	0,49		A
	Rivière Shawinigan	4	0,30		A B
Équivalent toxique dioxines	Amont de La Tuque	6	0,002	0,0001	D
	Aval de La Tuque	10	1,51		A B
	Amont de Grand-Mère	5	1,04		A B C
	Aval de Grand-Mère	8	1,49		A
	Saint-Étienne-des-Grès	3	0,82		B C D
	Rivière Shawinigan	4	0,50		C D
Équivalent toxique furanes	Amont de La Tuque	6	0,035	0,0001	C
	Aval de La Tuque	10	1,06		A B C
	Amont de Grand-Mère	5	1,21		A B
	Aval de Grand-Mère	8	1,94		A
	Saint-Étienne-des-Grès	3	0,92		A B C
	Rivière Shawinigan	4	0,53		B C
Équivalent toxique total	Amont de La Tuque	6	0,04	0,0001	D
	Aval de La Tuque	10	2,57		A B C
	Amont de Grand-Mère	5	2,44		A B
	Aval de Grand-Mère	8	3,48		A
	Saint-Étienne-des-Grès	3	1,75		B C D
	Rivière Shawinigan	4	1,37		C D A

ND = non décelable

1. Analyse de variance sur les rangs. Comparaison multiple : test de Tukey pour effectifs inégaux.

Les stations ayant la même lettre ne sont pas significativement différentes pour cette variable.

Pour les comparaisons, les valeurs non décelables ont été mises à zéro.

En amont de La Tuque, on ne peut effectuer de comparaisons entre les teneurs car les limites de détection des méthodes analytiques utilisées entre 1993 et 1996 n'étaient pas les mêmes (tableau 31). On observe une augmentation apparente des teneurs en équivalent toxique pour les dioxines, les furanes et au total. Cependant, ces augmentations sont essentiellement liées au fait que les limites de détection en 1993 étaient supérieures à celles de 1996. Les teneurs non décelées ont été remplacées par zéro, ce qui explique l'augmentation apparente des teneurs.

Tableau 31 Comparaison temporelle des teneurs des principaux congénères de dioxines et furanes (ng/kg) détectés dans le meunier noir entier en 1993, et en 1996 en amont de La Tuque

Substance	Année	N	Médiane	Min.-max.	Niveaux de signification observés ¹	
2,3,7,8-T ₄ CDD	1993	10	ND	< 0,2 - < 0,8	comparaison impossible	
	1996	6	ND	< 0,04 - 0,32		
1,2,3,7,8-P ₅ CDD	1993	10	ND	< 0,2 - < 1,0	comparaison impossible	
	1996	6	ND	< 0,03 - < 0,04		
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDD	1993	10	ND	< 0,1 - < 0,3	comparaison impossible	
	1996	6	ND	< 0,03 - 0,26		
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDD	1993	10	ND	< 0,3 - < 1,0	comparaison impossible	
	1996	6	0,14	0,08 - 0,24		
2,3,7,8-T ₄ CDF	1993	10	ND	< 0,2 - < 0,4	comparaison impossible	
	1996	6	0,31	0,23 - 8,0		
2,3,4,7,8-P ₅ CDF	1993	10	ND	< 0,1 - < 0,3	comparaison impossible	
	1996	6	ND	< 0,04 - 1,2		
Équivalent toxique dioxines	1993	10	ND	ND	0,0001	B
	1996	6	0,002	0,001-0,35		A
Équivalent toxique furanes	1993	10	ND	ND	0,0001	B
	1996	6	0,035	0,023-1,44		A
Équivalent toxique total	1993	10	ND	ND	0,0001	B
	1996	6	0,037	0,024-1,79		A

ND = non détecté

1. Test de Wilcoxon Mann-Whitney

2. Les années ayant la même lettre ne sont pas significativement différentes.

En aval de La Tuque, il y a eu diminution significative des teneurs pour la 2,3,7,8-TCDD, le 2,3,7,8-TCDF, le 2,3,4,7,8-P₅CDF ainsi qu'en équivalent toxique pour les dioxines, les furanes et au total (tableau 32). Ces diminutions touchent aux trois substances qui avaient la plus grande contribution en 1993 à l'équivalence toxique (Lapierre, 1995). Les diminutions varient de 3,33 à

4,26 fois selon les substances. Pour les trois autres substances, il n'y a aucune différence significative entre les teneurs de 1993 et celles de 1996. En termes de teneurs et de contribution à l'équivalence toxique, ces substances ont des teneurs faibles en 1996 et contribuent de façon mineure à l'équivalence toxique totale.

Le changement de la méthode de blanchiment de la pâte à Cartons Saint-Laurent, usine de La Tuque, a donc eu comme conséquence une diminution dans les teneurs entre 1993 et 1996. Il subsiste cependant une contamination résiduelle dans les meuniers noirs entiers qui dépasse encore de presque quatre fois les critères en place pour la protection de la faune terrestre piscivore.

À Saint-Étienne-des-Grès, toutes les substances sauf une font l'objet d'une diminution significative depuis 1989. C'est entre 1989 et 1993 que la diminution est apparente. Généralement, il n'y a pas de différence significative dans la contamination entre 1993 et 1996. Les diminutions varient entre 1989 et 1996 de 2,04 fois à 19,1 fois.

Tableau 32 Comparaison temporelle des teneurs des principaux dioxines et furanes (ng/kg) détectés dans le meunier noir entier en 1993, et en 1996 en aval de La Tuque

Substance	Année	N	Médiane	Niveaux de signification observés ¹		Diminution de la teneur médiane (nombre de fois)
2,3,7,8-T ₄ CDD	1993	6	5,0	0,0005	A ²	
	1996	10	1,25		B	4
1,2,3,7,8-P ₅ CDD	1993	6	0,4	0,6789	A	
	1996	10	0,22		A	
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDD	1993	6	0,7	0,4038	A	
	1996	10	0,3		A	
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDD	1993	6	0,1	0,0807	A	
	1996	10	0,42		A	
2,3,7,8-T ₄ CDF	1993	6	38,80	0,0001	A	
	1996	10	9,1		B	4,26
2,3,4,7,8-P ₅ CDF	1993	6	0,9	0,0134	A	
	1996	10	0,27		B	3,33
Équivalent toxique dioxines	1993	6	5,3	0,0465	A	
	1996	10	1,51		B	3,51
Équivalent toxique furanes	1993	6	4,3	0,0003	A	
	1996	10	1,06		B	4,06
Équivalent toxique total	1993	6	9,7	0,0007	A	
	1996	10	2,57		B	3,77

ND = non détecté

1. Test de Wilcoxon Mann-Whitney

2. Les années comportant la même lettre ne sont pas significativement différentes.

Tableau 33 Comparaison temporelle des teneurs des principaux dioxines (ng/kg) détectés dans le meunier noir entier en 1989, en 1993, et en 1996 à Saint-Étienne-des-Grès

Substance	Année	N	Médiane	Niveaux de signification observés		Diminution de la teneur médiane (nombre de fois) entre 1989 et 1996
2,3,7,8-T ₄ CDD	1989	9	9,4	0,0001	A	
	1993	15	1,5		B	
	1996	3	0,68		B	13,8
1,2,3,7,8-P ₅ CDD	1989	9	1,1	0,0001	A	
	1993	15	0,4		B	
	1996	3	0,21		B	5,24
1,2,3,6,7,8-H ₆ CDD	1989	9	1,8	0,0037	A	
	1993	15	0,5		B	
	1996	3	0,23		B	7,83
1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDD	1989	9	0,18	0,2736	A	
	1993	15	ND		A	
	1996	3	0,38		A	-
2,3,7,8-T ₄ CDF	1989	9	124,0	0,0001	A	
	1993	15	21,2		B	
	1996	3	6,5		B	19,1
2,3,4,7,8-P ₅ CDF	1989	9	1,0	0,0001	A	
	1993	15	ND		B	
	1996	3	0,49		B	2,04
Équivalent toxique dioxines	1989	9	10,1	0,0266	A	
	1993	15	1,8		A B	
	1996	3	0,82		B	12,26
Équivalent toxique furanes	1989	9	13,0	0,0117	A	
	1993	15	2,4		A B	
	1996	3	0,92		B	14,1
Équivalent toxique total	1989	9	22,5	0,0001	A	
	1993	15	4,2		B	
	1996	3	1,75		B	12,9

ND = non détecté

1. Test de Kruskal-Wallis

2. Les années comportant la même lettre ne sont pas significativement différentes. Les années ayant le rang moyen le plus élevé sont identifiées par un A, les rangs moyens qui viennent au second rang sont identifiés par un B.

CONTAMINATION DES POISSONS PAR LES BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS

Contamination de l'eau à la station 8,0

Comparaison avec les critères de qualité de l'eau de surface

La somme des congénères de BPC de la phase dissoute excédait le critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques (44 pg/l, MEF, 1998) dans 37,5 % des échantillons avec une amplitude de dépassement variant de 1,11 à 2,54 fois le critère (annexe 7) (MEF, 1998). Aucun des échantillons dans la phase dissoute n'excédait les critères de vie aquatique (toxicité aiguë) (2×10^6 pg/l) et de faune terrestre piscivore (120 pg/l).

La somme des congénères de BPC de la phase particulaire, et par le fait même la somme des congénères de BPC au total des phases (phase particulaire + phase dissoute), dépasse le critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques dans 100 % des cas et le critère pour la protection de la faune terrestre piscivore dans 75 % des cas. L'amplitude de dépassement du critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques variait de 2,25 à 6,25 fois le critère pour la somme des BPC au total et de 1,32 à 2,29 fois le critère faune terrestre piscivore.

Encore une fois, les dépassements du critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques pour les BPC dépendent davantage de la contamination du poisson que de la partie eau. Le dépassement de ce critère préventif devrait nous inciter à diminuer les sources de ces contaminants.

Afin de comparer les teneurs en BPC dans la phase particulaire avec les critères intérimaires de qualité des sédiments, les teneurs en ng/l ont été converties en µg/g (tableau 34). Ces valeurs converties ne dépassent pas le seuil d'effet mineur (SEM), c'est-à-dire la teneur où l'on observe des effets minimaux sur les organismes benthiques (Environnement Canada et Ministère de l'Environnement du Québec, 1992a). Nous pouvons donc conclure que les BPC ne sont pas problématiques pour la faune benthique à cette station.

Teneurs en BPC dans l'eau

Les statistiques descriptives des teneurs dans la phase dissoute, particulaire et au total des 40 congénères de BPC ainsi que de la somme des congénères détectés, figurent au tableau 35.

Les teneurs de la Σ BPC dans la phase dissoute varient de 15 à 111,7 pg/l. Dans la phase particulaire, les teneurs de la Σ BPC variaient de 71,1 à 174,3 pg/l. Au total des deux phases, les teneurs variaient de 99,2 à 274,8 pg/l.

C'est dans la phase particulaire que plus de 75 % de la Σ BPC se retrouve, contre 25 % dans la phase dissoute.

Tableau 34 Comparaison des teneurs en BPC dans la phase particulaire avec les critères de qualité des sédiments

Date	Σ BPC particulaires pg/l	Solides en suspension	Σ BPC particulaires μ g/g	Comparaison avec le critère ¹
11 juillet 1996	132,32	4,6	0,029	>SSE <SEM
25 juillet 1996	167,23	19,4	0,0086	< SSE
8 août 1996	163,03	4,4	0,037	>SSE <SEM
22 août 1996	72,34	2,1	0,034	>SSE <SEM
5 septembre 1996	71,09	2,5	0,028	>SSE <SEM
19 septembre 1996	141,31	1,7	0,083	>SSE <SEM
3 octobre 1996	174,33	2,5	0,070	>SSE <SEM
17 octobre 1996	163,09	2,7	0,060	>SSE <SEM

1. Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec, 1992a.

SSE = Seuil sans effet

SEM= Seuil d'effets mineurs, teneur où l'on observe des effets minimaux sur les organismes benthiques

Les teneurs des BPC pour 13 congénères seulement (#IUPAC 101, 77, 118, 153, 105, 138, 126, 183, 128, 180, 169, 170, 194) ont été calculées à des fins de comparaison avec ce qui figure dans la littérature. Les concentrations moyennes étaient de 42,71 pg/l (Σ 13 congénères, écart-type= 18,45). Ces teneurs sont plus basses que les teneurs moyennes en BPC dans le fleuve Saint-Laurent en amont et aval de l'effluent de la C.U.M. ainsi qu'en dehors de celui-ci. (Σ 13 congénères : moyennes \pm écart-type variant de 103 ± 47 à 221 ± 60 pg/l) (Pham et Proulx, 1997). La période d'échantillonnage de l'étude de Pham et Proulx (1997) s'étendait du 6 juillet au 20 octobre 1993, soit dans la même saison hydrologique mais lors d'années différentes.

L'évolution temporelle de la somme des congénères de BPC dans la phase dissoute, particulaire et au total illustrée à la figure 6 indique qu'il existe une variation dans le temps des concentrations. L'évolution temporelle des concentrations totales découle d'une hausse des teneurs dans les phases dissoutes et particulaires à la fin juillet et au début d'août. La hausse de la mi-septembre à la mi-octobre est quant à elle liée à une hausse des teneurs dans la phase particulaire. Cette hausse des teneurs dans la phase particulaire n'est pas accompagnée d'une hausse des particules en suspension durant la même période (mi-septembre à la mi-octobre) (figure 3). On peut donc supposer que les particules en suspension étaient plus contaminées à la fin de la période d'échantillonnage (tableau 34). Quant à la période allant de la fin juillet au début d'août, la quantité des particules en suspension est environ cinq fois plus élevée, mais la contamination est moins de deux fois plus élevée. Ceci laisse donc supposer que les particules étaient beaucoup moins contaminées dans la semaine de la crue du 21 juillet 1996. Par contre, dans les deux semaines qui suivent, les teneurs augmentent dans la phase dissoute, ce qui indique un certain décalage entre la crue et la contamination de la phase dissoute.

Tableau 35 Statistiques descriptives des différents congénères de BPC dans la phase dissoute, particulière et au total à la station 8,0 en 1996

Congénère (#IUPAC)	Phase dissoute								Phase particulière								Total							
	N	Moy. pg/l	Écart- type	Médiane pg/l	Min pg/l	Max	Nombre détecté	% du total	N	Moy. pg/l	Écart- type	Médiane pg/l	Min pg/l	Max pg/l	Nombre détecté	% du total	N	Moy. pg/l	Écart- type	Médiane pg/l	Min pg/l	Max pg/l	Nombre détecté	
17	8	1,49	2,47	0,45	0,0	7,2	6	36	8	2,68	1,57	2,15	1,0	5,0	8	64	8	4,16	2,64	4,03	1,3	9,7	8	
18	8	4,08	6,86	1,50	0,0	20,5	7	36	8	7,23	3,97	7,00	2,7	13,0	8	64	8	11,31	7,97	10,60	2,7	28,4	8	
31 + 28	8	5,80	7,72	2,85	0,0	21,5	6	31	8	12,98	6,24	13,00	4,7	21,0	8	69	8	18,78	9,75	18,40	7,4	38,5	8	
33	8	2,24	3,54	0,90	0,0	10,4	6	27	8	6,11	2,51	6,55	2,3	9,6	8	73	8	8,35	4,65	7,35	3,4	18,3	8	
44	8	2,69	2,57	2,00	0,8	8,7	8	24	8	8,30	4,58	7,25	3,0	15,0	8	76	8	10,99	4,77	10,55	5,0	17,5	8	
49	8	1,29	1,66	0,80	0,0	5,0	6	17	8	6,11	2,31	6,30	2,9	9,4	8	83	8	7,40	2,85	7,40	3,8	12,3	8	
52	8	1,28	1,79	0,20	0,0	4,6	6	12	8	9,16	4,42	8,35	4,2	15,0	8	88	8	10,44	4,32	12,10	4,3	15,1	8	
70	8	3,26	2,54	2,55	1,1	8,4	8	32	8	7,09	2,93	7,70	2,6	11,0	8	68	8	10,35	3,77	10,15	4,8	16,4	8	
74	8	1,49	0,99	1,20	0,6	3,6	8	36	8	2,60	1,09	2,80	1,0	4,1	8	64	8	4,09	1,46	4,00	2,0	6,8	8	
77	8	0,14	0,15	0,14	0,0	0,4	5	21	8	0,53	0,23	0,50	0,2	0,9	8	79	8	0,67	0,28	0,57	0,4	1,0	8	
82	8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0	0	8	0,34	0,63	0,00	0,0	1,4	2	100	8	0,34	0,63	0,00	0,0	1,4	2	
87	8	2,18	0,61	2,15	1,4	3,2	8	32	8	4,63	1,41	5,10	2,4	6,2	8	68	8	6,80	1,61	6,95	4,6	9,4	8	
95	8	3,48	1,51	3,10	1,8	6,2	8	29	8	8,43	2,69	9,30	4,3	11,0	8	71	8	11,90	3,20	11,85	7,4	16,2	8	
99	8	1,75	1,02	1,70	0,0	2,9	7	30	8	4,11	1,27	4,35	2,2	5,5	8	70	8	5,86	1,90	5,75	2,5	8,3	8	
101	8	3,88	4,47	2,40	0,0	12,2	6	42	8	5,39	1,84	5,00	3,4	8,9	8	58	8	9,26	5,10	7,45	4,2	18,2	8	
105	8	0,88	0,32	0,74	0,5	1,5	8	33	8	1,76	0,71	1,50	1,0	3,1	8	67	8	2,64	0,98	2,31	1,7	4,6	8	
110	8	4,43	1,78	4,15	2,3	7,7	8	33	8	8,96	3,04	9,50	4,3	13,0	8	67	8	13,39	4,21	13,30	8,5	20,7	8	
118	8	1,56	0,69	1,49	0,8	2,6	8	31	8	3,43	1,40	3,30	1,6	5,8	8	69	8	4,99	1,89	4,39	3,1	8,4	8	
126	8	0,05	0,14	0,00	0,0	0,4	1	93	8	0,00	0,01	0,00	0,0	0,0	1	7	8	0,05	0,14	0,00	0,0	0,4	1	
128	8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0	0	8	0,73	0,87	0,45	0,0	2,2	4	100	8	0,73	0,87	0,45	0,0	2,2	4	
138 + 158	8	0,72	0,77	0,65	0,0	2,0	5	10	8	6,84	2,56	5,75	3,9	10,0	8	90	8	7,56	2,74	6,95	3,9	12,0	8	
149	8	1,35	0,64	1,15	0,7	2,6	8	16	8	7,01	2,24	6,65	4,1	9,9	8	84	8	8,36	2,56	8,20	5,2	12,5	8	
151	8	0,38	0,53	0,00	0,0	1,2	3	17	8	1,86	0,59	1,85	1,0	2,8	8	83	8	2,24	1,05	1,90	1,0	3,8	8	

Tableau 35 Statistiques descriptives des différents congénères de BPC dans la phase dissoute, particulière et au total à la station 8,0 en 1996 (suite)

Congénère (#IUPAC)	Phase dissoute								Phase particulière								Total						
	N	Moy. pg/l	Écart- type	Médiane pg/l	Min pg/l	Max	Nombre détecté	% du total	N	Moy. pg/l	Écart- type	Médiane pg/l	Min pg/l	Max pg/l	Nombre détecté	% du total	N	Moy. pg/l	Écart- type	Médiane pg/l	Min pg/l	Max pg/l	Nombre détecté
153 +132	8	1,33	1,02	1,10	0,4	3,7	8	15	8	7,43	2,72	6,10	4,9	11,0	8	85	8	8,75	3,30	7,30	5,8	14,7	8
156	8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0		8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0		8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0
169	8	0,05	0,15	0,00	0,0	0,4	1	100	8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0	0	8	0,05	0,15	0,00	0,0	0,4	1
170	8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0	0	8	2,06	0,80	1,75	1,4	3,5	8	100	8	2,06	0,80	1,75	1,4	3,5	8
171	8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0		8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0		8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0
177	8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0		8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0		8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0
180	8	0,29	0,62	0,00	0,0	1,8	2	6	8	4,54	1,81	4,00	2,7	8,3	8	94	8	4,83	2,34	4,00	2,7	10,1	8
183	8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0	0	8	0,46	0,95	0,00	0,0	2,6	2	100	8	0,46	0,95	0,00	0,0	2,6	2
187	8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0	0	8	2,96	1,31	2,55	1,5	5,4	8	100	8	2,96	1,31	2,55	1,5	5,4	8
191	8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0		8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0		8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0
194	8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0	0	8	0,66	1,33	0,00	0,0	3,6	2	100	8	0,66	1,33	0,00	0,0	3,6	2
195	8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0		8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0		8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0
199	8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0	0	8	0,79	0,74	0,85	0,0	1,9	5	100	8	0,79	0,74	0,85	0,0	1,9	5
205	8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0		8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0		8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0
206	8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0	0	8	0,10	0,28	0,00	0,0	0,8	1	100	8	0,10	0,28	0,00	0,0	0,8	1
208	8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0	0	8	0,20	0,57	0,00	0,0	1,6	1	100	8	0,20	0,57	0,00	0,0	1,6	1
209	8	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0	0	8	0,14	0,27	0,00	0,0	0,7	2	100	8	0,14	0,27	0,00	0,0	0,7	2
Σ40 Congénères	8	46,04	35,24	30,24	15,0	111,7	8	25	8	135,59	41,77	152,17	71,1	174,3	8	75	8	181,63	63,12	179,55	99,2	274,8	8

Les teneurs sous les limites de détection analytique ont été mises à zéro.

Les substances inductrices de type phénobarbital ou de type 3-méthylcholanthrène ou œstrigénique chez les mammifères sont en caractères gras.

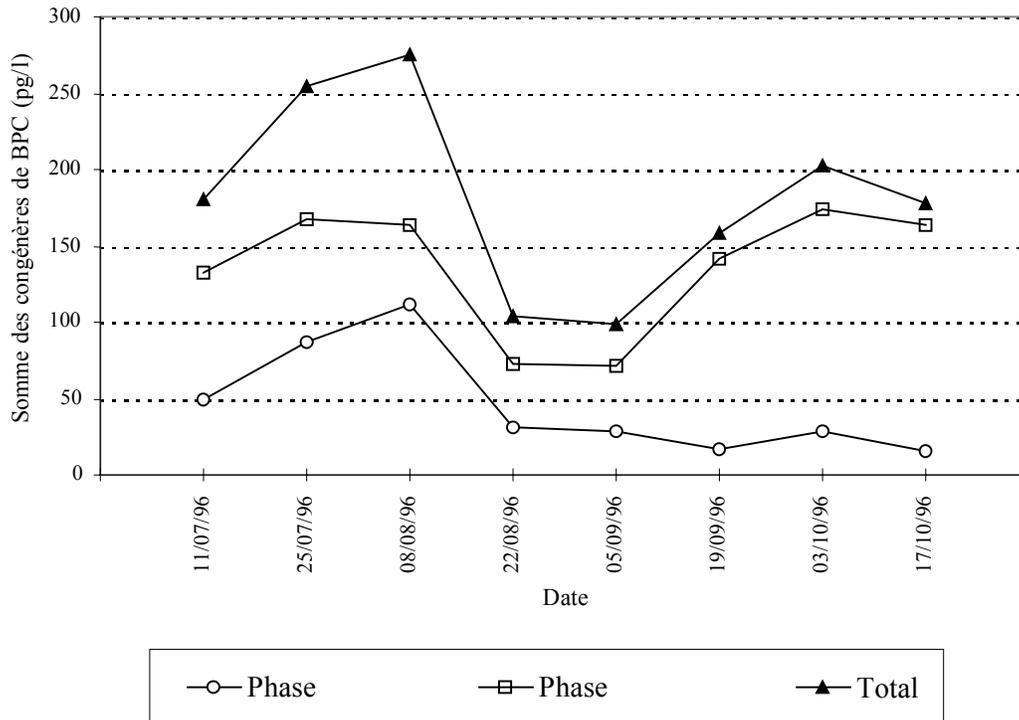


Figure 6 Variation temporelle de la concentration de la somme des congénères de BPC dans la phase dissoute, particulaire et au total à la station 8,0

Il n'existe aucune corrélation significative entre les paramètres conventionnels et la concentration dans la phase particulaire. Par contre, des corrélations significatives existent entre les teneurs en BPC dissous et le pH ($\rho=0,003$, $R=-0,89$), le C.O.D. ($\rho=0,0075$, $R=0,85$), la couleur ($\rho=0,0057$, $R=-0,86$), la teneur en nitrates+nitrites ($\rho=0,036$, $R=-0,74$) et la conductivité ($\rho=0,04$, $R=-0,73$). Il existe par contre des corrélations partielles significatives entre ces variables. L'évolution temporelle des variables conventionnelles est illustrée aux figures 7 et 8. De façon générale, les effets de la crue de la semaine du 21 juillet 1996 sont observables par des hausses du carbone organique dissous, de la turbidité, de la couleur et du phosphore total dissous, ainsi que dans des baisses du pH.

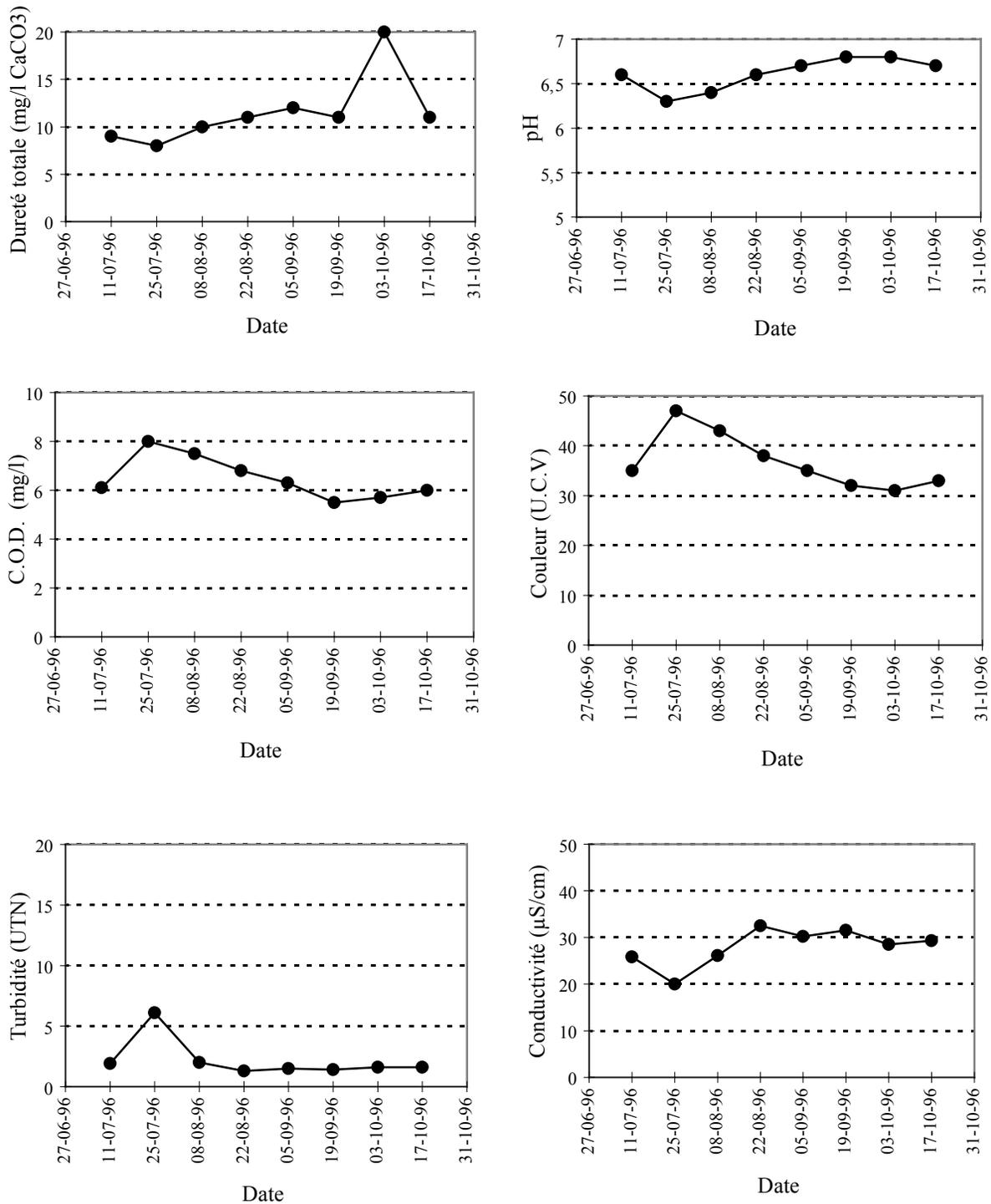


Figure 7 Évolution temporelle de la dureté totale, du pH, du carbone organique dissous, de la couleur, de la turbidité et de la conductivité à la station 8,0

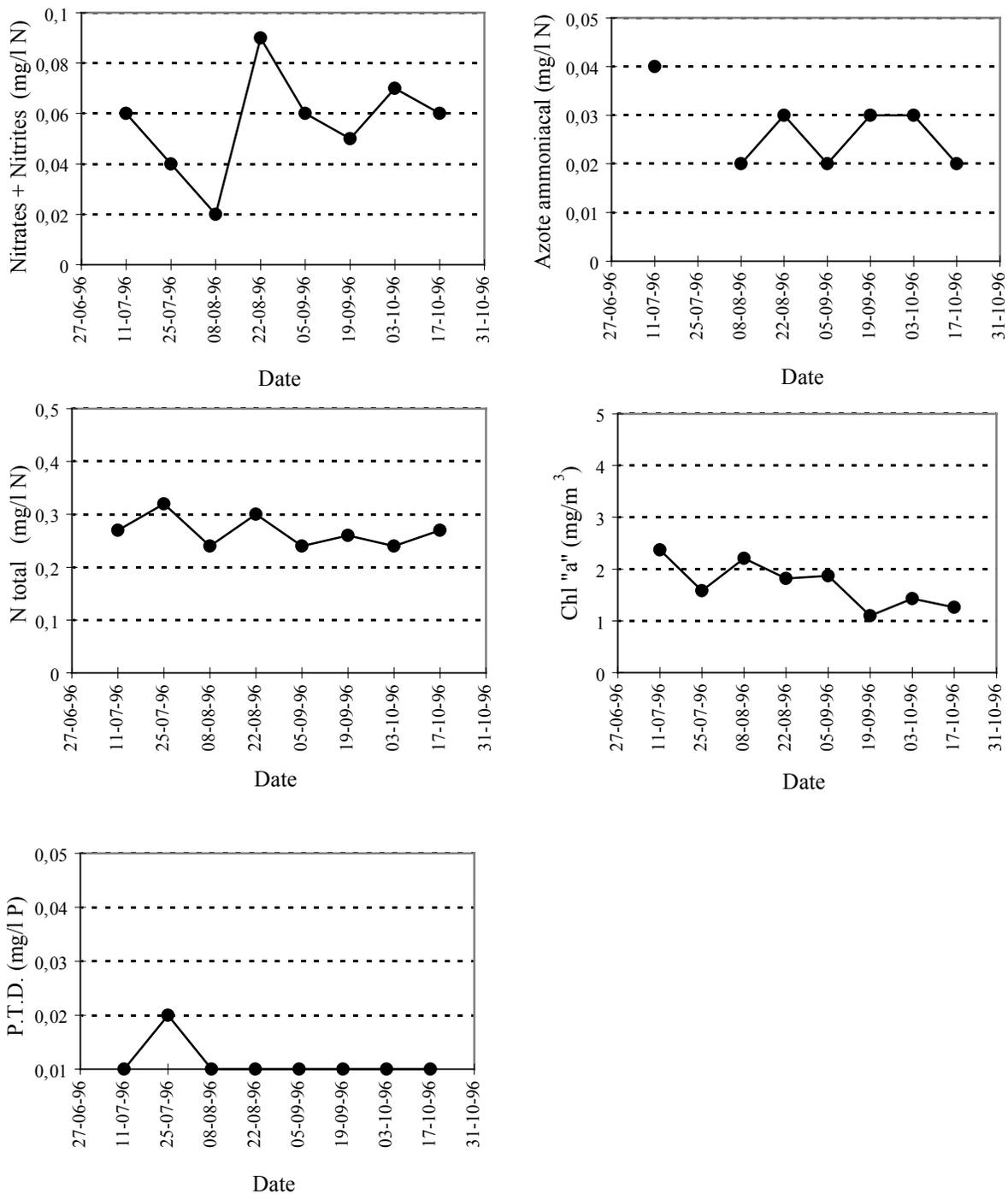


Figure 8 Évolution temporelle des nitrates + nitrites, de l'azote ammoniacal, de l'azote total, du phosphore total dissous et de la chlorophylle "a" à la station 8,0

Congénères de BPC

Les statistiques descriptives des différents congénères de BPC analysés dans la phase dissoute, particulaire et au total sont indiquées au tableau 35.

Seuls six congénères (#IUPAC 156, 171, 177, 191, 195, 205) n'ont jamais été détectés dans l'une ou l'autre des phases dissoute et particulaire (figure 9). Vingt-quatre congénères ont été détectés dans tous les échantillons (n^{os} IUPAC 17, 18, 31+28, 33, 44, 49, 52, 70, 74, 77, 87, 95, 99, 101, 105, 110, 118, 138+158, 149, 151, 153+132, 170, 180, 187), un a été détecté dans cinq échantillons (n^o 199), un dans quatre échantillons (n^o 128), quatre dans deux échantillons (n^{os} 82, 183, 194, 209), et quatre dans un échantillon seulement (n^{os} 126, 169, 206, 208). Parmi les congénères détectés, les congénères numéros 31, 52, 70, 77, 87, 99, 101, 105, 118, 126, 128, phénobarbital ou de type 3-méthylcholanthrène ou estrogénique chez les mammifères (McFarland et Clarke, 1989; Clarke, 1986, Bosveld et Van den Berg, 1994; Fielden *et al.*, 1996; Sawyer et Safe, 1982 dans Newsted, 1995). Un inducteur est une substance qui provoque la synthèse d'un enzyme, par exemple les oxydases à fonction mixte, servant à la détoxification. Une substance inductrice de type phénobarbital a des effets similaires sur l'organisme que ce barbiturique. Une substance inductrice de type 3-méthylcholanthrène a des effets similaires à cet hydrocarbure aromatique polycyclique cancérigène. La plupart des études reliant les congénères individuels à des effets inducteurs ont été réalisées chez les mammifères.

Les congénères n^{os} 17, 18, 31+28, 33, 44, 49, 52, 70, 74, 82, 87, 95, 99, 101, 105, 110, 118, 128, 138+158, 149, 151, 153+132, 170, 180, 183, 187, 199, 208 et 209 ont également été détectés dans des mousses aquatiques implantées comme traceurs de substances toxiques (Berryman et Nadeau, 1999). Les congénères n^{os} 169, 194 et 206 ont été décelés dans l'eau seulement, les congénères 77 et 126 ont été décelés dans l'eau mais non mesurés dans les mousses. Les congénères 156, 171, 177 et 195 ont été décelés dans les mousses seulement.

Les concentrations des différents congénères s'ordonnent de la façon suivante: #IUPAC 31+28 > 110 > 95 > 18 > 44 > 52 > 70 > 101 > 153+ 132 > 149 > 33 > 138+158 > 49 > 87 > 99 > 118 > 180 > 17, 74, 187, 105, 170, 151, 199, 128, 194, 77, 183, 82, 208, 209, 206, 169, 126 (figure 9). Ce sont les trichlorobiphényles et les tétrachlorobiphényles qui dominent au total, suivis par les pentachlorobiphényles et par les hexachlorobiphényles. Les hepta, octa, nona et décachlorobiphényles sont présents en concentrations moins élevées. La dominance des congénères moins chlorés laisse supposer que les apports sont récents, possiblement atmosphériques. Dans le poisson, les congénères de BPC moins chlorés ont tendance à être plus abondants lorsque les sources sont atmosphériques, ou encore, que les apports sont récents (Muir *et al.*, 1990; Metcalfe et Charlton, 1990; Phillips et Rainbow, 1993). La répartition des congénères de BPC retrouvée dans l'eau s'apparente grandement à l'aroclor₁₂₄₂ (τ de Kendall: 0,53 $\rho=0,0001$) et à l'aroclor₁₂₅₄ (τ de Kendall: 0,49 $\rho=0,0001$). Une étude plus approfondie indique qu'entre le 11 juillet et le 5 septembre, les corrélations sont plus élevées avec l'aroclor₁₂₅₄ (τ de Kendall variant de 0,48 à 0,53 $\rho \leq 0,05$) et avec l'aroclor₁₂₄₂ (τ de Kendall variant de 0,42 à 0,53 $\rho \leq 0,05$). Du 19 septembre au 17 octobre, les corrélations sont plus élevées avec l'aroclor₁₂₄₂ (τ de Kendall variant de 0,71 à 0,72 $\rho \leq 0,05$) et avec l'aroclor₁₀₁₆ (τ de Kendall variant de 0,61 à 0,65 $\rho \leq 0,05$). Ceci peut être indicatif d'apport en aroclors, par exemple lors d'un déversement.

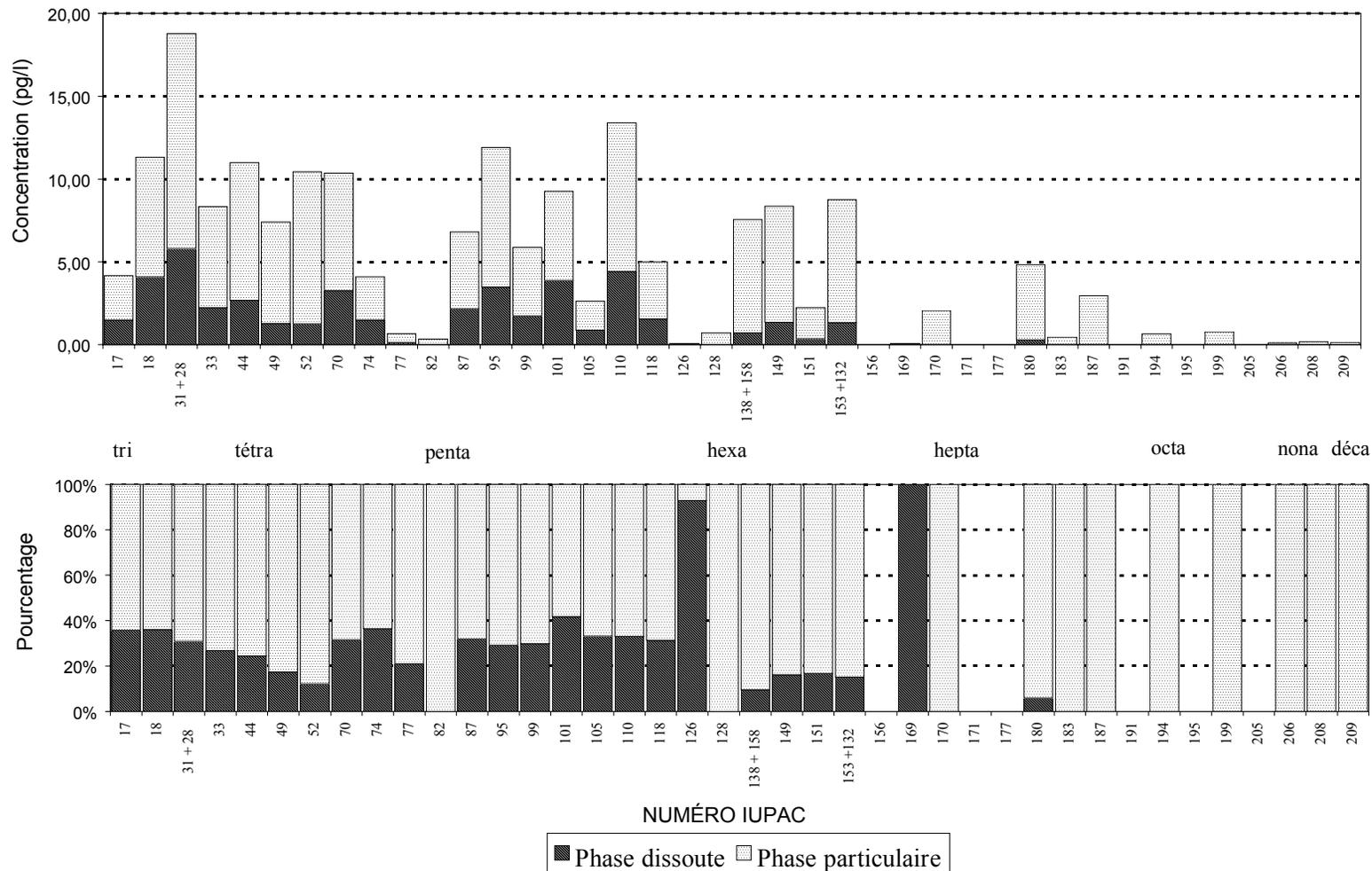


Figure 9 Concentration moyenne (en haut) et pourcentage (en bas) de contribution des différents congénères de BPC dans la phase dissoute et particulaire de l'eau de la station 8,0

Parmi les 13 congénères de BPC étudiés à l'effluent de la Communauté Urbaine de Montréal (C.U.M.) (Pham et Proulx, 1997), les congénères dominants étaient ordonnés de la façon suivante : n^o 101 > 138 > 118 > 153 > 180 > 105 > 170 > 128 > 183. Les congénères n^{os} 77, 126, 169 et 194 n'avaient pas été détectés. La position relative de ces 13 mêmes congénères dans la présente étude est n^{os} 101 > 153+132 > 138+158 > 118 > 180 > 105, 170, 128, 194, 77, 183, 169, 126. Il est à noter que les quatre congénères dominants sont les mêmes et que contrairement à l'effluent de la C.U.M., les congénères n^{os} 77, 126, 169 et 194 ont été détectés, bien qu'en quantités très faibles dans l'eau de la rivière Saint-Maurice.

À la station 7,0 les congénères dominants dans les mousses aquatiques implantées pendant un mois sont les n^{os} 52 > 18, 31, 28 > 95, 101, 44 > 70, 49, 17, 110 (Berryman et Nadeau, 1999). Les neuf congénères dominants sont les mêmes dans l'eau et dans les mousses aquatiques implantées. Cependant l'ordre est différent, notamment pour le congénère n^o 52 qui est en sixième position dans l'eau mais domine dans les mousses aquatiques.

Pour la majorité des congénères, c'est dans la phase particulaire que se retrouvent les plus grandes teneurs de contaminants (figure 9). En effet, les teneurs des congénères dans la phase particulaire représentent entre 64 % et 100 % du total contre entre 0 % et 36 % pour la phase dissoute (tableau 35). Les congénères 126 et 169 font exception en se retrouvant majoritairement dans la phase dissoute. Ces congénères très toxiques sont présents en concentrations très faibles. Les congénères hepta, octa, nona et décachlorés se retrouvent presque uniquement dans la phase particulaire.

L'évolution temporelle des congénères individuels est illustrée à l'annexe 10. La plupart des congénères montrent une évolution temporelle qui s'apparente à celle de la somme des congénères (figure 6). En effet, la plupart des congénères présentent deux pics de concentration, un du 25 juillet au 8 août 1996, et un autre à partir du 19 septembre 1996. Pour la plupart des substances, ce sont les concentrations dans la phase particulaire qui sont plus élevées lors de ces périodes de pics. Les seules exceptions sont les congénères n^{os} 17, 18, 31, 33 où la phase dissoute présente les teneurs les plus élevées lors du premier pic à la fin de juillet et au début d'août. Pour le deuxième pic, c'est dans la phase particulaire que les concentrations sont plus élevées.

De nombreuses sources de BPC sont présentes dans le bassin de la rivière Saint-Maurice. Parmi les sources les plus connues, mentionnons le déversement de BPC de Hydro-Québec en 1989 et celui de 1994 à Shawinigan. De plus, des BPC ont été décelés aux lieux d'élimination du plan d'aldéhyde de la Shawinigan Chemicals (fond du ruisseau artificiel bordant le banc de chaux à Shawinigan), de l'emplacement de l'ancien complexe d'aldéhyde de la Shawinigan Chemicals (annexe 1, tableau 1). De plus, des BPC ont également été décelés dans des sols contaminés : le site de Stone-Consolidated inc. (maintenant Abitibi-Consolidated), division Laurentides à Grand-Mère, le site des carbures Shawinigan inc. (Shawbec inc.), le terrain de l'usine de solvants chlorés d'I. C. I., le site de Norton Céramiques avancées du Canada inc. (annexe 1). Enfin, le transport atmosphérique des BPC peut contribuer aux teneurs mesurées.

Au cours des années 1980, les teneurs en BPC mesurées sous forme d'arochor dans le fleuve Saint-Laurent variaient de 130 à 14 500 pg/l (moyenne de 2 460 pg/l) (Germain et Langlois, 1988), soit environ dix fois plus que les teneurs mesurées en 1996 dans le Saint-Maurice. Par

contre, il est possible que la nature des mesures soit responsable de la diminution plutôt qu'une baisse réelle. Il est toutefois peu probable que ceci puisse expliquer une différence de dix fois en ce qui a trait aux teneurs moyennes.

Contamination du meunier noir entier sur les rivières Saint-Maurice et Shawinigan

Les BPC totaux dans le meunier noir entier ont été calculés à partir des pics majeurs de l'aroclor 1254. Ce calcul permet la comparaison entre les teneurs en BPC entre les années 1989, 1993 et 1996, les BPC n'ayant pas été mesurés par congénères en 1989 et 1993. La somme des congénères analysés a également été calculée en 1996.

Teneurs en BPC et comparaison avec le critère relatif à la protection de la faune terrestre piscivore

Les teneurs médianes en BPC totaux varient de non décelé (< 30 µg/kg) en amont de La Tuque à 120 µg/kg en aval de Grand-Mère (tableau 36). Les teneurs médianes ne dépassent pas le critère pour la protection de la faune terrestre piscivore des États-Unis (160 µg/kg; U.S. EPA, 1995). Une seule teneur maximale en aval de Grand-Mère (170 µg/kg) dépasse ce critère. Les teneurs médianes en aval de Grand-Mère et à Shawinigan (rivière Shawinigan) dépassent le critère pour la protection de la faune terrestre piscivore de la Commission Mixte Internationale (100 µg/kg; C.M.I., 1988). Les fréquences de dépassement du critère de 100 µg/kg sont de 40 % en aval de La Tuque (amplitude de dépassement de 1,1 à 1,4 fois le critère), 75 % en aval de Grand-Mère (amplitude de dépassement de 1,0 à 1,7 fois le critère) et 75 % à Shawinigan (rivière Shawinigan) (amplitude de dépassement de 1,0 à 1,2 fois le critère). Les autres stations ne montrent aucun dépassement de critère.

Ces teneurs médianes sont beaucoup plus faibles que celles qui ont été détectées à la majorité des stations de la rivière Yamaska (teneurs variant entre < 40 µg/kg et 980 µg/kg) (Lapierre, 1998). Les teneurs retrouvées dans les meuniers noirs des rivières Saint-Maurice et Shawinigan correspondent à celles des sites les moins contaminés du bassin de la rivière Yamaska, par exemple aux lacs Brome et Waterloo, à l'aval de Bromont, au réservoir Choinière et à l'amont de la rivière Noire.

Le nombre de congénères détectés est plus élevé à la station S0,2 (rivière Shawinigan), en aval de La Tuque et en aval de Grand-Mère (figure 10). Le pourcentage moyen des congénères détectés est supérieur à 40 % à la station S0,2 et supérieur à 25 % en aval de La Tuque et de Grand-Mère. Au total, 22 congénères ont été décelés au moins une fois à la station S0,2 (rivière Shawinigan), 18 en aval de La Tuque et 16 en aval de Grand-Mère (tableau 37). Les autres stations décelent entre sept et neuf congénères.

De nombreux congénères de BPC n'ont pas été détectés à Saint-Étienne-des-Grès dans le meunier noir entier alors qu'ils l'ont été dans l'eau à la station 8,0 (congénères n^{os} 17, 18, 33, 44, 49, 52, 70, 74, 82, 95, 99, 101, 105, 128, 151, 169, 183, 187, 194, 199, 206, 208, 209). Tous comptes fait, les meuniers noirs entiers de la station S0,2 sur la rivière Shawinigan ont beaucoup plus de congénères communs avec l'eau (congénères n^{os} 31+28, 44, 49, 52, 70, 74, 87, 95, 99, 101, 105, 110, 118, 128, 138+158, 149, 151, 153+132, 170, 180 et 187). Les congénères 17, 18, 33, 82, 169, 183, 194, 199, 206, 208 et 209 ont été décelés uniquement dans l'eau et non dans les poissons.

Tableau 36 Comparaison spatiale du pourcentage de lipides, des teneurs en BPC ($\mu\text{g}/\text{kg}$), de la somme des congénères et des teneurs en BPC normalisées ($\mu\text{g}/\text{kg}$ sur base 1 % de lipides) dans le meunier noir entier en 1996

Comparaison	Station	N	Médiane	Min.-max.	Test ¹	Comparaison multiple (Tukey) ²
Lipides (%)	Amont de La Tuque	(4/5, 1/3, 1/4) ³	3,55	3,3-5,6	0,0804 ^{NS}	
	Aval de La Tuque	10/5	4,4	2,7-5,8		
	Amont de Grand-Mère	5/5	6,4	4,2-8,4		
	Aval de Grand-Mère	8/5	4,5	3,5-5,8		
	Saint-Étienne-des-Grès	3/1	3,5	3-8,1		
	Rivière Shawinigan	3/5, 1/4	5,95	4,4-7,1		
BPC totaux ⁴	Amont de La Tuque	(4/5, 1/3, 1/4)	< 30	< 30-50	0,0001	C
	Aval de La Tuque	10/5	90	80-140		AB
	Amont de Grand-Mère	5/5	40	< 30- 40		C
	Aval de Grand-Mère	8/5	120	70-170		A
	Saint-Étienne-des-Grès	3/1	70	50-70		CB
	Rivière Shawinigan	3/5, 1/4	110	90-120		A
Somme de congénères	Amont de La Tuque	(4/5, 1/3, 1/4)	8	ND – 21	0,0001	B
	Aval de La Tuque	10/5	46,5	27- 58		A
	Amont de Grand-Mère	5/5	15	6- 19		B
	Aval de Grand-Mère	8/5	64,5	28- 99		A
	Saint-Étienne-des-Grès	3/1	23	12 – 26		B
	Rivière Shawinigan	3/5, 1/4	66	54- 75		A
BPC/% lipides ⁵	Amont de La Tuque	(4/5, 1/3, 1/4)	4,5	3,9- 8,9	0,0001	D
	Aval de La Tuque	10/5	22,1	14,6-35		AB
	Amont de Grand-Mère	5/5	5,6	3,3- 7,1		CD
	Aval de Grand-Mère	8/5	26,1	17,9- 45,7		A
	Saint-Étienne-des-Grès	3/1	14,3	8,6-23,3		BC
	Rivière Shawinigan	3/5, 1/4	17,6	16,9- 22,7		AB

1. = Test : Kruskal-Wallis ($k > 2$)

2. = Comparaison multiple : Tukey sur les rangs au niveau de probabilité $\leq 0,05$. Les stations ayant la même lettre ne sont pas significativement différentes pour cette variable.

3. N = effectif de l'échantillon (x/y) nombre x d'homogénats de y poissons.

4. Les BPC ont été calculés au moyen des pics majeurs de l'aroclor 1254 à partir des congénères de BPC mesurés en GC-MSD

5. Pour le calcul des BPC/% lipides, les valeurs inférieures à la limite de détection ont été mises à la demie de la limite.

Les congénères 28+31, 49, 44, 66 et 95 n'ont été retrouvés dans le meunier noir qu'à la station S0,2 (rivière Shawinigan). À l'exception du congénère 66 non mesuré dans l'eau, ces congénères ont été retrouvés dans l'eau à la station 8,0.

Parmi les congénères décelés, la grande majorité – soit de 56 à 70 %, dont la plupart des dominants – sont inducteurs de type phénobarbital ou de 3-méthylcholantrène (tableau 37), ou encore, inducteurs de type mixte (phénobarbital et 3-méthylcholantrène) (Clarke, 1986; McFarland et Clarke, 1989). De plus, entre 50 et 56 % des congénères retrouvés sont persistants (Moore, 1995). Une substance persistante demeure longtemps dans l'environnement et n'est pas facilement dégradée.

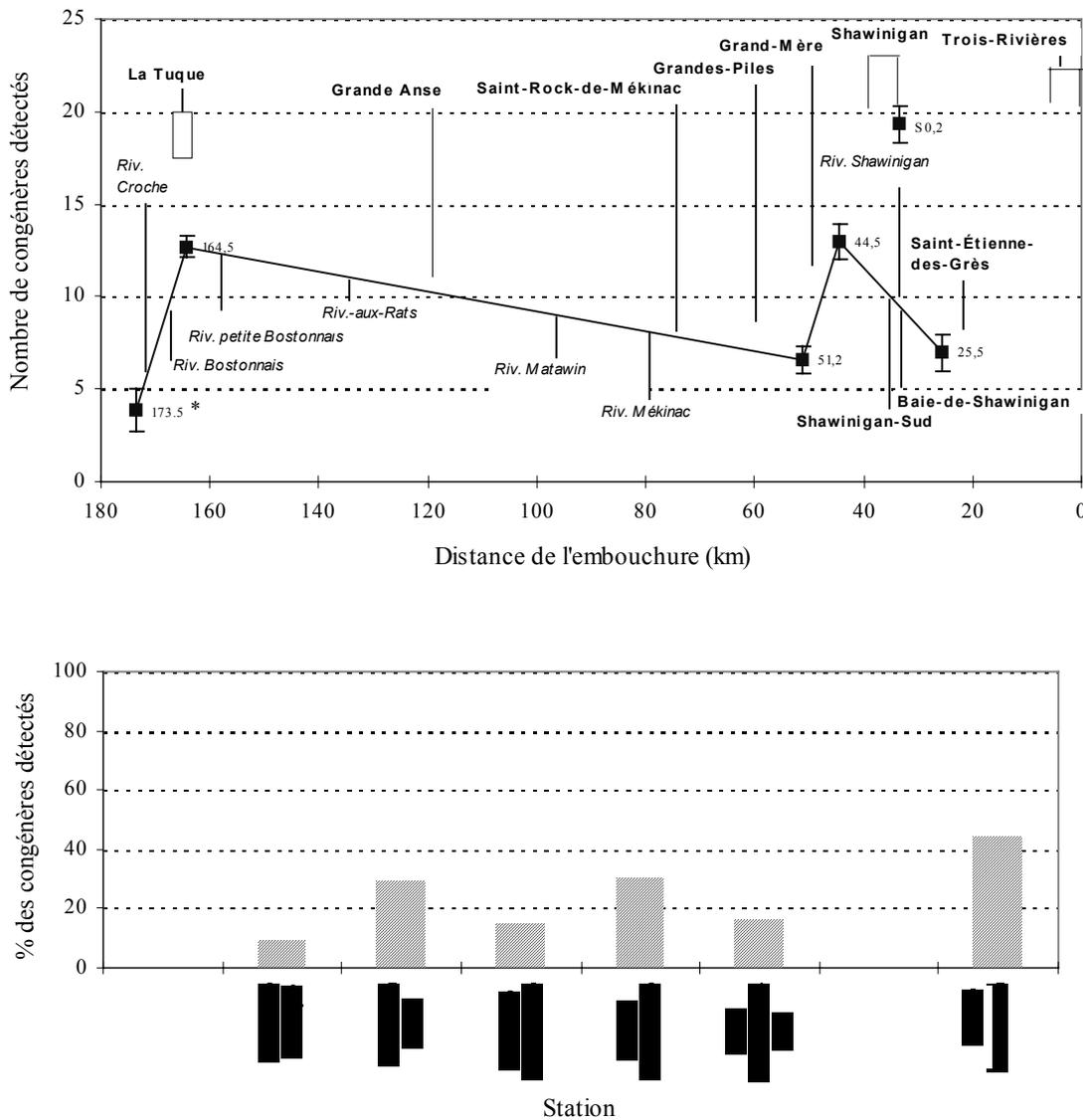


Figure 10 Nombre et pourcentage des congénères de BPC détectés dans les meuniers noirs entiers des rivières Saint-Maurice et Shawinigan en 1996

Tableau 37 Teneurs médianes en BPC totaux, somme des congénères, nombre de congénères détectés et numéros IUPAC des congénères détectés dans les meuniers noirs des rivières Saint-Maurice et Shawinigan en 1996

Station	BPC totaux ¹ (µg/kg)	Somme des congénères (µg/kg)	Nombre de congénères détectés	Numéros IUPAC des congénères détectés	Congénères dominants	Pourcentage des congénères inducteurs ²	Pourcentage des congénères persistants ³
Amont de La Tuque	< 30	8	7	<u>95</u> , <u>101</u> , 110, <u>118</u> , 149, <u>153</u> +132, <u>138</u> +158	<u>138</u> +158, <u>153</u> +132, <u>118</u> , 149	56	56
Aval de La Tuque	90	46,5	18	<u>52</u> , 74, 70 ⁴ , <u>95</u> , <u>101</u> , <u>92</u> , 87, 110, <u>118</u> , <u>105</u> , <u>151</u> , 149, <u>153</u> +132, <u>138</u> +158, <u>128</u> , <u>187</u> , <u>180</u> , <u>170</u>	<u>153</u> +132, <u>138</u> +158, <u>118</u> , 110, 149, <u>101</u> , <u>187</u>	70	50
Amont de Grand-Mère	40	15	9	<u>95</u> , <u>101</u> , <u>87</u> , 110, <u>118</u> , 149, <u>153</u> +132, <u>138</u> +158, <u>180</u>	<u>138</u> +158, <u>153</u> +132, 149, <u>101</u> , 110, 95	65	55
Aval de Grand-Mère	120	64,5	16	<u>95</u> , <u>101</u> , <u>92</u> , <u>87</u> , 110, <u>118</u> , <u>105</u> , <u>151</u> , 149, <u>153</u> +132, <u>138</u> +158, <u>128</u> , <u>187</u> , 177, <u>180</u> , <u>170</u>	<u>138</u> +158, <u>153</u> +132, 149, <u>118</u> , 110, <u>101</u> , <u>180</u> , <u>170</u> , <u>187</u> , <u>95</u>	67	50
Saint-Étienne-des-Grès	70	23	9	28+ <u>31</u> , 87, 110, <u>118</u> , 149, <u>153</u> +132, <u>138</u> +158, <u>180</u> , <u>170</u>	<u>138</u> +158, <u>153</u> +132, 149, <u>118</u> , <u>180</u> , 110	67	50
Rivière Shawinigan	110	66	22	28+ <u>31</u> , <u>52</u> , <u>49</u> , 44, 74, 70 ⁴ , <u>66</u> , <u>95</u> , <u>101</u> , <u>92</u> , <u>87</u> , 110, <u>118</u> , <u>105</u> , <u>151</u> , 149, <u>153</u> +132, <u>138</u> +158, <u>128</u> , <u>187</u> , <u>180</u> , <u>170</u>	<u>138</u> +158, <u>153</u> +132, 149, <u>118</u> , 110, <u>180</u> , <u>187</u> , <u>170</u> , <u>87</u> , <u>105</u> , <u>151</u>	64	52

¹ BPC totaux calculés au moyen des six pics majeurs de l'rochlor 1254.

² Les congénères inducteurs de type phénobarbital et 3-méthylcholantrène chez les mammifères (McFarland et Clarke, 1989; Clarke, 1986)

³ Les congénères persistants selon Moore, 1995

⁴ Inducteur de P-450 (Bosweld et Van den Berg, 1994)

ND aucun congénère détecté

< x = inférieur à la limite de détection x

souligné congénère persistant

*ce congénère peut coéluer avec d'autres

gras congénère inducteur de phénobarbital ou de 3-méthylcholantrène

¹ BPC totaux calculés au moyen des six pics majeurs de l'aroclor 1254

² Les congénères inducteurs de type phénobarbital et 3-méthylcholantrène chez les mammifères (McFarland et Clarke, 1989; Clarke, 1986)

Les congénères retrouvés dans le meunier noir entier à la station S0,2 étaient ordonnés d'une façon très différente que dans l'eau de la station 8,0. En effet, les congénères dominants dans le meunier noir entier ($n^{\text{os}} 138+158 > 153+132 > 149 > 118 > 110 > 180 > 187 > 170 > 87 > 105 > 151$) étaient très différents de ceux dominants dans l'eau ($31+28 > 110 > 95 > 118 > 44 > 52 > 70 > 101 > 153+132 > 149 > 33 > 138+158 > 49 > 87 > 99 > 118 > 180$). Les congénères dominants dans le meunier noir entier à la station S0,2 sont également très différents de ceux dominants dans les mousses aquatiques implantées à la station S0,1 (Berryman et Nadeau, 1999). Dans les mousses, les congénères dominants s'ordonnent de la façon suivante : $n^{\text{os}} 52 > 95, 101 > 18, 31, 110, 28, 44 > 70, 49$. Mis à part le congénère 110, aucun des congénères dominants dans les mousses n'est dominant dans le poisson à cette station.

La somme des congénères indique la même distribution que les BPC totaux, le nombre de congénères détectés et le pourcentage des congénères détectés (tableau 37 et figure 10 et 11).

Dans le meunier noir, ce sont généralement les penta et les hexachlorobiphényles qui dominent à l'ensemble des stations (figure 11). Par contre, une certaine quantité de tri et tétrachlorobiphényles sont présents dans les meuniers noirs de la rivière Shawinigan (station S0,2). La présence de ces homologues dans le poisson est souvent reliée à des apports récents en BPC ou à des apports atmosphériques récents (Muir *et al.*, 1990; Metcalfe et Charlton, 1990; Phillips et Rainbow, 1993). Ces apports récents avaient déjà été indiqués dans la section portant sur la contamination de l'eau. Cette présence de congénères appartenant aux groupes homologues des tri et tétrabiphényles sur la rivière Shawinigan et non en aval de Grand-Mère laisse supposer un apport relativement récent entre les deux stations. En effet, les poissons présents sur la rivière Shawinigan peuvent se déplacer entre la station S0,2 et la baie de Shawinigan. Ceci correspond au site du déversement de BPC dans la baie de Shawinigan (Nadeau *et al.*, 1992 et Lapierre, 1995).

Comparaison spatiale des BPC dans le meunier noir entier en 1996

Il n'existait pas, pour les BPC totaux par aroclor et la somme des BPC, de relations significatives entre les teneurs en contaminants et les tailles et les pourcentages de lipides en 1996. La seule exception est une relation positive entre la teneur en BPC totaux et le pourcentage de gras ($\rho = 0,0021$) et entre la somme des congénères et la taille ($\rho = 0,009$) en amont de La Tuque. À cette station, les teneurs sont parmi les plus faibles du bassin. Les comparaisons spatiales et temporelles ne tiendront pas compte de la taille et du pourcentage de lipides.

Les teneurs en BPC totaux par aroclor dans le meunier noir entier sont significativement différentes entre les stations (tableau 36). Les meuniers noirs entiers de l'amont de La Tuque, de l'amont de Grand-Mère et de Saint-Étienne-des-Grès sont moins contaminés par les BPC avec des teneurs médianes $< 30 \mu\text{g/kg}$, $40 \mu\text{g/kg}$ et $70 \mu\text{g/kg}$ respectivement. Ceux de l'aval de La Tuque, de l'aval de Grand-Mère et de la rivière Shawinigan sont plus contaminés avec des teneurs médianes de 90, 120 et $110 \mu\text{g/kg}$. Ces conclusions sont sensiblement les mêmes que celles portant sur les données de 1993 (Lapierre, 1995).

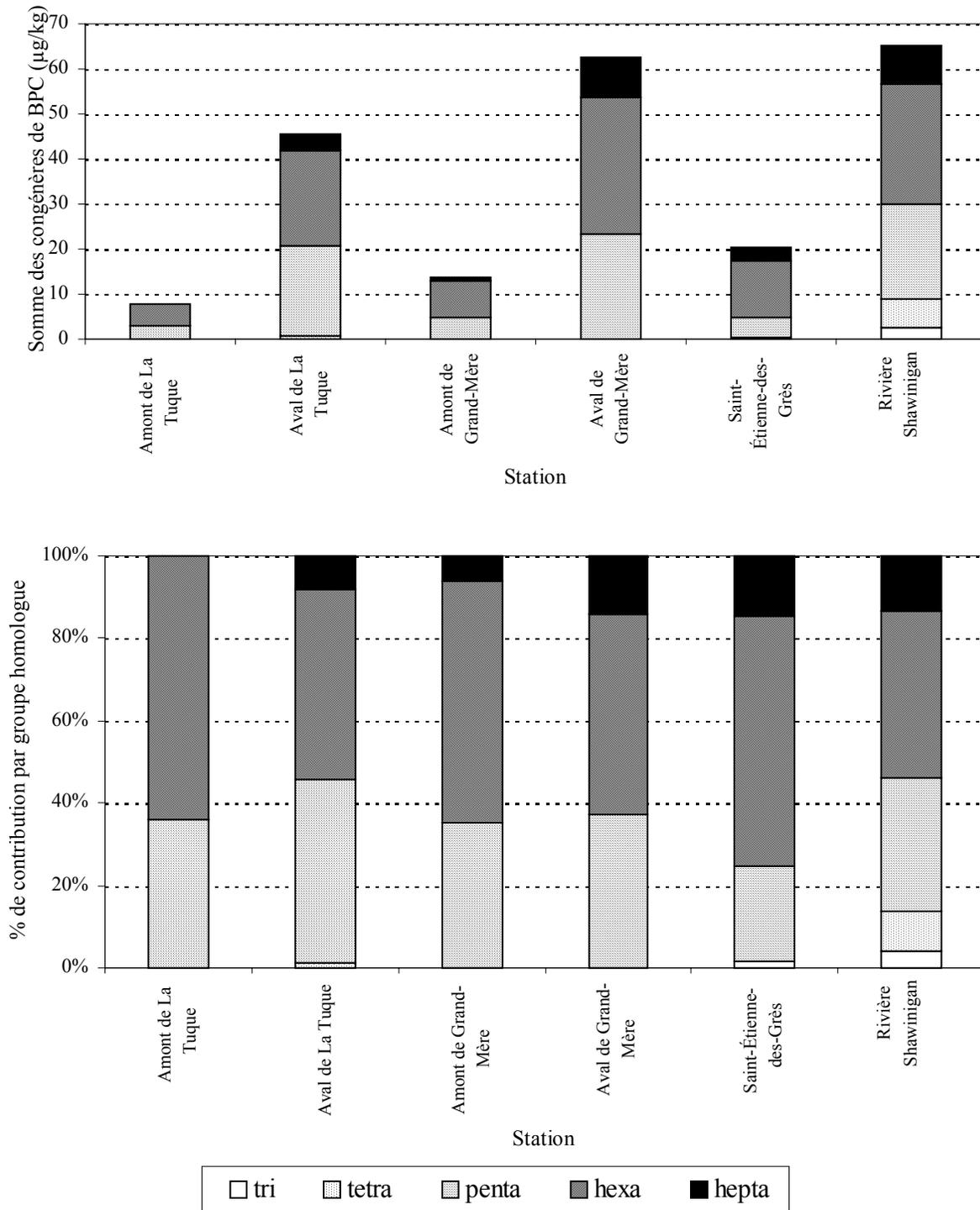


Figure 11 Teneurs et pourcentages de contribution des groupes homologues de BPC dans les meuniers noirs entiers des rivières Saint-Maurice et Shawinigan en 1996

Les sources de ces contaminants peuvent être le déversement de BPC à Shawinigan qui a pu affecter les teneurs à la station S0,2. D'autres sources peuvent être les lieux d'élimination déjà cités dans le chapitre sur l'eau. L'amplitude de dépassement du critère pour la protection de la faune terrestre piscivore demeure toutefois inférieure à deux fois le critère, même aux stations où les poissons sont les plus contaminés. Toutefois, la somme des congénères ne dépasse jamais les critères.

En ce qui concerne la somme des congénères, les conclusions sont les mêmes, les poissons de l'aval de La Tuque, de l'aval de Grand-Mère et de Shawinigan sont environ trois fois plus contaminés que les stations amont.

Aucune source de BPC n'a pu être retracée en aval de La Tuque.

Lorsque les teneurs sont normalisées à 1 % de lipides, les différences demeurent significatives entre l'amont et l'aval de La Tuque, entre l'amont et l'aval de Grand-Mère et entre l'amont de La Tuque et Shawinigan. Cependant, les différences ne sont plus significatives entre Saint-Étienne-des-Grès et Shawinigan (tableau 36). Cela diffère de la situation qui prévalait en 1993 où les teneurs en BPC normalisés à 1 % de lipides indiquaient qu'il n'y avait pas de différences significatives entre les stations amont et aval de La Tuque et que la station Saint-Étienne-des-Grès était plus contaminée (Lapierre, 1995). En 1996, la station amont de La Tuque est moins contaminée tandis que les stations Saint-Étienne-des-Grès et aval de La Tuque ne montrent pas de différences significatives dans la contamination. La même conclusion s'applique aussi en ce qui concerne les BPC totaux.

Comparaison temporelle des BPC dans le meunier noir entier en 1996

Trois stations ont déjà été analysées de façon suffisante pour permettre des comparaisons statistiques pour les BPC, soit l'amont de La Tuque, l'aval de La Tuque et Saint-Étienne-des-Grès (tableau 38).

En amont de La Tuque, tant en ce qui concerne les BPC totaux que les BPC normalisés à 1 % de lipides, on observe une diminution de la contamination entre 1993 et 1996. Pour les BPC totaux, cette différence est très faible, la médiane passant de 30 µg/kg en 1993 à < 30 µg/kg en 1996. Pour les BPC normalisés, la teneur a diminué de moitié, passant de 8,88 µg/kg-1 % lipides en 1993 à 4,5 µg/kg-1 % lipides en 1996.

En aval de La Tuque, on n'observe aucune différence significative dans la contamination entre 1993 et 1996, la médiane étant de 90 µg/kg les deux années. Une fois normalisée pour le pourcentage de lipides, il existe des différences significatives, les poissons de 1996 étant deux fois plus contaminés que ceux de 1993. Ceci est essentiellement dû à une teneur en lipides significativement plus faible en 1996 qu'en 1993. Il est à noter que ceci peut être d'une portée limitée puisqu'il n'y avait pas en 1993 comme en 1996 de relation entre les teneurs en BPC et les lipides.

À Saint-Étienne-des-Grès, les teneurs en BPC ont diminué de façon significative entre 1989 et 1993. Il n'y a aucune différence statistique entre 1993 et 1996. Une fois normalisées pour les lipides, les différences sont significatives entre 1989 et 1996 mais pas entre 1989 et 1993 ou entre 1993 et 1996.

Tableau 38 Comparaison temporelle du pourcentage de lipides, des teneurs en BPC ($\mu\text{g}/\text{kg}$), de la somme des congénères et des teneurs en BPC normalisées ($\mu\text{g}/\text{kg}$ sur base 1 % de lipides) dans le meunier noir entier

Comparaison	Année	Station	N	Médiane	Min.-max.	Test ¹	Comparaison multiple (Tukey) ²
Lipides (%)	1993	Amont de La Tuque	9	3,1	1,3-4,5	0,0996 ^{NS}	
	1996	Amont de La Tuque	(4/5, 1/3, 1/4) ³	3,55	3,3-5,6		
BPC totaux ⁴	1993	Amont de La Tuque	9	30	20-40	0,0218	A
	1996	Amont de La Tuque	(4/5, 1/3, 1/4)	< 30	< 30-50		B
BPC/% lipides	1993	Amont de La Tuque	9	8,88	5,56-23,08	0,0033	A
	1996	Amont de La Tuque	(4/5, 1/3, 1/4)	4,5	3,9- 8,9		B
Lipides (%)	1989	Saint-Étienne-des-Grès	9	5,28	4-7,1	0,0401	A
	1993	Saint-Étienne-des-Grès	6	3,15	0,5-5,9		B
	1996	Saint-Étienne-des-Grès	3/1	3,5	3-8,1		AB
BPC totaux ⁴	1989	Saint-Étienne-des-Grès	9	210	142-247	0,0001	A
	1993	Saint-Étienne-des-Grès	6	80	60-130		B
	1996	Saint-Étienne-des-Grès	3	70	50- 70		B
BPC/% lipides	1989	Saint-Étienne-des-Grès	9	38,1	29,1- 45,8	0,0401	A
	1993	Saint-Étienne-des-Grès	6	27,96	16,95-160		AB
	1996	Saint-Étienne-des-Grès	3	14,3	8,6- 23,3		B
Lipides (%)	1993	Aval de La Tuque	6	7,5	4,6-8,2	0,0025	A
	1996	Aval de La Tuque	10	4,4	2,7- 5,8		B
BPC totaux ⁴	1993	Aval de La Tuque	6	90	60-130	0,79 ^{NS}	
	1996	Aval de La Tuque	10	90	80- 140		
BPC/% lipides	1993	Aval de La Tuque	6	12,37	9,52-15,85	0,0007	B
	1996	Aval de La Tuque	10	22,1	14,6 - 35		A

1. = Test : test de Kruskal-Wallis ($k > 2$) ou de Wilcoxon Mann-Whitney ($k=2$)
2. = Comparaison multiple : Tukey sur les rangs au niveau de probabilité $\leq 0,05$. Les stations ayant la même lettre ne sont pas significativement différentes pour cette variable.
3. N = effectif de l'échantillon (x/y) nombre x d'homogénats de y poissons
4. Les BPC totaux ont été calculés au moyen des pics majeurs de l'aroclor 1254 à partir des congénères de BPC mesurés en GC-MSD en 1996 et en GC-ECD en 1993 et 1989
5. Pour le calcul des BPC/% lipides, les valeurs inférieures à la limite de détection ont été mises à la demie de la limite.

Compte tenu du changement méthodologique apporté entre 1993 et 1996 pour l'analyse des BPC, il demeure possible que ces différences soient le reflet de ces méthodes d'analyse.

En 1981, les teneurs en amont de La Tuque (40 µg/kg) (Paul et Laliberté, 1985a) étaient plus élevées de 1,3 à 40 fois. Par contre, ces comparaisons ne sont pas statistiques. Ces teneurs sont également beaucoup plus faibles que les teneurs observées dans les années 1980 dans le lac Saint-Pierre (moyenne = 1600 µg/kg) (Langlois et Sloterdijk, 1989).

CONTAMINATION DE L'EAU ET DES SÉDIMENTS EN SUSPENSION PAR LES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES

Contamination de l'eau à la station 8,0

Comparaison aux critères de qualité de l'eau de surface

Les valeurs individuelles dans les phases totales (phase dissoute + phase particulaire) du naphthalène, de l'acénaphthène, du fluorène, du phénanthrène, de l'anthracène, du fluoranthène, du benzo[a]anthracène, du pyrène, du benzo[a]pyrène, du benzo[b]fluoranthène, du benzo[k]fluoranthène, de l'indéno[1,2,3-cd]pyrène ne dépassent pas les critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques, de protection de la vie aquatique (toxicité aiguë ou chronique) et protection de la faune terrestre piscivore (annexe 7).

Par contre, le chrysène total dépasse dans 25 % des cas le critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques avec une amplitude de dépassement variant de 1,08 à 1,24 fois le critère. La phase dissoute ne dépasse aucun critère pour le chrysène.

La somme des HAP de groupe 1 a été calculée (annexe 7). Les HAP du groupe 1 sont les HAP considérés comme étant potentiellement cancérigènes (MEF, décembre 1997; en préparation). La liste de ceux mesurés dans la rivière Saint-Maurice est incluse à l'annexe 7.

La somme des HAP de groupe 1 total (phase dissoute + particulaire) dépasse dans tous les cas le critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques (2 800 pg/l) avec une amplitude de dépassement variant de 1,08 à 3,37 fois le critère. La somme des HAP du groupe 1 pour la phase dissoute dépasse dans 37,5 % des cas le critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques avec une amplitude de dépassement de critère variant de 1,36 à 2,45 fois le critère. La somme des HAP du groupe 1 pour la phase particulaire dépasse quant à elle le critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques dans 25 % des cas avec des amplitudes de dépassement de 1,70 à 1,84 fois le critère. Pour la phase dissoute, les dépassements ont lieu à la suite de la crue exceptionnelle du 21 juillet 1996 et après le 3 octobre 1996. Dans la phase particulaire, les dépassements ont eu lieu au mois de juillet 1996.

Pour ce qui est des HAP, le dépassement du critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques dépend plus de la portion eau que de la bioaccumulation dans les organismes aquatiques. En effet, les poissons bioaccumulent peu les HAP. Un dépassement du critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques doit être interprété comme un risque supplémentaire de cancer sur un million d'individus. Des

dépassements de ces critères préventifs indiquent que la qualité de l'eau n'est pas pleinement satisfaisante.

En ce qui concerne l'eau à la station 8,0, on observe un dépassement de critère dans le Saint-Maurice en face de la prise d'eau de Trois-Rivières. Cependant, une étude réalisée dans le cadre du programme des micropolluants en 1986 et 1989 avait permis d'observer une réduction entre l'eau brute et l'eau traitée d'au moins un ordre de grandeur pour les concentrations de la plupart des HAP (Hélène Tremblay, Direction des politiques du secteur municipal, MEF, communication personnelle, 1998). De cette façon, les teneurs en HAP du groupe 1 ne dépasseraient plus le critère à l'eau potable. Une étude réalisée en 1998 par la Direction des politiques du secteur municipal a confirmé ceci. Les HAP du groupe 1 passaient en avril 1998 de 18 300 pg/l à l'eau brute (6,5 fois le critère) à 766 pg/l à l'eau traitée (une diminution de 23 fois) et à 748 pg/l à l'eau du réseau (Hélène Tremblay, communication personnelle, 1998). La teneur à l'eau traitée est donc près de quatre fois inférieure au critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques (2 800 pg/l pour les HAP du groupe 1) et de plus de dix fois inférieure à la recommandation canadienne fixée pour le benzo[a]pyrène (10 000 pg/l) à l'eau potable. De plus, cette comparaison de la totalité des HAP du groupe 1 à la recommandation canadienne surestime le risque d'exposition puisque le potentiel cancérigène attribué à ces composés diffère et que le benzo[a]pyrène est considéré de loin le plus toxique.

Teneurs en HAP dans l'eau

La médiane de la somme des 21 HAP mesurés dans l'eau était de 21,3 ng/l dans la phase dissoute, de 9,2 ng/l dans la phase particulaire et de 31,8 ng/l au total des deux phases (tableau 39).

Pham et Proulx (1997) ont étudié les concentrations de 21 HAP à l'effluent traité de la CUM. Les teneurs en 21 HAP étaient de 418 ng/l. Dans le panache de l'effluent traité, les concentrations moyennes des 21 HAP étaient de 60 ng/l à la sortie de l'effluent, de 54 ng/l à 0,3 km en aval, de 28 ng/l à 4 km et de 20 ng/l à 8,5 km. Les teneurs en amont de l'effluent étaient de 28 ng/l et de 19 ng/l à 8,5 km en amont. Les 21 HAP sont les mêmes sauf pour 2, le 1,3-diméthylnaphtalène et le pérylène, dans la présente étude et le 2,6-diméthylnaphtalène et le 1-méthylphénanthrène dans l'étude de Pham et Proulx (1997). Les teneurs de ces composés étant similaires, les comparaisons peuvent être faites directement. Les 21 HAP dans le Saint-Maurice ont des teneurs moyennes de 23,3 ng/l dans la phase dissoute, de 10,9 ng/l dans la phase particulaire pour un total de 34,2 ng/l. Une équation de régression a été établie entre les teneurs en HAP et la distance de l'effluent de la CUM. ($\square\text{HAP} = -15 + 61$) (Pham et Proulx, 1997). En appliquant cette équation, les teneurs en HAP à la station 8,0 seraient donc similaires à celles dans le panache de l'effluent de la CUM. à 3,19 km du rejet. Les teneurs à la station 8,0 de la rivière Saint-Maurice sont plus élevées que celles des stations amont de la C.U.M. de 1,13 et 1,67 fois.

Tous les HAP analysés ont été détectés au moins une fois dans les phases particulières ou dissoutes à la station 8,0.

Seize substances ont été détectées dans tous les échantillons dans la phase dissoute (tableau 39). Deux substances, le fluorène et le phénanthrène, ont été détectées dans la phase dissoute dans sept des huit échantillons; une substance, l'acénaphène, a été détectée dans la phase dissoute dans six des huit échantillons. L'acénaphylène a été détectée dans la phase dissoute dans cinq des huit échantillons et l'anthracène dans un des huit échantillons.

Dans la phase particulaire, toutes les substances sauf une ont été détectées dans tous les échantillons. Seule l'acénaphène a été détectée dans un seul des huit échantillons.

Dans la phase dissoute, les substances dominantes sont le naphthalène, le fluoranthène, le pyrène, le 1-méthyl-naphthalène, le 2-méthyl-naphthalène, le phénanthrène, le 1,3-diméthyl-naphthalène, le chrysène, le fluorène, le benzo[b,j]fluoranthène et l'acénaphène (figure 12). Parmi les HAP considérés cancérigènes, le chrysène est celui qui est présent en plus grande concentration.

Dans la phase particulaire, les substances dominantes sont le phénanthrène, le fluoranthène, le chrysène, le benzo[b,j]fluoranthène, le pyrène, le benzo[e]pyrène, le naphthalène et le pérylène (figure 12).

Au total, les substances dominantes sont le naphthalène, le fluoranthène, le pyrène, le phénanthrène, le 1-méthyl-naphthalène, le 2-méthyl-naphthalène, le chrysène, le 1,3-diméthyl-naphthalène et le benzo[b,j]fluoranthène.

C'est dans la phase dissoute que les HAP légers dominent (naphthalène à pyrène) (figure 12). Par contre, les HAP à poids moléculaire élevé dominent dans la phase particulaire (benzo[a]anthracène à benzo[g,h,i]pérylène). La seule exception, l'anthracène, est présente en concentration très faible. Les HAP considérés cancérigènes sont parmi les substances qui se retrouvent majoritairement dans la phase particulaire (tableau 39). Comme nous l'avons précisé précédemment, le traitement à l'usine de filtration de Trois-Rivières permet de réduire les teneurs en HAP en éliminant une grande partie des contaminants associés aux particules. Ceci permet donc de conclure que les HAP du groupe 1 considérés cancérigènes devraient être éliminés lors de la filtration de l'eau à l'usine de filtration de Trois-Rivières.

Il existe une variation temporelle marquée dans les teneurs de tous les HAP mesurés dans la phase dissoute et particulaire (annexe 11). De façon générale, deux pics sont présents : un après la crue du 21 juillet 1996 et un autre à l'automne. Ceci permet d'observer les effets des crues exceptionnelles de juillet 1996. L'augmentation est visible autant dans la phase dissoute pour les substances à faible poids moléculaires que dans la phase particulaire pour les substances à poids moléculaires élevés. Pour ce qui est de l'augmentation en octobre 1996, elle est essentiellement liée à des teneurs plus élevées dans la phase dissoute et non dans la phase particulaire qui reste plus stable. Ces concentrations plus élevées pourraient être reliées à des concentrations atmosphériques plus élevées associées au chauffage au bois ou au transport routier.

Tableau 39 Statistiques descriptives des différents HAP dans la phase dissoute, particulaire et au total à la station 8,0

		Phase dissoute							Phase particulaire							Total (phase dissoute + phase particulaire)								
		n	Moy	écart- type	Méd	min	max	% Fréq.rel détection	n	Moy	écart- type	Méd	min	max	% Fréq.rel détection	n	Moy	écart- type	Méd	min	max	Fréq.rel détection		
Naphtalène	(pg/l)	8	5 050	3 613	3 875	1 325	12 625	91	1	8	473	250	415	150	930	9	1	8	5 523	3 769	4 210	1 705	13 555	1
2-méthylnaphtalène	(pg/l)	8	1 985	1 872	1 110	330	5 110	83	1	8	403	207	355	160	780	17	1	8	2 388	2 006	1 365	690	5 690	1
1-méthylnaphtalène	(pg/l)	8	2 199	1 904	1 563	213	5 913	91	1	8	205	115	170	80	450	9	1	8	2 404	1 997	1 758	353	6 363	1
1,3-Diméthylnaphtalène	(pg/l)	8	1 491	1 522	912	72	4 577	87	1	8	224	136	205	90	520	13	1	8	1 715	1 626	1 087	342	5 097	1
Acénaphtylène	(pg/l)	8	191	169	220	0	370	58	0,63	8	137	84	115	75	330	42	1	8	328	207	355	76	680	1
Acénaphène	(pg/l)	8	468	400	449	0	1 254	95	0,75	8	26	39	0	0	98	5	0,38	8	494	402	449	0	1 254	0,875
Fluorène	(pg/l)	8	535	518	370	0	1 625	74	0,88	8	187	77	185	67	320	26	1	8	722	576	580	130	1 945	1
Phénanthrène	(pg/l)	8	1 698	1 125	1 695	0	3 455	51	0,88	8	1 609	614	1 800	660	2 300	49	1	8	3 307	1 680	3 645	660	5 755	1
Anthracène	(pg/l)	8	46	131	0	0	370	22	0,13	8	168	126	145	0	440	78	1	8	214	249	145	0	810	0,875
Fluoranthène	(pg/l)	8	3 455	2 468	2 843	843	8 743	73	1	8	1 308	588	1 255	560	2 370	27	1	8	4 763	2 734	4 213	1 563	9 913	1
Pyrène	(pg/l)	8	3 166	2 189	2 791	91	6 391	78	1	8	906	448	765	450	1 890	22	1	8	4 072	2 380	3 706	541	7 371	1
Benzo(a)anthracène ¹	(pg/l)	8	264	205	180	130	740	42	1	8	366	209	300	200	840	58	1	8	630	303	550	340	1 110	1
Chrysène ¹	(pg/l)	8	1 018	597	760	555	2 365	49	1	8	1 040	496	940	530	2 100	51	1	8	2 058	833	1 910	1 085	3 465	1
Benzo(b,j) fluoranthène ¹	(pg/l)	8	512	369	323	248	1 358	35	1	8	930	436	865	510	1 800	65	1	8	1 442	627	1 333	758	2 398	1
Benzo(k) fluoranthène ¹	(pg/l)	8	139	91	104	75	346	32	1	8	293	153	275	140	590	68	1	8	432	188	429	215	726	1
Benzo(e)pyrène ¹	(pg/l)	8	313	159	266	161	641	35	1	8	583	257	515	330	1 100	65	1	8	896	341	826	501	1 521	1
Benzo(a)pyrène ¹	(pg/l)	8	138	127	76	54	427	25	1	8	409	223	355	160	860	75	1	8	547	261	509	235	987	1
Pérylène	(pg/l)	8	329	473	172	92	1 492	29	1	8	789	1 148	405	220	3 600	71	1	8	1 118	1 618	567	312	5 092	1
Indéno(1,2,3-cd)pyrène ¹	(pg/l)	8	119	124	68	41	407	23	1	8	404	239	365	140	900	77	1	8	523	273	494	181	983	1
Dibenzo(a,h)anthracène ¹	(pg/l)	8	35	37	18	14	120	25	1	8	102	42	90	43	170	75	1	8	136	59	126	59	240	1
Benzo(g,h,i)peryène ¹	(pg/l)	8	107	79	80	41	289	23	1	8	355	151	295	200	580	77	1	8	462	174	448	258	699	1
Σ21HAP		8	23 258	14 288	21 258	5 647	47 812	68	1	8	10 914	5 470	9 211	5 850	22 870	32	1	8	34 172	18 890	31 777	11 863	70 682	1

¹ Probablement cancérigène pour l'être humain (IRIS)

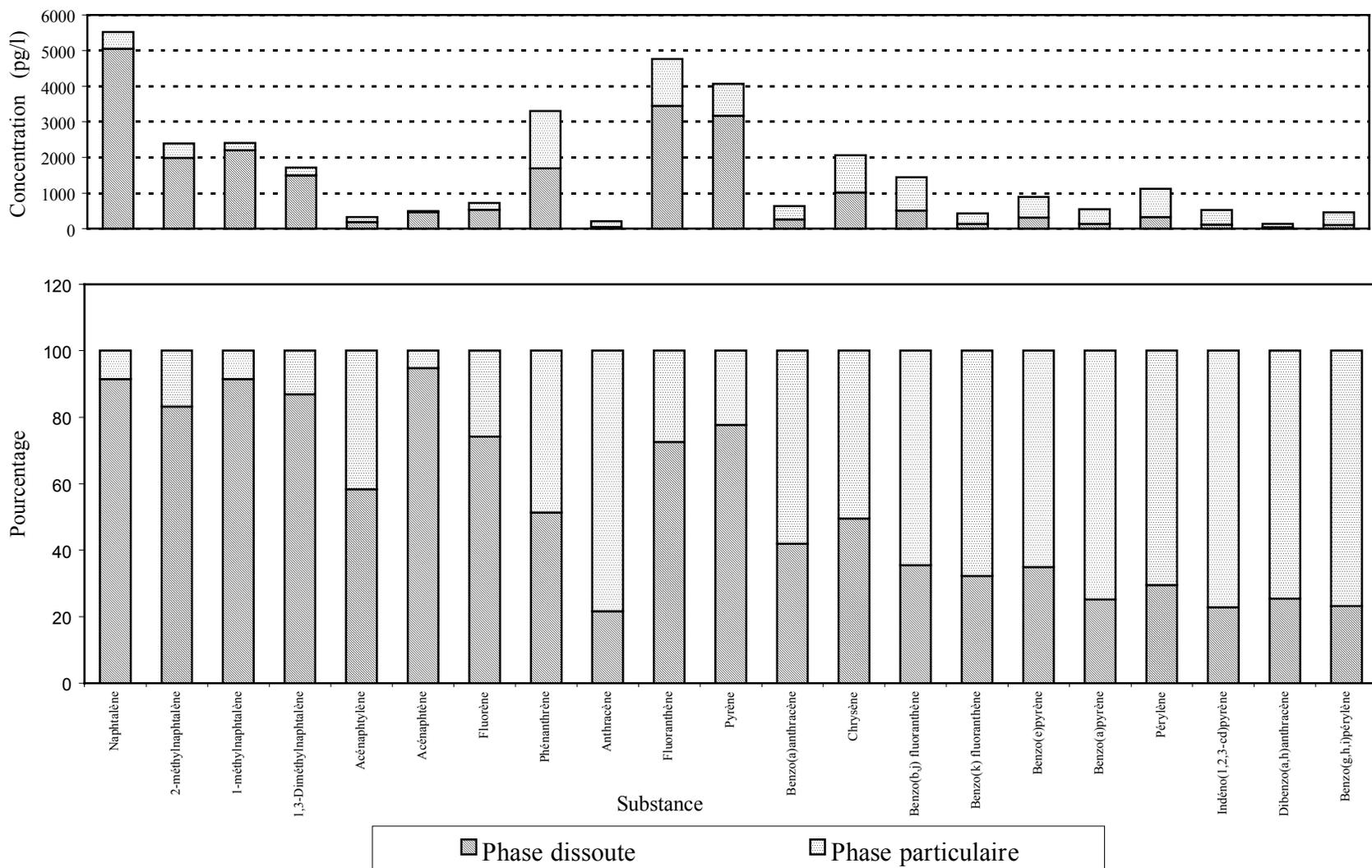


Figure 12 Teneurs moyennes (en haut) et pourcentage de contribution (en bas) des phases particulaire et dissoute à la concentration totale des différents HAP à la station 8,0.

Contamination des sédiments en suspension par les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Poids et granulométrie des sédiments en suspension récoltés

La figure 13 illustre le poids total des sédiments en suspension récoltés dans chaque échantillon après huit semaines d'exposition des trappes à sédiments. Il existe des différences significatives en termes de rang dans les quantités de sédiments récoltés (tableau 40). Les stations amont (km 51,2) et aval (km 39) de Grand-Mère avaient moins de sédiments en suspension que la station Saint-Étienne-des-Grès (km 27). Par contre, il n'existe pas de différence significative dans les quantités de sédiments récoltés entre l'amont (km 173,5) et l'aval (km 158,5) de La Tuque, ni entre l'amont et l'aval de Grand-Mère, pas plus qu'entre l'aval de Grand-Mère (km 39) et l'aval de S.É.C.A.L.(km 38).

En matière de granulométrie, la plupart des échantillons montrent une prédominance de la fraction inférieure à 180 µm. Ainsi, la fraction inférieure à 180 µm est plus importante aux stations amont de La Tuque (km 173,5), amont de Grand-Mère (km 51,2), aval de S.É.C.A.L. (km 38) et Shawinigan (km 36,1). Aux stations aval de La Tuque (km 158,5), aval de Grand-Mère (km 39) et Saint-Étienne-des-Grès (km 27), les échantillons sont plus variables, quelques-uns ayant une prépondérance de la fraction supérieure à 180 µm. Par contre au total, la plupart des échantillons ont une dominance de la phase inférieure à 180 µm.

Afin de n'analyser que la fraction la plus susceptible d'être contaminée, seule la fraction inférieure à 180 µm a été conservée. Dans cette fraction, on observe une prépondérance de l'argile (fraction inférieure à 2 µm) par rapport au limon (fraction entre 2 µm et 63 µm), les sables fins (fraction entre 63 µm et 180 µm) étant pratiquement absents (figure 13). Les pourcentages du nombre des diamètres des particules dominants sont les mêmes dans l'ordre pour tous les échantillons, soit : ϕ_{10} (0,98 µm) $>\phi_{11}$ (0,49 µm) $>\phi_9$ (2µm) $>\phi_8$ (3,9 µm) $>\phi_7$ (7,8 µm) $>\phi_6$ (15,6 µm) $>\phi_5$ (31 µm) $>\phi_4$ (63 µm) $>\phi_3$ (125 µm) (annexe 13). Ainsi, plus de 70 % des particules ont un diamètre se situant entre 0,49 µm et 2 µm. Il s'agit donc de sédiments très fins en suspension. Les analyses ont donc été effectuées avec des échantillons ne comprenant essentiellement que de l'argile et du limon.

Contamination des sédiments en suspension

Parmi les 21 HAP mesurés dans les sédiments en suspension à sept stations de la rivière Saint-Maurice, 19 substances ont été décelées (figures 14, 15, 16, 17). Seuls le 7,12-diméthylbenzo[a]anthracène et le 3-méthylcholanthrène n'ont jamais été détectés (annexe 2).

Les teneurs en HAP totaux (somme des 21 HAP mesurés) dans les sédiments en suspension ont varié en moyenne de 0,45 µg/g de poids sec (station en amont de La Tuque) à 20,19 µg/g de poids sec en aval de S.É.C.A.L. (km 38) (figure 14, annexe 2). Les sédiments en suspension provenant de la station en aval de S.É.C.A.L. et de la station à Shawinigan (km 36,1) ont les teneurs les plus élevées (tableau 40) avec 20,19 µg/g et 10,32 µg/g de poids sec respectivement.

Le deuxième groupe est formé par la station en aval de La Tuque (km 158,5) et la station située à Saint-Étienne-des-Grès (km 27) avec 4,83 µg/g et 0,82 µg/g de poids sec respectivement. La station à Saint-Étienne-des-Grès occupe de fait une position intermédiaire entre les stations contaminées et non contaminées du bassin. Les sédiments en suspension provenant des stations en amont de La Tuque (km 173,5), en amont (km 51,2) et en aval de Grand-Mère (km39) ont les teneurs les moins élevées en HAP totaux des sept stations analysées, avec des teneurs respectives de 0,45 µg/g, 0,48 µg/g et 0,62 µg/g. Spatialement, la contamination est moins élevée en amont de La Tuque, augmente de façon significative en aval de La Tuque et récupère en amont et aval de Grand-Mère au même niveau que l'amont de La Tuque. Par la suite, les teneurs augmentent et sont les plus élevées du bassin en aval de S.É.C.A.L. et à Shawinigan. La contamination diminue par la suite à Saint-Étienne-des-Grès à un niveau similaire à l'amont de La Tuque.

La situation est la même pour la grande majorité des HAP analysés. En effet, les stations situées en aval de S.É.C.A.L. et à Shawinigan sont généralement les plus contaminées. La contamination à cette station à Shawinigan n'est pas statistiquement différente de celle en aval de S.É.C.A.L. pour 18 des 19 substances analysées (tableau 40, figures 14, 15, 16, 17). La seule exception est l'acénaphthylène qui est en concentration plus élevée à Shawinigan qu'en aval de S.É.C.A.L.. La concentration pour cette substance à Shawinigan est cependant à la limite de détection.

Les substances ayant les concentrations les plus élevées en aval de S.É.C.A.L. sont le chrysène (18,7 % des HAP totaux), le benzo[b+i]fluoranthène (15,1 %) et le benzo[e]pyrène (10,7 %), suivi par le fluoranthène (8,7 %), le pyrène (7,8 %), le benzo[k]fluoranthène (6,2 %), benzo[g,h,i] pérylène (6,0 %), le benzo[a]pyrène (5,9 %), le benzo[a]anthracène (5,3 %) et l'indéno[1,2,3-cd]pyrène (5,3 %) (annexe 2). Le phénanthrène (3,2 %), le dibenzo[a,h]anthracène (2,9 %), le pérylène (1,8 %), l'anthracène (1,1 %), le naphthalène (0,5 %), le benzo[c]phénanthrène (0,5 %), le fluorène (0,3 %) et l'acénaphthène (0,2 %), sont présents en concentrations moins élevées. Parmi ces substances, le chrysène, le benzo[b]fluoranthène, le benzo[a]pyrène, le benzo[k]fluoranthène, le benzo[a]anthracène, l'indéno[1,2,3-cd]pyrène et le dibenzo[a,h] anthracène sont considérés comme des cancérogènes probables pour les humains (U.S. EPA, IRIS).

Les substances dominant les HAP totaux sont les mêmes à la station de Shawinigan. On peut donc poser comme hypothèse que la contamination des sédiments en suspension à Shawinigan provient de l'aval de S.É.C.A.L. Il n'y a pas non plus de réduction significative de la contamination dans les 2,1 km qui séparent les deux stations.

La station en aval de La Tuque est également contaminée. Elle est aussi contaminée que l'aval de S.É.C.A.L. pour six substances, soit le fluorène, le phénanthrène, l'anthracène, le fluoranthène, le pyrène et l'indéno[1,2,3-cd]pyrène. L'aval de La Tuque est la plus contaminée des sept stations analysées en naphthalène et en acénaphthylène. Les autres contaminants sont en concentrations inférieures en aval de La Tuque par rapport à l'aval de S.É.C.A.L. Ce sont donc les HAP à faible poids moléculaire qui sont présents à des teneurs plus élevées ou aussi élevées en aval de La Tuque qu'en aval de S.É.C.A.L. Les HAP à poids moléculaire élevé sont en plus grandes concentrations en aval de S.É.C.A.L. qu'en aval de La Tuque. Les HAP ayant les coefficients de partition octanol eau (K_{oe}) plus élevés que 5,2 sont généralement en concentration plus élevées en aval de S.É.C.A.L. (tableau 40).

Les substances dominantes à la station en aval de La Tuque sont très différentes de celles qui dominent en aval de S.É.C.A.L. En aval de La Tuque, le phénanthrène (19,3 %), le pyrène (17,4 %), le fluoranthène (13,7 %), le naphthalène (11,6 %) et l'acénaphthylène (9,1 %) dominent (annexe 2). Par la suite, l'anthracène (4,8 %), le benzo[b+i]fluoranthène (3,3 %), l'indéno[1,2,3-cd]pyrène (3,3 %) et le benzo[g,h,i]pérylène (3,1 %) sont présents. Le benzo[a]pyrène (2,9 %), le chrysène (2,7 %), le benzo[a]anthracène (2,5 %), le benzo[e]pyrène (1,9 %), le benzo[k]fluoranthène (1,5 %), le fluorène (1,5 %), le pérylène (1,2 %) et le benzo[c]phénanthrène (0,4 %) suivent.

Pour ce qui est de la comparaison entre les stations aval de La Tuque et Shawinigan, pour la majorité des substances (14 substances sur 19 décelées), il n'y a pas de différences significatives dans la contamination entre les deux stations. Mis à part le naphthalène et l'acénaphthylène qui sont en concentration plus élevée en aval de La Tuque, les autres substances sont en concentrations plus faibles (l'acénaphthène, le pérylène et le dibenzo[a,h]anthracène).

Les teneurs les moins élevées pour l'ensemble des substances proviennent des stations situées en amont de La Tuque et en amont et aval de Grand-Mère. La station en amont de La Tuque est moins contaminée que l'aval de La Tuque pour 13 substances, tandis que les concentrations sont similaires pour cinq substances (l'acénaphthène, le chrysène, le benzo[k]fluoranthène, le benzo[e]pyrène, le pérylène et le dibenzo[a,h]anthracène). Les concentrations de toutes les substances sont inférieures en amont de La Tuque par rapport à l'aval de S.É.C.A.L. sauf pour l'acénaphthylène qui ne présente aucune différence statistique.

La station en amont de Grand-Mère est moins contaminée que l'aval de La Tuque pour 14 substances. Elle est autant contaminée que cette station pour cinq substances (acénaphthène, chrysène, pérylène, indéno[1,2,3-cd]pyrène et dibenzo[a,h]anthracène). L'amont de Grand-Mère ne diffère statistiquement de l'aval de Grand-Mère pour aucune substance. L'amont et l'aval de Grand-Mère sont moins contaminés que l'aval de S.É.C.A.L. pour toutes les substances sauf l'acénaphthylène où il n'y a pas de différence significative dans la contamination.

La station de Saint-Étienne-des-Grès n'est pas statistiquement différente pour la majorité des substances que les milieux les moins contaminés du bassin, soit l'amont de La Tuque, l'amont et l'aval de Grand-Mère. Elle est statistiquement moins contaminée que la station immédiatement en amont, soit Shawinigan, pour 15 substances et n'est pas différenciée statistiquement pour les quatre autres substances (chrysène, benzo[k]fluoranthène, benzo[e]pyrène et dibenzo [a,h]anthracène). Par contre, elle est aussi contaminée pour plusieurs substances que l'aval de La Tuque.

Pour l'ensemble des substances, les coefficients de variation de la contamination des échantillons de sédiments en suspension sont généralement plus élevés en aval de La Tuque (variant de 41 % à 93 %) qu'en aval de S.É.C.A.L. (9,4 % à 28,1 %) et à Shawinigan (17,4 % à 40,31 %) (annexe 2).

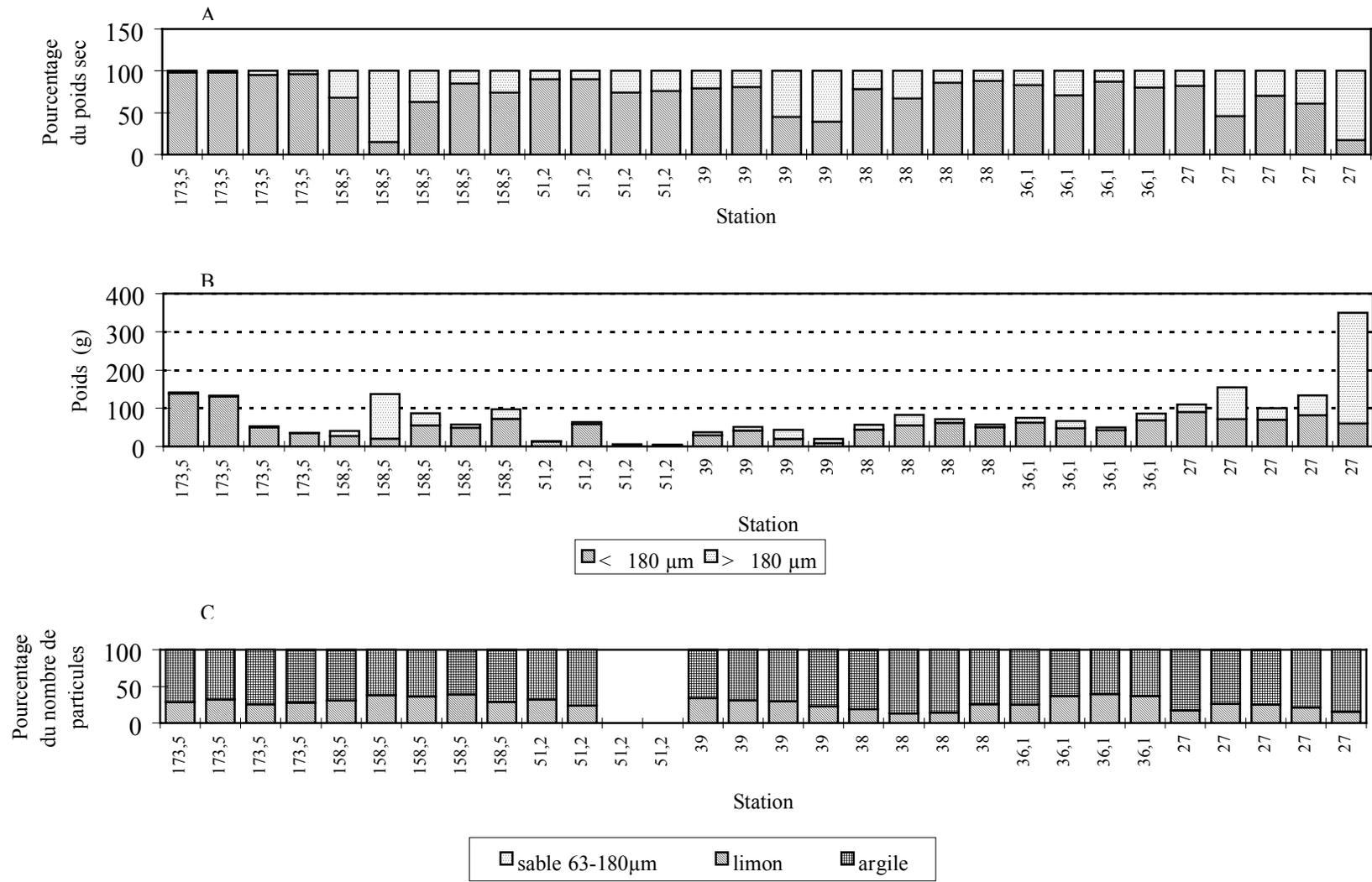


Figure 13 Granulométrie des sédiments en suspension de la rivière Saint-Maurice A- répartition (% poids sec) entre la phase > que 180 µm et < 180 µm, B- poids total des sédiments en suspension récoltés C- répartition de la phase analysée (< 180 µm) en sable, limon et argile

Tableau 40 Comparaison spatiale des HAP dans les sédiments en suspension de la rivière Saint-Maurice en 1996

	log K _{oc} ¹	F ²	p > F ²	Amont de La Tuque	Aval de La Tuque	Amont de Grand-Mère	Aval de Grand-Mère	Aval de S.É.C.A.L.	Shawinigan	Saint-Étienne-des-Grès
Numéro de station				173,5	158,5	51,2	39	38	36,1	27
Substance										
Naphtalène	3,36	184,95	0,0001	D	A	D	D	B	B	C
Acénaphthylène	3,99	560,62	0,0001	C	A	C	C	C	B	C
Acénaphène	4,02	167,36	0,0001	B	B	B	B	A	A	B
Fluorène	4,2	37,66	0,0001	B	A	B	B	A	A	B
Phénanthrène	4,5	19,39	0,0001	B	A	B	B	A	A	B
Anthracène	4,5	21,88	0,0001	B	A	B	B	A	A	B
Fluoranthène	5,2	23,06	0,0001	B	A	B	B	A	A	B
Pyrène	5,04	21,19	0,0001	B	A	B	B	A	A	B
Benzo[c]phénanthrène		26,92	0,0001	C	B	C	C	A	AB	C
Benzo[a]anthracène	5,75	25,01	0,0001	D	BC	D	D	A	AB	CD
Chrysène	5,77	12,37	0,0001	C	BC	C	C	A	AB	BC
Benzo[b+i] fluoranthène	6,3	14,35	0,0001	D	BC	D	CD	A	AB	CD
Benzo[k] fluoranthène	6,47	16,25	0,0001	CD	BC	D	CD	A	AB	BC
7,12-diméthylbenz[a]anthracène	6,27	Non décelé								
Benzo[e]pyrène	6,92	14,37	0,0001	CD	BC	D	CD	A	AB	BC
Benzo[a]pyrène	6,21	24,59	0,0001	D	BC	D	D	A	AB	CD
Pérylène		12,62	0,0001	D	CD	BC	CD	A	AB	CD
3-méthylcholanthrène	6,93	Non décelé								
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	6,58	13,07	0,0001	C	AB	BC	BC	A	A	BC
Dibenzo[a,h]anthracène	6,65	21,22	0,0001	CD	D	D	CD	A	AB	BC
Benzo[g,h,i]pérylène	7,01	30,42	0,0001	DE	BC	E	DE	A	AB	CD
HAP Totaux		24,42	0,0001	D	BC	D	D	A	AB	CD
Poids récolté		5,79	0,0009	AB	AB	B	B	AB	AB	A

1. Les coefficients de partition octanol-eau ont été déterminés de la façon expliquée à l'annexe 12

2. ANOVA sur les rangs. Comparaison multiple : test de Tukey (seuil de 0,05). Les stations ayant des concentrations comparables portent la même lettre. F = F de Fisher
Les rangs plus élevés portent la lettre A, les deuxièmes plus élevés la lettre B et ainsi de suite.

Les valeurs en dessous des limites de détection ont été mises à zéro afin d'effectuer la comparaison des rangs.

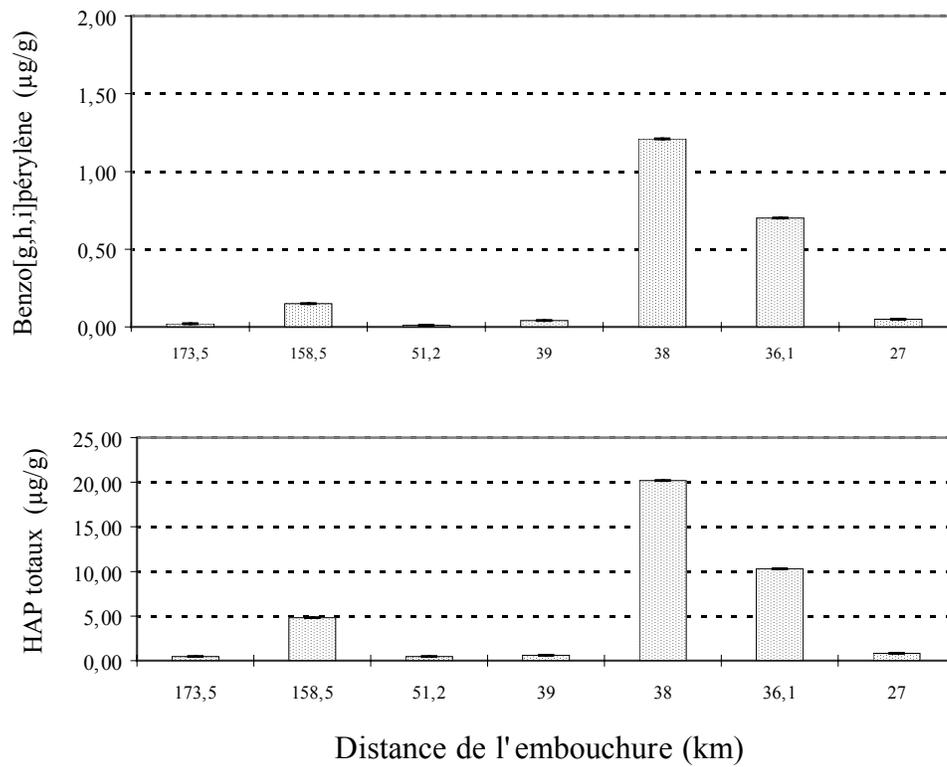


Figure 14 Concentrations moyennes et écart-type du benzo[g,h,i]pérylène et des HAP totaux dans les sédiments en suspension de la rivière Saint-Maurice en 1996 (les valeurs non détectées ont été mises à zéro)

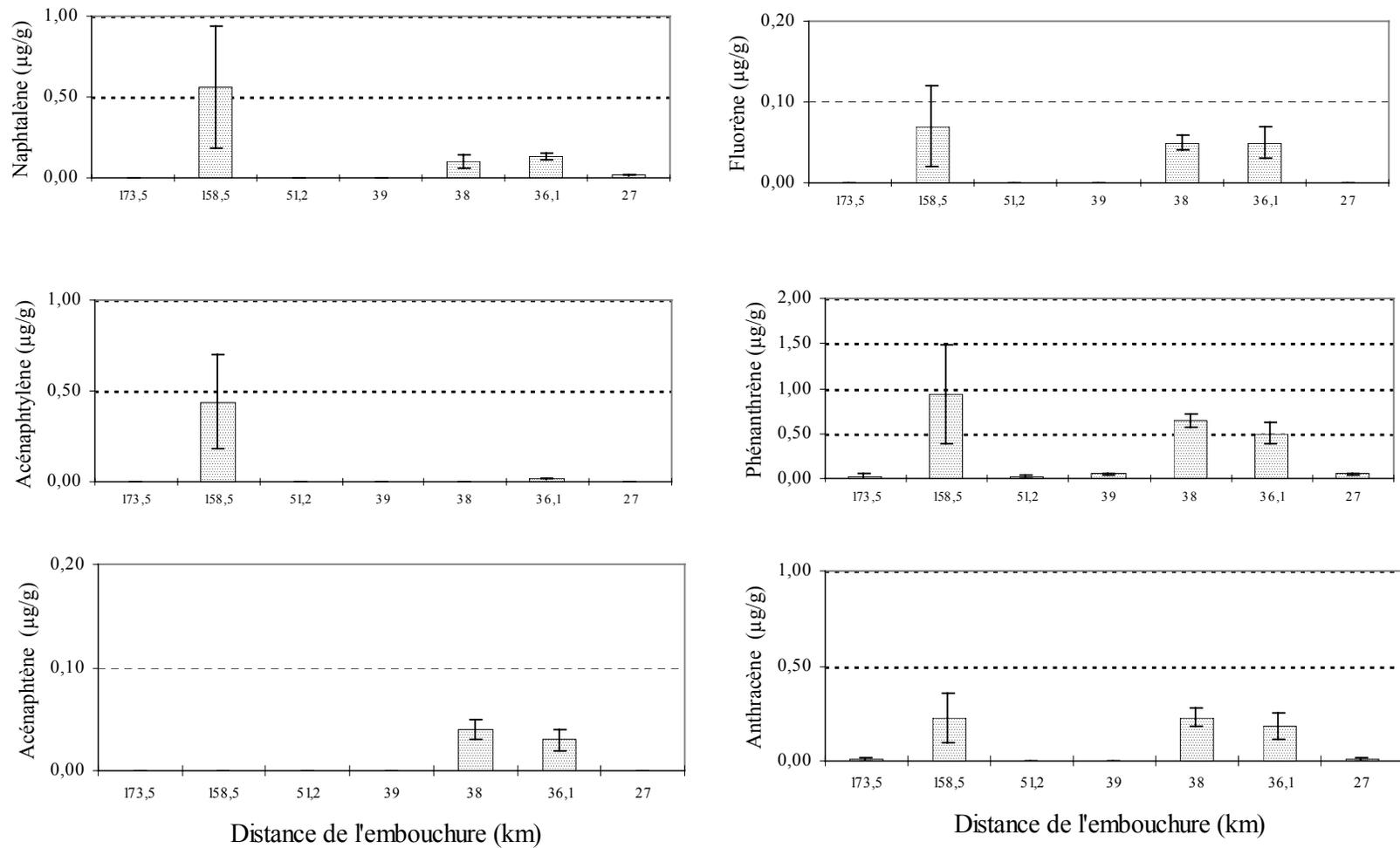


Figure 15 Concentrations moyennes et écart-type du naphthalène, de l'acénaphtène, de l'acénaphtylène, du fluorène, du phénanthrène et de l'anthracène dans les sédiments en suspension de la rivière Saint-Maurice en 1996 (les valeurs non détectées ont été mises à zéro)

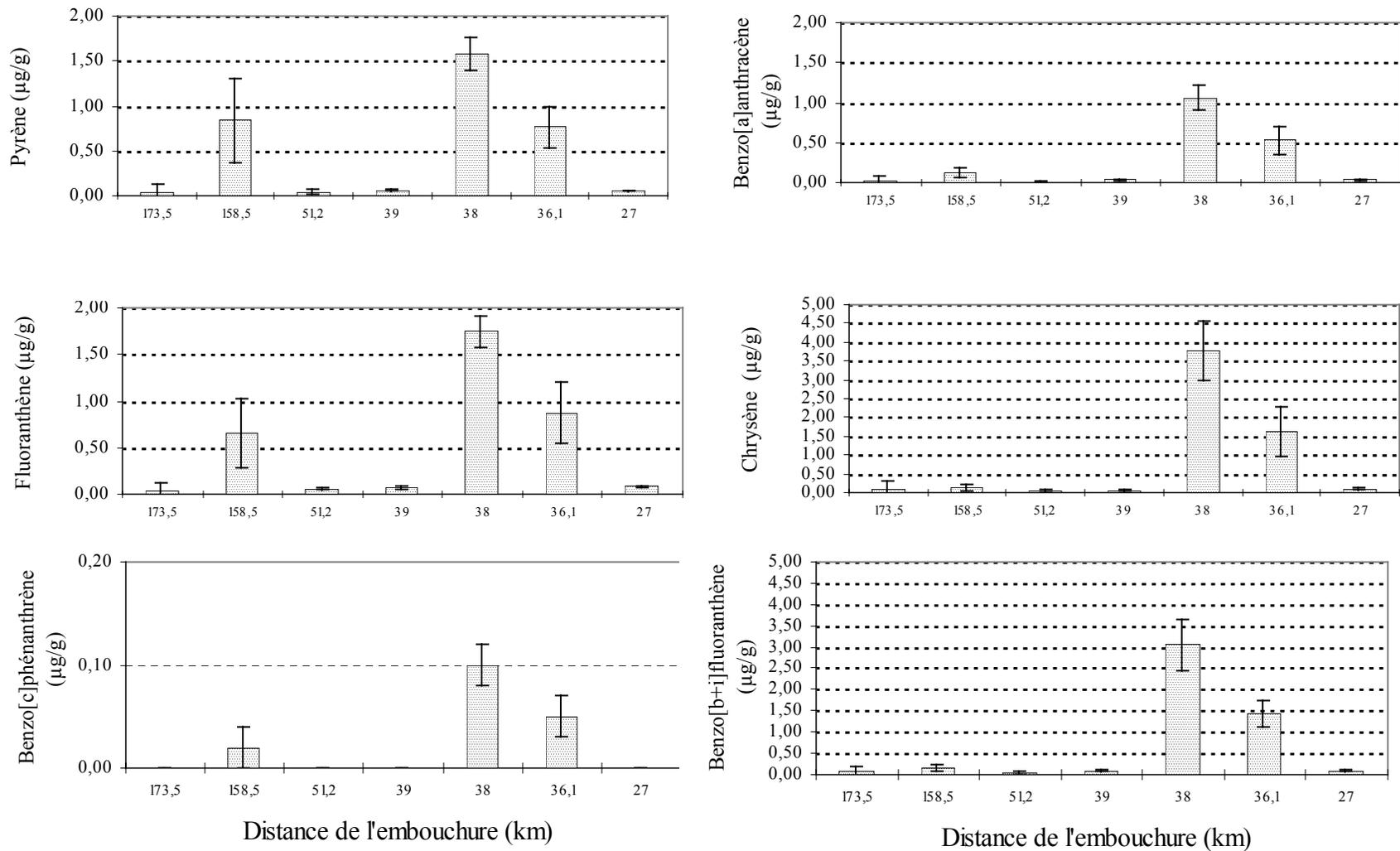


Figure 16 Concentrations moyennes et écart-type du fluoranthène, du pyrène, du benzo[c]phénanthrène, du benzo[a]anthracène, du chrysène et du benzo[b+i]fluoranthène dans les sédiments en suspension de la rivière Saint-Maurice en 1996 (les valeurs non détectées ont été mises à zéro)

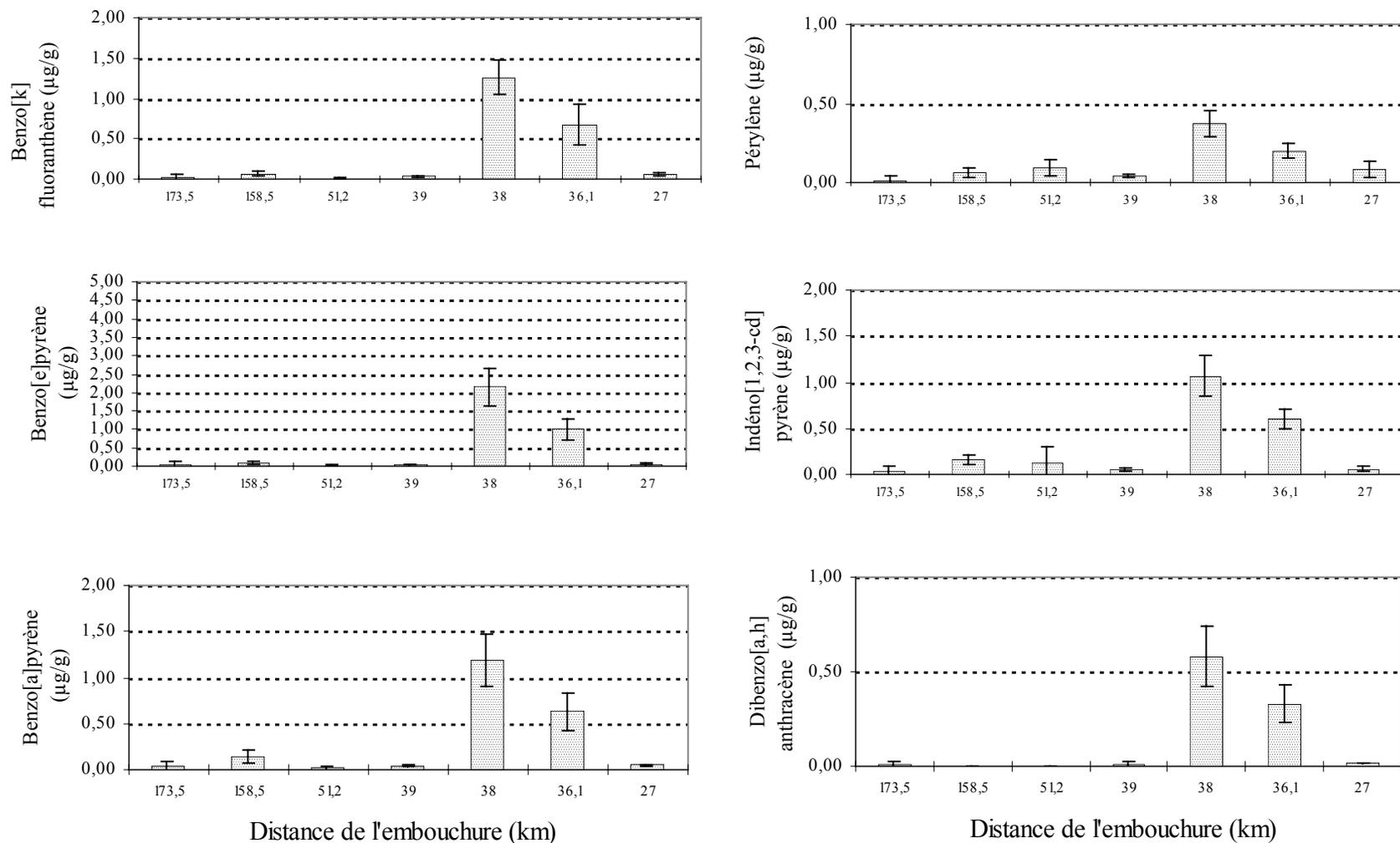


Figure 17 Concentrations moyennes et écart-type du benzo[k]fluoranthène, du benzo[e]pyrène, du benzo[a]pyrène, du pérylène, de l'indéno[1,2,3-cd]pyrène et du dibenzo[a,h]anthracène dans les sédiments en suspension de la rivière Saint-Maurice en 1996 (les valeurs non détectées ont été mises à zéro)

Comparaison avec les teneurs historiques

Les teneurs habituellement observées dans les sédiments de fond au Québec variaient entre 0,1 et 0,6 µg/g (Paul et Laliberté, 1985, 1989 et Laliberté, 1990). Des teneurs supérieures à celles-ci étaient considérées comme indicatrices d'une contamination du milieu aquatique (Laliberté, 1991). Ces études tenaient compte également de quelques substances non mesurées dans la présente étude (dibenzo[a,l/a,i/a,h]dibenzopyrène). Nous considérerons donc que les dépassements de la présente étude sont minimes. Les teneurs moyennes en HAP totaux mesurées dans les sédiments en suspension récoltés dans la rivière Saint-Maurice en 1996 excèdent ces teneurs en aval de La Tuque, en aval de S.É.C.A.L., à Shawinigan et à Saint-Étienne-des-Grès de 8 (4,34 µg/g), 34 (20,19 µg/g), 17 (10,32 µg/g) et 1,4 (0,82) fois respectivement.

Il n'existe pas de données comparatives de HAP dans les sédiments en suspension dans la rivière Saint-Maurice. Les seules données existantes dans le bassin sont des teneurs dans les sédiments de fond en 1983 et 1988 (Paul et Laliberté, 1985; Laliberté, 1991).

Les sédiments de fond étaient peu contaminés en 1983 en amont de Grand-Mère, comme les sédiments en suspension en 1996. Cependant, les sédiments en suspension étaient plus contaminés en 1996 que les sédiments de fond en 1983 pour le pyrène, le fluoranthène, le benzo[a]pyrène mais surtout l'indéno[1,2,3-cd]pyrène. En 1988, des échantillons de sédiments de fond ont été analysés en aval de Grand-Mère, en aval de S.É.C.A.L., à Shawinigan et à Saint-Étienne-des-Grès. La grande majorité des teneurs moyennes mesurées dans les sédiments de fond en 1988 excédaient celles des sédiments en suspension en 1996. Par contre, neuf substances avaient des teneurs plus élevées en 1996 à Shawinigan soit le naphthalène, l'acénaphthylène, le benzo[c]anthracène, le chrysène, le benzo[g,h,i]pérylène. En aval de S.É.C.A.L. les teneurs moyennes étaient systématiquement plus élevées dans les sédiments de fond en 1988 que dans les sédiments en suspension en 1996, sauf pour le naphthalène (annexe 1). Par contre, on ne peut conclure à une diminution des teneurs en 1996 par rapport à 1988 en comparant des sédiments en suspension (1996) à des sédiments de fond (1988). En effet, la contamination des sédiments de fond en 1988 pouvait être une indication de la contamination historique (avant 1988) s'étant déposée dans le fond tandis que celle des sédiments en suspension correspond aux contaminants ayant circulé dans la phase particulaire de l'eau dans les deux mois où les trappes à sédiments ont été déployées.

Il existe certaines différences entre les substances qui dominaient dans les sédiments de fond en 1988 en aval de S.É.C.A.L. (Laliberté, 1991). En effet, le chrysène domine les échantillons de sédiments en suspension alors qu'il ne dominait pas les échantillons de sédiments de fond de 1988. Le fluoranthène et le pyrène dominaient certains échantillons de sédiments de fond de 1988 alors qu'ils sont moins importants dans les sédiments en suspension de 1996. Par contre, le benzo[b] fluoranthène dominait les deux types de sédiments.

Comparaison des teneurs dans les sédiments en suspension aux critères de qualité

Les teneurs mesurées dans les sédiments en suspension seront comparées aux critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent (Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec, 1992). Cette comparaison est justifiable dans la mesure où les sédiments en suspension sont appelés à former les sédiments de fond futurs. Ainsi, des sédiments en suspension contaminés en deçà des critères de qualité des sédiments de fond sont indicatifs de la pauvre qualité future des sédiments de fond. En effet, la sédimentation des particules est possible à plusieurs endroits dans la rivière Saint-Maurice, par exemple dans les biefs d'amont des barrages.

Les concentrations des contaminants dans chacun des échantillons analysés ont été comparées aux critères de qualité (tableau 41).

Les sédiments en suspension provenant de l'aval de La Tuque, de l'aval de S.É.C.A.L. et de Shawinigan excèdent les seuils d'effets mineurs pour plusieurs substances.

En aval de La Tuque, le naphthalène, le phénanthrène, le fluoranthène et le pyrène dépassent les seuils d'effets mineurs et classent les sédiments en suspension en classe 3 (plage des teneurs où les organismes benthiques subissent des effets nuisibles) ou en classe 4 (les dommages à l'environnement sont majeurs). Il est à noter cependant qu'un seul échantillon sur cinq est classé 4.

C'est en aval de S.É.C.A.L. que les sédiments en suspension sont le plus contaminés, se classant 4 pour le chrysène et 3 pour le phénanthrène, le fluoranthène, le pyrène, le benzo[a]anthracène et le benzo[a]pyrène. La station aval de S.É.C.A.L. est positionnée entre l'effluent de S.É.C.A.L. immédiatement en amont de l'effluent de Norton Céramiques Avancés du Canada inc. La contamination demeure élevée 2,1 km en aval de la station aval de S.É.C.A.L., étant classée 3 pour plusieurs contaminants (le fluorène, le pyrène, le fluoranthène et le benzo[a]anthracène).

Nous pouvons donc affirmer que les sédiments en suspension qui transitaient dans l'eau de la rivière Saint-Maurice en aval de La Tuque, en aval de S.É.C.A.L. et à Shawinigan étaient contaminés par les HAP au-dessus des critères de qualité des sédiments de fond entre juillet et août 1996.

Tableau 41 Comparaison spatiale des teneurs des différents HAP dans les sédiments en suspension avec les critères de qualité des sédiments¹

Substance	Amont de La Tuque km → 173,5				Aval de La Tuque 158,5				Amont de Grand-Mère 51,2				Aval de Grand-Mère 39				Aval SECAL 38				Shawinigan 36,1				Saint-Étienne-des-Grès 27			
Naphtalène											o	o																
Acénaphthylène ²	o	o	o	o	x	x	x	x	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	x	x	x	x	o	o	o	o
Acénaphthène ²	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	x	x	x	x	x	x	x	x	o	o	o	o
Fluorène ²	o	o	o	o	x	x	x	x	o	o	o	o	o	o	o	o	x	x	x	x	x	x	x	x	o	o	o	o
Phénanthrène												o																
Anthracène ²					x	x	x	x			o	o					x	x	x	x	x	x	x	x				
Fluoranthène																												
Pyrène												o																
Benzo[a]anthracène ^{B2}												o																
Chrysène ^{B2}																												
Benzo[b+i] fluoranthène ^{2,B2}																	x	x	x	x	x	x	x	x				
Benzo[k] fluoranthène ^{B2}																												
Benzo[a]pyrène ^{B2}		o	o	o							o	o																
Indéno[1,2,3-cd]pyrène ^{2,B2}	x				x	x	x	x	x	x			x				x	x	x	x	x	x	x	x	x			
Dibenzo[a,h]anthracène ^{2,B2}	x	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	x	x	o	o	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Benzo[g,h,i]pérylène ²					x	x	x										x	x	x	x	x	x	x	x				

¹ Critères intérimaire pour l'évaluation de la qualité des sédiments, Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec, 1992. Les seuils d'effets néfastes

sont présentés à l'annexe 8 ² Seuls les seuils sans effets (SSE) ont été déterminés pour ces substances

^{B2} - Probablement cancérigène pour l'être humain (U.S. EPA Integrated Risk Information System (IRIS))

Classe 1	o	≤ Seuil sans effet (SSE) (Plage des teneurs sans effet chronique ou aigu sur les organismes benthiques, la qualité de l'eau ou sur ses usages)
Classe 2		>SSE ≤ Seuil d'effets mineurs (SEM) (Plage des teneurs tolérées par la majorité des organismes benthiques, impacts potentiels sur les utilisations de l'eau)
	x	>SSE Pour ces substances les SEM et les SEN n'ont pas été déterminés. Les échantillons sont donc classés 2 ou +
Classe 3		>SEM ≤ Seuil d'effets néfastes (SEN) (Plage des teneurs où les organismes benthiques subissent des effets nuisibles)
Classe 4		>SEN Les dommages à l'environnement sont majeurs
	o	Teneur de l'échantillon sous la limite de détection et limite de détection au dessus du seuil sans effet, aucune distinction ne peut être faite entre la classe 1 et 2

Chaque carré correspond à l'analyse d'un seul échantillon

Provenance de la contamination

La contamination des sédiments en suspension par les HAP en aval de La Tuque pourrait être liée à cinq sources : l'établissement industriel Cartons Saint-Laurent inc., usine de La Tuque (nettoyage des résidus liés à la combustion du bois, apports atmosphériques, apports des lieux d'élimination des déchets dangereux), l'établissement industriel John Lewis inc. (apports atmosphériques), des apports provenant des effluents municipaux (diverses sources, boues, transports, ruissellement urbain), des apports provenant de l'aéroport de La Tuque (rejets de diesel, d'essence et gestion des huiles usées) et des apports provenant de la combustion des billes de bois récupérées (utilisation d'accélérateurs) entre la station amont de La Tuque et la station aval. Le transport routier peut également fournir des apports atmosphériques et via le ruissellement urbain. Les apports atmosphériques résultant du chauffage au bois peuvent difficilement être mis en cause, les trappes à sédiments ayant été retirées avant la période de chauffage. De plus, un lieu d'élimination de déchets dangereux (terres contaminées par des hydrocarbures de Haute-Mauricie) et un sol contaminé (station de service Pétro-Canada) pourraient être associés à la présence des contaminants (annexe 1).

La contamination des sédiments en suspension par les HAP en aval de S.É.C.A.L. peut provenir de quatre sources majeures : les effluents et les retombées atmosphériques et le ruissellement du sol contaminé provenant de S.É.C.A.L., les retombées atmosphériques provenant des fours de cuisson de Norton Céramiques avancés du Canada inc., le ruissellement du site d'élimination des déchets industriels de l'ancienne usine de chlore et de soude caustique de la Shawinigan Chemicals située entre la station amont (aval de Grand-Mère) et la station aval, ainsi que la remise en suspension possible de sédiments contaminés. Il est également possible que les trop pleins municipaux et la voie ferrée contaminent le milieu. Le sol contaminé de Les Carburants Shawinigan inc. (Shawbec inc.) semble se situer en aval de la station 38.

Contamination du surnageant

Lors du tamisage des échantillons, il restait parfois un surnageant au-dessus des particules retenues par le tamis de 180 µm. Il était impossible de faire sédimenter ce surnageant.

Afin de déterminer si ce surnageant contribue à une proportion importante de la contamination ou bien si cette contamination est négligeable, celui-ci a été analysé (annexe 14). Les cinq échantillons analysés de la sorte provenaient des stations aval de S.É.C.A.L. et Shawinigan.

Bien que la contamination de ce surnageant soit plus élevée que celle de l'échantillon, son poids sec est très faible par rapport à celui de l'échantillon. Le pourcentage de contribution au poids total des contaminants calculé dans le surnageant par rapport aux particules en suspension retenues par le tamis est de 0,62 % en moyenne (valeur médiane 0,45 %) (annexe 14). Les substances ayant les pourcentages de contributions les plus élevées sont les substances à faible poids moléculaire tel le naphthalène (0,53 à 3,35 % de contribution), l'acénaphthène (0,39 à 1,52 %) et le fluorène (0,81 à 1,73 %). On peut donc considérer que la contribution des contaminants présents dans le surnageant est négligeable.

CONTAMINATION DES POISSONS PAR LES ACIDES RÉSINIQUES, LES CHLOROBENZÈNES ET LES PESTICIDES ORGANOCHLORÉS

Acides résiniques

Contamination de la chair de barbotte brune

Les teneurs en cinq acides résiniques dans les homogénats de chair de barbotte brune en aval de La Tuque et à Saint-Roch-de-Mékinac en 1996 sont indiquées au tableau 42.

La plupart des substances sauf l'acide déhydroabiétique n'ont pas été détectées à Saint-Roch-de-Mékinac.

En aval de La Tuque, toutes les substances ont été détectées dans la chair de barbotte brune. Les teneurs de l'ensemble des substances varient de 3 à 43 µg/kg. Les substances dominantes sont les acides déhydroabiétique et abiétique suivis par les acides néoabiétique et isopimarique et par l'acide pimarique. Les teneurs dans la barbotte brune en 1996 sont similaires à celles retrouvées en 1993 dans le grand brochet (Lapierre, 1995). Le grand brochet était moins contaminé que le doré jaune en 1993. Pour l'acide déhydroabiétique, les barbottes brunes, en 1996, montrent une contamination similaire à celle du doré jaune en 1993. Le doré jaune était l'espèce la plus contaminée en 1993.

Tableau 42 Teneurs en acides résiniques (µg/kg) dans la chair des barbottes brunes dans la rivière Saint-Maurice en 1996

Barbotte brune					
Substance	Année	Station	CLASSE DE TAILLE (mm)		
			200-250	251-300	>300
Ac. pimarique	1996	Aval de La Tuque		3(1)	
		Saint-Roch-de-Mékinac		<2(3)	
Ac. isopimarique	1996	Aval de La Tuque		14(1)	
		Saint-Roch-de-Mékinac		<2(3)	
Ac. déhydroabiétique	1996	Aval de La Tuque		43(1)	
		Saint-Roch-de-Mékinac		19(3)	
Ac. abiétique	1996	Aval de La Tuque		43(1)	
		Saint-Roch-de-Mékinac		<4(3)	
Ac. néoabiétique	1996	Aval de La Tuque		16(1)	
		Saint-Roch-de-Mékinac		<4(3)	

() = nombre de poissons dans l'homogénat

Contamination du meunier noir entier

La comparaison spatiale des acides résiniques dans le meunier noir entier permet de distinguer, en 1996, la contamination inférieure de l'amont de La Tuque de celle de la rivière Shawinigan pour

l'acide pimarique et l'acide néoabiétique (tableau 43). Il n'existe pas de différences significatives entre l'amont de La Tuque et les autres stations étudiées. Il n'existe pas non plus de différences spatiales pour les acides isopimarique et déhydroabiétique.

Les meuniers noirs entiers de Saint-Étienne-des-Grès sont moins contaminés en acide pimarique, abiétique et néoabiétique que ceux de la rivière Shawinigan. Ils sont également moins contaminés par l'acide abiétique que l'amont et l'aval de Grand-Mère.

Les teneurs médianes varient de non décelés à 75 µg/kg pour l'acide pimarique, entre non décelé et 130 µg/kg pour l'acide déhydroabiétique, entre non décelé et 180 µg/kg pour l'acide abiétique. L'acide néoabiétique n'a pas été décelé.

Le peu de différences spatiales dans la contamination des poissons est le résultat de deux actions entreprises afin de réduire les apports en acides résiniques au milieu aquatique. L'instauration de traitement secondaire aux usines de pâtes et papiers du bassin, à La Tuque, à Grand-Mère et à Shawinigan, a permis de réduire les différences amont-aval de ces sources de contaminants. De plus, l'élimination progressive depuis septembre 1995 du flottage du bois a permis également de réduire les apports en acides résiniques en milieu aquatique. En 1996, on utilisait toutefois encore des sites de flottage de bois servant à récupérer des billes calées. Un de ces sites se situe en amont de Grand-Mère. Les teneurs en acides abiétiques en amont de Grand-Mère sont peut-être le reflet de ceci. De plus, une contamination résiduelle persiste dans la rivière Shawinigan en aval de Abitibi-Consolidated inc., div. Belgo. Une partie de la contamination résiduelle pourrait provenir des lieux d'élimination de déchets dangereux à La Tuque (dépôts de pâtes et papiers) (annexe 1).

Globalement cependant, les différences spatiales reflétées par les teneurs médianes sont faibles (tableau 43).

La comparaison temporelle, entre 1993 et 1996, des teneurs en acides résiniques dans le meunier noir entier indique que globalement, il y a eu réduction significative des teneurs en aval de La Tuque et à Saint-Étienne-des-Grès (tableau 44). En amont de La Tuque, il n'y a aucune différence significative entre la contamination de 1993 et celle de 1996.

La réduction en aval de La Tuque entre 1993 et 1996, en teneurs médianes dans le meunier noir entier, est de 10,7 fois pour l'acide pimarique, de 14,9 fois pour l'acide isopimarique, de 10,6 fois pour l'acide déhydroabiétique et de 26,1 fois pour l'acide abiétique. Il n'y a aucune différence significative pour l'acide néoabiétique, qui montre des teneurs inférieures aux limites de détection analytique (tableau 44).

La réduction à Saint-Étienne-des-Grès entre 1993 et 1996, en teneurs médianes dans le meunier noir entier est de plus de 10,3 fois pour l'acide pimarique, de plus de 35 fois pour l'acide isopimarique, au moins de 23,3 fois pour l'acide déhydroabiétique, de 26,1 fois pour l'acide abiétique. L'acide néoabiétique n'a pas été détecté en 1993 et 1996.

Tableau 43 Comparaison spatiale des teneurs des acides résiniques ($\mu\text{g}/\text{kg}$) détectés dans le meunier noir entier en 1996

Substance	Station	N	Médiane	Min.-max.	ANOVA sur les rangs	Comparaison multiple (Tukey ¹)
Ac. pimarique	Amont de La Tuque	6	< 20	< 20-30	0,0029	B
	Aval de La Tuque	10	22	< 20-76		AB
	Amont de Grand-Mère	5	26	22-40		AB
	Aval de Grand-Mère	8	16	< 20-92		AB
	Saint-Étienne-des-Grès	3	< 20	< 20		B
	Rivière Shawinigan	4	75	68-82		A
Ac. isopimarique	Amont de La Tuque	6	82	< 20-290	0,1319	
	Aval de La Tuque	10	52	30-370		
	Amont de Grand-Mère	5	88	44-130		
	Aval de Grand-Mère	8	64	< 20-320		
	Saint-Étienne-des-Grès	3	< 20	< 20		
	Rivière Shawinigan	4	130	26-170		
Ac. déhydroabiétique	Amont de La Tuque	6	130	38-340	0,1226	
	Aval de La Tuque	10	78	< 20-800		
	Amont de Grand-Mère	5	110	80-200		
	Aval de Grand-Mère	8	87	< 20-120		
	Saint-Étienne-des-Grès	3	< 20	< 20-60		
	Rivière Shawinigan	4	89,5	70-140		
Ac. abiétique	Amont de La Tuque	6	48	< 40-130	0,0105	AB
	Aval de La Tuque	10	41	< 40-300		AB
	Amont de Grand-Mère	5	180	32-220		A
	Aval de Grand-Mère	8	72	< 40-400		A
	Saint-Étienne-des-Grès	3	< 40	< 40		B
	Rivière Shawinigan	4	145	130-380		A
Ac. néoabiétique	Amont de La Tuque	6	< 40	< 40	0,0410	B
	Aval de La Tuque	10	< 40	< 40-70		AB
	Amont de Grand-Mère	5	< 40	< 40-130		AB
	Aval de Grand-Mère	8	< 40	< 40-260		AB
	Saint-Étienne-des-Grès	3	< 40	< 40		B
	Rivière Shawinigan	4	< 40	< 40-375		A

N = effectif de l'échantillon (nombre d'homogénats)

1. Comparaison multiple : Tukey sur les rangs au niveau de probabilité $\leq 0,05$, les stations ayant la même lettre ne sont pas significativement différentes pour cette variable.

< x = inférieur à la limite de détection x

ANOVA sur les rangs

Tableau 44 Comparaison temporelle des teneurs des acides résiniques ($\mu\text{g}/\text{kg}$) détectés dans le meunier noir entier à chaque station

Substance	Station	Année	N	Médiane	Min.-max.	ANOVA sur les rangs	Comparaison multiple (Tukey ¹)
Ac. pimarique	Amont de La Tuque	1993	6	< 20	< 20	0,34	A
		1996	6	< 20	< 20-30		A
	Aval de La Tuque	1993	6	235	200-340	0,0001	A
		1996	10	22	< 20-76		B
	Saint-Étienne-des-Grès	1993	6	205	190-360	0,0047	A
		1996	3	< 20	< 20		B
Ac. isopimarique	Amont de La Tuque	1993	6	20	< 20-80	0,2631	A
		1996	6	82	< 20-290		A
	Aval de La Tuque	1993	6	775	600-1150	0,0001	A
		1996	10	52	30-370		B
	Saint-Étienne-des-Grès	1993	6	700	550-770	0,0047	A
		1996	3	< 20	< 20		B
Ac. déhydroabiétique	Amont de La Tuque	1993	6	159	40-690	0,7649	A
		1996	6	130	38-340		A
	Aval de La Tuque	1993	6	825	580-1130	0,0005	A
		1996	10	78	< 20-800		B
	Saint-Étienne-des-Grès	1993	6	466	370-740	0,0062	A
		1996	3	< 20	< 20-60		B
Ac. abiétique	Amont de La Tuque	1993	6	< 40	< 40-60	0,1104	A
		1996	6	48	< 40-130		A
	Aval de La Tuque	1993	6	1070	390-1450	0,0001	A
		1996	10	41	< 40-300		B
	Saint-Étienne-des-Grès	1993	6	705	200-970	0,005	A
		1996	3	< 40	< 40		B
Ac. néoabiétique	Amont de La Tuque	1993	6	< 40	< 40	--	
		1996	6	< 40	< 40		
	Aval de La Tuque	1993	6	55	< 40-260	0,1161	A
		1996	10	< 40	< 40-70		A
	Saint-Étienne-des-Grès	1993	6	< 40	< 40	--	
		1996	3	< 40	< 40		

N = effectif de l'échantillon (nombre d'homogénats)

1. Comparaison multiple : Tukey sur les rangs au niveau de probabilité $\leq 0,05$, les stations ayant la même lettre ne sont pas significativement différentes pour cette variable.

< x = inférieur à la limite de détection x

ANOVA sur les rangs

Chlorobenzènes

Des huit chlorobenzènes analysés en 1996, seuls le pentachlorobenzène, l'hexachlorobenzène et l'octachlorostyrène ont été détectés dans le meunier noir entier (tableau 45). Le pentachlorobenzène a été détecté à une seule station, la station S0,2 sur la rivière Shawinigan. L'hexachlorobenzène a été décelé à deux stations, soit Saint-Étienne-des-Grès et Shawinigan (S0,2). Il ne semble pas y avoir eu de variation dans les concentrations depuis 1993, la station Saint-Étienne-des-Grès avait des teneurs variant de 2,8 à 23 µg/kg en 1993, en comparaison de teneurs variant de 2 à 10 µg/kg en 1996 (Lapierre, 1995). Les meuniers noirs entiers provenant de la rivière Shawinigan semblent avoir légèrement plus d'hexachlorobenzène, soit entre 22 et 33 µg/kg.

Pour l'octachlorostyrène, les teneurs de la rivière Shawinigan semblent encore une fois supérieures avec une teneur médiane de 8 µg/kg. Ceci se compare aux teneurs retrouvées à Saint-Étienne-des-Grès en 1993 (teneur médiane 5,1 µg/kg) (Lapierre, 1995).

On a supposé la présence d'une source d'hexachlorobenzène en 1989 entre l'amont et l'aval de Shawinigan (Berryman, 1991). La présente étude confirme donc que les poissons de la rivière Shawinigan et de la baie de Shawinigan présentent encore des traces de cette contamination.

Pesticides organochlorés

Parmi les pesticides organochlorés analysés, deux seulement ont été détectés soit le p,p'-DDE et le p,p'-TDE. Le p,p'-DDE a été détecté à toutes les stations (tableau 45). Les teneurs étaient cependant toutes en dessous de 10 µg/kg. Cette teneur est en dessous du critère de protection de la faune terrestre piscivore de l'U.S. EPA (1995) (critère: 39 µg/kg). Le p,p'-TDE n'a été détecté que dans un échantillon de la station S0,2 (teneur médiane: < 3, Min.-max. : < 3- 3 µg/kg).

Tableau 45 Résultats de l'analyse des chlorobenzènes et des pesticides organochlorés dans le meunier noir entier

Substance	Station	N	N détecté	Médiane	Min.-max.
1,2,4-trichlorobenzène	Amont de La Tuque	6	0	<2	<2
	Aval de La Tuque	-	-	-	-
	Amont de Grand-Mère	5	0	<2	<2
	Aval de Grand-Mère	8	0	<2	<2
	Saint-Étienne-des-Grès	3	0	<2	<2
	Rivière Shawinigan	4	0	<2	<2
Pentachlorobenzène	Amont de La Tuque	6	0	<1	<1
	Aval de La Tuque	1	0	<1	<1
	Amont de Grand-Mère	5	0	<1	<1
	Aval de Grand-Mère	8	0	<1	<1
	Saint-Étienne-des-Grès	3	0	<1	<1
	Rivière Shawinigan	4	4	1	<1-2
Hexachlorobenzène	Amont de La Tuque	6	0	<2	<2
	Aval de La Tuque	10	0	<2	<2
	Amont de Grand-Mère	5	0	<2	<2
	Aval de Grand-Mère	8	0	<2	<2
	Saint-Étienne-des-Grès	3	3	4	2-10
	Rivière Shawinigan	4	4	27	22-33
Octachlorostyrène	Amont de La Tuque	6	0	<2	<2
	Aval de La Tuque	10	0	<2	<2
	Amont de Grand-Mère	5	0	<2	<2
	Aval de Grand-Mère	8	0	<2	<2
	Saint-Étienne-des-Grès	3	1	<2	<2-7
	Rivière Shawinigan	4	4	8	7-12
p,p'-DDE	Amont de La Tuque	6	2	<1	<1-2
	Aval de La Tuque	10	10	2	1-3
	Amont de Grand-Mère	5	5	2	1-3
	Aval de Grand-Mère	8	8	3	2-5
	Saint-Étienne-des-Grès	3	3	4	2-5
	Rivière Shawinigan	4	4	5,5	5-10

N = effectif de l'échantillon (nombre d'homogénats)

N détecté = nombre d'homogénats où les teneurs sont supérieures à la limite de détection

< = inférieur à la limite de détection indiquée

SOMMAIRE PAR STATION

Rivière Saint-Maurice

Réservoir Blanc (station 219,5)

La chair des dorés jaunes est contaminée en mercure au-delà de la directive administrative relative à la mise en marché des produits de la pêche de Santé Canada et au-dessus des valeurs médianes provinciales.

Amont de La Tuque (station 173,5)

Dans la zone en amont de La Tuque, la chair des dorés jaunes et des grands brochets de toutes tailles de même que les grands corégones et les meuniers noirs de taille grande sont contaminée par le mercure au-delà de la directive administrative pour la mise en marché des produits de la pêche de Santé Canada (0,5 mg/kg). Bien que les teneurs en mercure excèdent la directive, elles ont diminué dans la chair des dorés jaunes.

Pour les dioxines et furanes, les mesures réalisées dans les poissons capturés en amont de La Tuque montrent que très peu de valeurs dépassent le critère faune terrestre. De même, on décèle très peu de BPC en amont de La Tuque. Quant aux HAP, ils sont rarement détectés dans les sédiments en suspension et peu de valeurs dépassent les seuils sans effets, pour les organismes benthiques, des critères intérimaires de qualité des sédiments.

Aval de La Tuque (stations 164,5 et 158,5)

Les teneurs moyennes en mercure dans la chair de toutes les espèces de poissons, sauf le meunier noir et la barbotte brune, dépassent la directive administrative relative à la mise en marché des produits de la pêche de Santé Canada. Les teneurs et les fréquences de dépassement ont augmenté depuis 1993 dans la chair de doré jaune, de grand brochet et dans le meunier noir entier. Les causes de ces augmentations n'ont pu être élucidées.

Pour les dioxines et furanes dans les poissons, le nombre de congénères, les teneurs ainsi que leurs amplitudes de dépassement du critère faune terrestre sont plus élevées en aval de La Tuque. Le critère faune terrestre est dépassé de quatre fois. Plusieurs dioxines et furanes ont des teneurs plus élevées à cette station. Il y a eu diminution entre 1993 et 1996 de quatre fois en équivalent toxique de la 2,3,7,8-TCDD, diminution imputable au changement du procédé de blanchiment de la pâte à l'établissement industriel de Cartons Saint-Laurent inc., usine de La Tuque.

On détecte davantage de BPC, et les teneurs dans les poissons sont plus élevées en aval de La Tuque qu'en amont. Un nombre important de ces congénères sont inducteurs de type phénobarbital et 3-méthylcholanthrène. Cependant, les teneurs médianes ne dépassent plus le critère de la Commission mixte internationale pour la faune terrestre piscivore.

Les teneurs en HAP dans les sédiments en suspensions, particulièrement pour les HAP de faibles poids moléculaires, dépassent dans certains échantillons les seuils d'effets mineurs et les seuils d'effets néfastes pour le benthos.

Les teneurs en acides résiniques dans les meuniers noirs entiers ne sont pas différentes statistiquement de celles de l'amont de La Tuque. Depuis 1993, les teneurs de quatre acides résiniques sur cinq ont décliné de 10,7 et 26,1 fois.

Saint-Roch-de-Mékinac (station 68,5)

Les teneurs en mercure dans la chair des dorés jaunes de taille moyenne et grande et les grands brochets de grande taille dépassent la directive administrative relative à la mise en marché des produits de la pêche de Santé Canada (0,5 mg/kg). Les teneurs sont généralement plus faibles que la médiane provinciale. La chair des meuniers noirs et des dorés jaunes est moins contaminée que celle des spécimens observés à la station amont de La Tuque.

Dans la chair des barbottes brunes, les teneurs en dioxines et furanes n'excèdent pas la directive pour la mise en marché des produits de la pêche de Santé Canada et indiquent une amélioration de la situation depuis 1989.

La plupart des acides résiniques n'ont pas été détectés dans la chair des barbottes brunes.

Amont de Grand-Mère (station 51,2)

Les teneurs en mercure dans la chair des dorés jaunes, meuniers noirs et des grands brochets excèdent la directive administrative pour la mise en marché des produits de la pêche de Santé Canada (0,5 mg/kg). Les meuniers noirs et dorés jaunes sont plus contaminés que ceux capturés à Saint-Roch-de-Mékinac.

On remarque peu d'évolution dans les teneurs en mercure dans la chair des poissons depuis 1993 et 1989.

Pour les dioxines et furanes, les teneurs dans les meuniers noirs entiers de la plupart des congénères et de celles en équivalent toxique de la 2,3,7,8-TCDD sont similaires à celles de l'aval de La Tuque. Les teneurs médianes en équivalent toxique excèdent le critère de protection de la faune terrestre piscivore de l'U.S. EPA d'environ quatre fois.

Les BPC ont des teneurs similaires dans le meunier noir entier à celles des stations les moins contaminées du bassin, et ne dépassent pas les critères pour la protection de la faune terrestre piscivore.

Pour les HAP dans les sédiments en suspension, la station en amont de Grand-Mère est parmi les stations les moins contaminées du bassin. Seuls les seuils sans effets sur les organismes benthiques sont dépassés pour quelques substances.

Aval de Grand-Mère (stations 44,5 et 39)

Les teneurs en mercure dans la chair des perchaudes de grande taille et des dorés jaunes de taille moyenne et grande dépassent la directive administrative pour la mise en marché des produits de la pêche de Santé Canada (0,5 mg/kg). Les teneurs sont aussi élevées que celles observées dans l'ensemble des stations du bassin. Il n'y a pas eu d'évolution temporelle dans les teneurs en mercure dans la chair des dorés jaunes mais il y a eu augmentation dans le meunier noir entier depuis 1989. Les causes de ces augmentations n'ont pu être élucidées.

Les teneurs en dioxines et furanes dans le meunier noir entier ne présentent pas de différence significative avec l'aval de La Tuque, les teneurs en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD dépassant le critère pour la protection de la faune terrestre piscivore entre 2,3 et 5,3 fois.

Les teneurs en BPC sont plus élevées qu'à l'amont de Grand-Mère et elles sont parmi les trois stations présentant les teneurs les plus élevées. Par contre, les teneurs médianes n'excèdent pas les critères de l'U.S. EPA, mais dépassent le critère de la commission mixte internationale (C. M. I.), pour la protection de la faune terrestre piscivore.

Les teneurs en HAP dans les sédiments en suspension présentent des teneurs similaires à celles des stations les moins contaminées du bassin.

Les acides résiniques sont présents à des teneurs similaires à celles observées aux autres stations.

Aval de S.É.C.A.L. (km 39) et Shawinigan (station 36,1)

Les HAP dans les sédiments en suspension présentent des teneurs plus élevées que le « seuil d'effets mineurs » à Shawinigan, et supérieures dans certains cas au « seuil des effets néfastes » en aval de S.É.C.A.L, des critères de qualité des sédiments, ce qui indique des impacts potentiels sur les organismes benthiques.

Saint-Étienne-des-Grès (stations 27 et 25,5)

Les teneurs en mercure dans la chair des grands brochets, meuniers noirs, perchaudes et dorés jaunes excèdent la directive administrative pour la mise en marché des produits de la pêche de Santé Canada (0,5 mg/kg).

C'est à cet endroit que les teneurs en mercure dans la chair des meuniers noirs sont les plus élevées parmi les sites étudiés sur le bassin. Il n'y a pas eu de variation des teneurs en mercure depuis 1989 dans la chair des meuniers noirs.

Pour les dioxines et furanes dans les meuniers noirs entiers, les amplitudes de dépassement du critère faune terrestre varient de 1,1 à 2,7 fois le critère. Les teneurs en 2,3,7,8-TCDD dans les meuniers noirs entiers sont moins élevées que celles en aval de Grand-Mère.

Les teneurs médianes de la plupart des dioxines et furanes dans le meunier noir entier n'ont pas diminué depuis 1993. Elles avaient par contre décliné entre 1989 et 1993.

Les meuniers noirs entiers sont moins contaminés par les BPC que ceux des stations en amont. Les teneurs en BPC dans les meuniers noirs entiers ont décliné de 1989 à 1993 et elles sont demeurées similaires de 1993 à 1996.

Les HAP dans les sédiments en suspension placent ces stations parmi les moins contaminées du bassin. Les acides résiniques sont moins présents. Les chlorobenzènes présentent des traces des apports du secteur de Shawinigan.

Prise d'eau de Trois-Rivières (station 8,0)

Seule l'eau a été analysée à cette station.

Durant la période de juin à octobre 1996, une évolution temporelle marquée a été décelée pour les substances toxiques dans l'eau de la rivière Saint-Maurice. Les périodes de crues et les événements météorologiques exceptionnels (crue de juillet 1996) font augmenter les teneurs de la plupart des contaminants.

La plupart des contaminants sont concentrés dans la phase particulaire de l'eau et indiquent une resuspension de sédiments contaminés. Une partie de la problématique semble donc liée à une contamination résiduelle du milieu.

Les dépassements de critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques indiquent que la qualité de l'eau n'est pas pleinement satisfaisante.

Les teneurs en mercure dans l'eau montrent que la rivière Saint-Maurice est la rivière la plus contaminée parmi les tributaires du fleuve Saint-Laurent. Les teneurs excèdent le critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques.

Les dioxines et furanes dépassent également le critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques dans 25 % des échantillons. Le critère faune terrestre piscivore est dépassé dans 50 % des cas avec une amplitude de dépassement d'entre 1 et 6,3 fois le critère. Encore une fois, ce sont les particules en suspension qui sont le plus contaminées.

Les BPC dépassaient également le critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques et celui visant la protection de la faune terrestre piscivore.

Les HAP dépassent dans tous les cas le critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques avec une amplitude de dépassement de 1,08 à 3,37 fois le critère. Dans le cas des HAP, c'est la contamination de l'eau plutôt que la consommation d'organismes aquatiques qui est responsable du dépassement de critères, les HAP se bioaccumulant peu dans le poisson. Par contre, le traitement de l'eau réduit grandement les concentrations de ces contaminants.

Rivière shawinigan (station s0,2)

Les meuniers noirs entiers de la rivière Shawinigan sont très contaminés par le mercure au même titre que dans toutes les autres stations du bassin.

Généralement, les meuniers noirs entiers sont moins contaminés en dioxines et furanes que ceux de la station en aval de La Tuque. Le critère pour la protection de la faune terrestre piscivore est dépassé de deux fois environ.

Les meuniers noirs entiers sont peu contaminés en BPC. Les teneurs médianes dépassent le critère faune terrestre du C.M.I. mais non celui de l'U.S. EPA. Cependant, c'est à cette station que le nombre de congénères détectés est le plus élevé du bassin. Cette station est parmi les trois stations les plus contaminées du bassin. Certains congénères détectés sont indicatifs d'apports récents également détectés dans l'eau échantillonnée en aval.

Les teneurs en acides pimariques, abiétiques et néoabiétiques dans les meuniers noirs entiers sont parmi les plus élevées du bassin et sont similaires à celles des stations en aval de La Tuque et de Grand-Mère.

Les chlorobenzènes indiquent une contamination résiduelle du milieu.

CONCLUSION

La rivière Saint-Maurice présente une contamination importante par les substances toxiques dont le mercure, les BPC, les HAP, les dioxines et furanes, mais ces concentrations ne représentent pas une menace à la santé publique de la population de Trois-Rivières puisqu'elles respectent les critères de qualité pour l'eau potable. D'ailleurs, les concentrations observées en BPC sont 200 à 500 fois plus faibles que le critère de qualité d'eau potable de l'EPA aux États-Unis. Pour les dioxines, les valeurs mesurées sont au moins 150 fois plus faibles que le critère de l'EPA pour l'eau potable. Les concentrations de substances toxiques ne sont pas réparties uniformément sur le bassin versant de la rivière Saint-Maurice puisque les valeurs semblent augmenter en aval de La Tuque et de Grand-Mère, et plus particulièrement depuis 1993, pour le doré jaune, le meunier noir et le grand brochet. Par contre, les valeurs sont restées relativement inchangées aux autres stations et ont même diminué pour le doré jaune depuis cette période.

Dans le cas des teneurs de mercure dans la chair de poisson, les valeurs excèdent la directive administrative de 0,5 mg/kg de Santé Canada chez la plupart des espèces (sauf la barbotte brune où la contamination semble moins prononcée). Des restrictions à la consommation ont été émises à cet effet. Cette situation est similaire à celle observée ailleurs dans la partie ouest du Bouclier canadien. Pour leur part, les concentrations de mercure dans l'eau (2,6-7,0 ng/l) demeurent encore légèrement supérieures au critère de qualité représentant une qualité idéale, bien que ces dernières soient nettement inférieures au critère de Santé Canada pour l'eau potable (1000 ng/l). Par contre, ces mesures dénotent un dépassement du critère de protection de la faune terrestre piscivore (1,3 ng/l) et celui visant la prévention de la contamination de l'eau et des organismes

aquatiques (1,8 ng/l). En comparaison au Saint-Laurent et à 23 tributaires du fleuve, ces concentrations de mercure seraient les plus élevées. Les mesures de mercure particulière se compareraient à celles observées dans plusieurs grandes rivières fortement urbanisées et industrialisées de l'Europe.

Les concentrations de substances toxiques observées dans cette rivière peuvent toutefois être suffisantes pour affecter l'écosystème aquatique. Les concentrations observées de mercure, HAP, BPC, dioxines et furanes respectent les critères de qualité pour la protection de la vie aquatique, mais dépassent ceux visant la protection de la faune terrestre piscivore (voir note en bas de page, p. 2). Ceci implique que les organismes vivant dans l'eau ne devraient pas être affectés par ces substances, mais que les mammifères et oiseaux qui se nourrissent de poissons pourraient subir les répercussions de la bioaccumulation de ces produits dans la chaîne alimentaire.

Les dioxines et furanes restent décelables dans les poissons ainsi que dans l'eau en dépit d'une réduction des rejets à la source de Carton Saint-Laurent inc. à La Tuque. En aval de cette ville, une réduction des concentrations de dioxines et furanes de l'ordre de 75 % est survenue depuis 1993 pour le meunier noir entier. À Saint-Étienne-des-Grès, la réduction s'est surtout fait sentir entre 1989 et 1993. Cette réduction est encourageante, mais n'a pas encore permis d'atteindre un seuil tout à fait satisfaisant pour la vie aquatique.

Les teneurs de HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) dans le Saint-Maurice ne sont pas encore suffisamment basses pour être tout à fait satisfaisantes. Les teneurs de HAP dépassent le critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques, mais le traitement de l'eau par la municipalité de Trois-Rivières abaisse ces teneurs en deçà de ce seuil. Pour les sédiments en suspension, trois sites se démarquent en termes de teneurs plus élevées en HAP : l'aval de la Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée (SÉCAL), l'aval de Shawinigan et l'aval de La Tuque. Des impacts potentiels sont possibles pour les organismes benthiques puisque les concentrations observées dans les sédiments en suspension dépassent le « seuil d'effets néfastes » des critères de qualité des sédiments.

La contamination de l'eau par les BPC dépasse aussi le critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques. Par contre, il y a peu de dépassements du critère de la protection de la faune terrestre piscivore et les teneurs dans la chair de poissons sont toutes en deçà de la directive de 2000 µg/kg de Santé Canada. Les plus fortes teneurs ont été observées en aval de La Tuque, en aval de Grand-Mère et de la rivière Shawinigan. Ces teneurs sont du même ordre de grandeur que celles observées au Saguenay et dans le Saint-Laurent et sont inférieures à celles observées dans l'Outaouais et d'autres tributaires du Saint-Laurent.

Les teneurs en acides résiniques ont diminué de manière importante dans les meuniers noirs entiers entre 1993 et 1996. Ces diminutions peuvent être attribuées à l'élimination progressive du flottage du bois et au traitement secondaire de l'effluent des industries de pâtes et papiers.

Des teneurs en hexachlorobenzène et en octochlorobenzène ont aussi été détectées sur la rivière Shawinigan et à Saint-Étienne-des-Grès sur la rivière Saint-Maurice. L'origine de cette contamination serait localisée sur la rivière Shawinigan.

REMERCIEMENTS

Le document a été révisé par Luc Jauron et Denis Laliberté de la Direction du suivi de l'état de l'environnement et par Claude Langlois d'Environnement Canada.

L'échantillonnage a été réalisé par Louise Lapierre, Sylvie Legendre, Karl Krumke et Serge Stéphane Beaumont. Les poissons ont été préparés par Denis Labrie, Sylvie Legendre et Jacques Lebeau.

Les échantillons d'eau ont été recueillis à la suite d'une entente de collaboration entre le MEF et le Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada. Je tiens à remercier particulièrement M^{mes} Tran Thao Pham, Suzie Proulx, Bernadette Quémerais et MM. Bernard Rondeau, Daniel Cossa et Denis Labonté du Centre Saint-Laurent.

Les analyses chimiques ont été réalisées au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec du ministère de l'Environnement et de la Faune. Les poissons ont été analysés par Marc Gignac, Charles Brochu, Serge Noël, Christiane Deschênes, Céline Poulin, Gilles Labbé. Les sédiments ont été analysés par Ginette Côté et Marc Gignac. L'eau a été analysée par Charles Brochu, Gertrude Guay, Danièle Thomassin et Andrée Gendron. Je les remercie tous pour l'excellente collaboration.

Les analyses de mercure dans l'eau en ultra-traces ont été effectuées par la Section Contamination du milieu aquatique - Centre Saint-Laurent - Environnement Canada par Bernadette Quémerais.

J'aimerais également remercier de façon particulière Luc Jauron et Isabelle Guay de la DEA, ainsi que M^{mes} Isabelle Olivier, Louise Trudel et M. Guy Fortin, de la Direction régionale Mauricie-Bois-Francs, ainsi que M^{me} Hélène Tremblay, de la Direction des politiques du secteur municipal.

Selena Wong a effectué un stage interprovincial dans le cadre de cette étude.

La cartographie a été effectuée par Lyne Blanchet.

Je remercie également Nathalie Milhomme et Raynalda Huard pour le traitement de texte.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AHLERS, W. W., J. P. KIM et K. A. HUNTER (1991). *Dissolved trace metals and their relationship to major elements in the Manuherikia River, a pristine subalpine catchment in Central Otago*, New Zeland, Aust. J. Mar. Freshwater Res., 42:409-22.

BERRYMAN, D. (1991). *Mise à l'essai et comparaison de cinq traceurs de substances toxiques sur le Saint-Maurice*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la qualité des

cours d'eau, Envirodoq : 910345, collection QEN/QE 72/1, Québec, ministère de l'Environnement, 65 p.

BERRYMAN, D., A. NADEAU ET C. DEBLOIS. 2002. *Le bassin de la rivière Saint-Maurice : évaluation de la qualité de l'eau à l'aide de mousses aquatiques et de cellules à dialyse, 1996*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq n° ENV/2002/092, rapport n° EA-2002-03, 60 p. et 8 annexes.

BIRKHOLZ, D. A., S. M. SWANSON et J. A. OWENS (1993). "Exposure assessment for environmental monitoring of pulp mill contaminants in fish", *20th Aquatic Toxicity Workshop, Symposium on aquatic effects monitoring*, Québec, 21 octobre 1993.

BONZONGO, J. C., K. J. HEIM, J. J. WARWICK et W. B. LYONS (1996). "Mercury levels in surface waters of the Carson River-Lahontan Reservoir system, Nevada : Influence of historic mining activities", *Environmental Pollution* 92(2):193-201.

BONZONGO, J. C., B. S. OJIAMBO, W. B. LYONS, S. WILDER et K. WELCH (1996). "Mercury concentrations in waters of Lake Naivasha watershed", Kenya. *Geophysical research letters* 23(13):1581-84.

BOSVELD (BART), A. T. C. et M. VAN DER BERG (1994). "Effects of polychlorinated biphenyls, dibenzo-*p*-dioxins, and dibenzofurans on fish-eating birds", *Environ. Rev.* 2:147-66.

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (1997). *Détermination des Polychlorodibenzo-*p*-dioxines et Polychlorodibenzofuranes*, MA 400-DF 1.0.

CHAPMAN, P. M., B. ANDERSON, S. CARR, V. ENGLE, R. GREEN, J. HAMEED, M. HARMON, P. HAVERLAND, J. HYLAND, C. INGERSOLL, E. LONG, J. RODGERS, M. SALAZAR, P. K. SIBLEY, P. J. SMITH, R. C. SWARTZ, B. THOMPSON et H. WINDOM (1997). "General guidelines for using the sediment quality triad", *Marine pollution bulletin* 34(6):368-72.

CLARKE, J. U. (1986). "Structure-activity relationships in PCBs: use of principal components analysis to predict inducers of mixed-function oxidase activity", *Chemosphere* 15(3):275-87.

COMBA, M. E., K. L. E. KAISER, R. J. MAGUIRE, R. J. TKACZ et R. F. PLATFORD (1985). *A chemical survey of the Detroit River, 1983*. Burlington, Ontario: Canada Centre for Inland Waters, National Water Research Institute, Contribution no. 85-85.

COMMISSION MIXTE INTERNATIONALE (C.M.I.) (1988). *Revised Great Lakes Water Quality Agreement of 1978*, United States and Canada, Ottawa, 130 p. et annexes.

COQUERY, M. (1994). « Biogéochimie du mercure en milieu estuarien et côtier », thèse de doctorat en océanologie, météorologie et environnement., Université P. et M. Curie., Paris, France.

COQUERY, M. et D. COSSA (1995). "Mercury speciation in surface waters of the North Sea", *Nth. J. Sea Res.* 34:245-57.

COQUERY, M., D. COSSA et J.-M. MARTIN (1995). "The distribution of dissolved and particulate mercury in three Siberian Estuaries and adjacent coastal waters", *Water, Air, Soil Pollut.* 80:653-64.

COSSA, D., M. COQUERY, J.-M. MARTIN et C. GOBEIL (1995). "Mercury fluxes at the ocean margins", *NATO Advanced Workshop*. Novosibirsk, Russie, 10 1995.

COSSA, D., C. GOBEIL et P. COURAU (1988). "Dissolved mercury behaviour in the St. Lawrence Estuary", *Estuar., Coastal Shelf Sc.* 26:227-30.

COSSA, D., M. MEYBECK, Z. IDLAFKIH et B. BOMBLED (1994). *Étude pilote des apports en contaminants par la Seine*, Rapport IFREMER R.INT.DEF/94.13/NANTES, 151 p.

COSSA, D., B. RONDEAU, T. T. PHAM, S. PROULX et B. QUÉMERAIS (1996). *Principes et pratiques d'échantillonnage d'eaux naturelles en vue du dosage de substances et d'éléments présents à l'état de traces et ultra-traces*, Environnement Canada, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, document de travail DT-5, 25 p.

COSSA, D., Y. THIBAUD, M. ROMEO et GNASSIA-BARELLI (1990). *Le mercure en milieu marin: biogéochimie et écotoxicologie*. Rap. Sci. Tech. IFREMER n° 19, 130 p.

DORTEN, W. S., F. ELBAZ-POULICHER, F. R. MART et J.-M. MARTIN (1991). Reassessment of the river input of trace metals into the Mediterranean Sea, *Ambio* 20:2-6.

ENVIRONNEMENT Canada (1996). *Écotoxicologie et chimie environnementale, Centre Saint-Laurent, Manuel des procédures d'opération normalisées. Extraction grand volume avec le dispositif Goulden*, LO-GOU-960331.

ENVIRONNEMENT CANADA, CENTRE SAINT-LAURENT et MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (1992), *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*, n° de catalogue EM 40-418/1991F

ENVIRONNEMENT CANADA, CENTRE SAINT-LAURENT et MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (1992). *Guide méthodologique de caractérisation des sédiments*, ministre des Approvisionnements et Services Canada, En40-412/1991F, 160 p.

FIELDEN, M. R. et T. R. ZACHAREWSKI (1996). "Estrogenic and antiestrogenic activity of non-planar polychlorinated biphenyls and arochlors", Calgary, *23rd Annual Aquatic Toxicity Workshop*, 1996.

FITZGERALD, W. F. et C. J. WATRAS (1989). "Mercury in the surficial waters of rural Wisconsin lakes", *Sci. Total Environ.* 87/88:223-32.

GERMAIN, A. et C. LANGLOIS (1988). « Contamination des eaux et des sédiments en suspension du fleuve Saint-Laurent par les pesticides organochlorés, les biphényles polychlorés et d'autres contaminants organiques prioritaires », *Water Poll. Res. J. Can.* 23(4) : 602-614.

GILL, G. A. et K. W. BRULAND (1990). "Mercury speciation in surface freshwater systems in California and other areas", *Environ, Sci. Technol.* 24(9):1392-400.

GOUVERNEMENT DU CANADA (1991). "Advisory to limit consumption of some freshwater fish in limited areas of Québec", janvier 1991.

GOUVERNEMENT DU CANADA (1990). « Mise en garde pour limiter la consommation de la barbotte brune de la rivière Saint-Maurice et du doré de la rivière Mistassini », Communiqué 1990-33, avril 1990.

HARKEY, G. A., P. L. VAN HOOFF et P. F. LANDRUM (1995). "Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons from a historically contaminated sediment core", *Environmental Toxicology and Chemistry.* 14(9):1551-60.

HODSON, P. V., M. MCWHIRTER, K. RALPH, B. GRAY, D. THIVIERGE, J. H. CAREY, G. VAN DER KRAAK, D. M. WHITTLE et M. C. LÉVESQUE (1992). "Effects of bleached Kraft mill effluent on fish in the St. Maurice River", Québec, *Environmental Toxicology and Chemistry* 11:1635-51.

INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZE DES RHEINS GEGEN VERUNREINIGUNG (IKSR) (1990). *Schwerstoffuntersuchung 1989*, Koblenz, Germany, Rep. Untergruppe Ps 37/90.

INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZE DES RHEINS GEGEN VERUNREINIGUNG (IKSR) (1991). *Zahlentafeln 190*, Koblenz, Germany, 157 p.

JOHANSSON, K. et A. IVERFELDT (1994). "The relation between mercury content in silt and the transport of mercury from small catchments in Sweden", p. 323-28 in *Mercury Pollution: Integration and Synthesis.*, C. J. WATRAS et J. W. HUCKABEE, Boca Raton, FL: Lewis Publ.

JOHNSON, G. D. et P. B. KAUSS (1987). *Estimated contaminant loadings in the St. Clair and Detroit rivers – 1984*, Toronto, Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch, 55 p.

KLINKHAMMER, G. et M. L. BENDER (1981). "Trace metal distribution in Hudson River estuary", *Est. Cstl. Shelf Sci*, 12:629-43.

KUNTZ, K. W. (1984). *Toxic contaminants in the Niagara River, 1975-1982*. Burlington, Ontario, Centre for Inland Waters, Inland Waters Directorate, Techn. Bull, n° 134, 47 p.

LAFLAMME, D. (1995). *Qualité des eaux du bassin de la rivière Saint-Maurice, 1979 à 1992*, ministère de l'Environnement et de la Faune, 82 p. et annexes

LALIBERTÉ, D. (1997). *Teneurs en BPC et en mercure dans les sédiments du lac Memphrémagog, de la rivière Magog et du lac Magogen*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune.

LALIBERTÉ, D. (1990). *Teneurs en dioxines et furannes dans les poissons en aval de neuf usines de pâtes et papiers et dans leurs effluents en 1988*, Québec, Réseau de surveillances toxiques dans le milieu aquatique, Direction de la qualité des cours d'eau, ministère de l'Environnement du Québec, EN910018, Rapport n° QE 91-8, 113 p.

LALIBERTÉ, D. (1991). *Teneurs en HAP dans les sédiments près de cinq alumineries du Québec en 1988*, Réseau de surveillance des substances toxiques dans le milieu aquatique, Direction de la qualité des cours d'eau, ministère de l'Environnement du Québec, Rapport n° QE-91-10, 90 p.

LALIBERTÉ, D. (1997). *Teneurs en mercure et en composés organochlorés dans les poissons capturés au lac Aylmer en 1995*, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, 17 p. et 2 annexes.

LALIBERTÉ, D. (1990). *Teneurs en métaux, BPC, pesticides organochlorés, HAP et composés phénoliques des sédiments et des poissons des rivières du Québec en 1987*, Réseau de surveillance des substances toxiques dans le milieu aquatique, Direction de la qualité du milieu aquatique, ministère de l'Environnement du Québec, Rapport n° QE 90-3, Envirodoq 900016, 132 p.

LANGLOIS, C., LANGIS, R. et M. PERUSSE (1995). "Mercury contamination in Northern Québec environment and Wildlife", *Water, Air and Soil Pollution* 80 : 1021-1024.

LANGLOIS, C. et H. SLOTEDIJK (1989). « Contamination du lac Saint-Pierre (fleuve Saint-Laurent) par certains polluants organiques et inorganiques », *Revue des Sciences de l'Eau* 2 : 659-679.

LAPIERRE, L. (1999). *Le bassin de la rivière Yamaska : contamination du poisson en 1995*. dans ministère de l'Environnement (éd.), Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.

LAPIERRE, L. (1995). *Teneurs en dioxines, furannes, mercure, BPC et autres contaminants dans les poissons capturés dans le Saint-Maurice en 1989 et en 1993*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq EN950433, collection QE-100, 82 p. + 7 annexes.

LEE, Y. H. et A. IVERFELDT (1991). "Measurement of methylmercury and mercury in run-off, lake and rain waters", *Water, Air and Soil Pollut.* 56:309-21.

LEGENDRE, L. et P. LEGENDRE (1979). *Écologie numérique : 1. Le traitement multiple des données écologiques*, Paris, New-York, Barcelone, Milan, Québec : Masson, Les Presses de l'Université Laval.

LU XIANKUN, YANG MIN, SHI JIANDE et FEND XIAOJU (1990). "The effect of river runoff on the occurrence, transportation and speciation of mercury in the Huanghe estuary and adjacent area", *Geochemical J.* 24:295-308.

MACKAY, D., WAN YENG SHIU et KUO CHING MA (1992). *Illustrated Handbook of physical-chemical properties and Environmental Fate for Organic Chemicals, vol. I Monoaromatic Hydrocarbons, chlorobenzenes and PCBs*, Lewis Publishers, 607 p.

MACKAY, D., WAN YENG SHIU et KUO CHING MA (1992). *Illustrated Handbook of physical-chemical properties and Environmental Fate for Organic Chemicals. Vol. II Polynuclear Aromatic Hydrocarbons, Polychlorinated Dioxins and Dibenzo furans*, Lewis Publishers, 597 p.

MACKAY, D., WAN YENG SHIU et KUO CHING MA (1993). *Illustrated Handbook of physical-chemical properties and Environmental Fate for Organic Chemicals. Vol. III Volatile Organic Chemicals*, Lewis Publishers, 916p.

MACKAY, D., WAN YENG SHIU et KUO CHING MA (1995). *Illustrated Handbook of physical-chemical properties and Environmental Fate for Organic Chemicals. Vol. IV Oxygen, Nitrogen and Sulfur Containing Compounds*, Lewis Publishers, 962 p.

MCFARLAND, V. A. et J. U. CLARKE (1989). "Environmental occurrence, abundance, and potential toxicity of polychlorinated biphenyl congeners: considerations for a congener-specific analysis", *Environmental Health Perspectives* 81:225-39.

METCALFE, J. L. et M. N. CHARLTON (1990). "Freshwater mussels as biomonitors for organic industrial contaminants and pesticides in the St. Lawrence river", *The Science of the Total Environment* 97/98 : 595-615.

MICHIGAN DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES ET LE MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DE L'ONTARIO (1997). *Chemical evaluation Search and Retrieval System (CESARS)*, Fourni par le Centre Canadien de la sécurité au travail, disque CCINFO, version 97-2.

MIKAC, N., Z. KWOKAL, K. MAY et M. BRANICA (1989). "Mercury distribution in the Krka river estuary (Eastern Adriatic coast)", *Mar. Chem.* 28:109-26.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE (MEF) (1998). *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec*, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, 387 p.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE et MINISTÈRE DE LA SANTÉ ET DES SERVICES SOCIAUX (1995). *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce – 95*, Envirodoq EN930117: Gouvernement du Québec.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (MENVIQ). *Données physico-chimiques informatisées sur la qualité de l'eau du bassin versant de la rivière Saint-Maurice, banque de qualité du milieu aquatique (BQMA)*, 72 p.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (MENVIQ). *Inventaire des lieux d'élimination de déchets dangereux au Québec, Région 04 Mauricie-Bois-Francs, Québec*, Direction des substances dangereuses. Envirodoq EN850255, collection SA/90-2.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (MENVIQ). *Le Saint-Maurice, une rivière en danger*, Direction des études du milieu aquatique, Direction générale de l'assainissement des eaux, 27 p.

MINISTRY OF NATURAL RESOURCES OF ONTARIO (MNR). *Guide to Eating Ontario Sport Fish, 1995-1996*. 18th Edition, Toronto, 173 p.

MOORE, S. (1995). *Guide de caractérisation des échantillons contaminés par des biphényles polychlorés*, Direction des laboratoires, ministère de l'Environnement et de la Faune, 59 p.

MUDROCH, A. et S. D. MACKNIGHT (1991). *CRC Handbook of techniques for aquatic sediments sampling*, Boca Raton: CRS Press, 210 p.

MUIR, D. C. G., C. A. FORD, N. P. GRIFT, D. A. METNER et W. L. LOCKHART (1990). "Geographic variation of chlorinated hydrocarbons in burbot (*Lota lota*) from remote lakes and rivers in Canada", *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19:530-542.

NADEAU, A., G. VERREAULT, D. BERRYMAN et D. LALIBERTÉ (1992). *Étude des teneurs en métaux et en BPC des poissons du Saint-Maurice dans le secteur de Grand-Mère et de Shawinigan*, ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau QEN/QE-78/1, Québec: gouvernement du Québec, 34 p. et annexes.

NATIONAL LIBRARY OF MEDICINE OF THE UNITED STATES (1997). *Hazardous substance data bank (HSDB)*, fourni par le Centre canadien de la sécurité au travail, disque CCINFO, version 97-2.

NEWSTED, J. L., J. P. GIESY, G. T. ANKLEY, D. E. TILLITT, R. A. CRAWFORD, J. W. GOOCH, P. D. JONES et M. S. DENISON (1995). "Development of toxic equivalency factors for PCB congeners and the assessment of TCDD and PCB mixtures in rainbow trout", *Environmental Toxicology and Chemistry* 14(5):861-71.

NRIAGU, J. O., W. C. PFEIFFER, O. MALIN, C. M. MAGALHES DE SOUZA et G. MIERLE (1992), Mercury pollution in Brazil. *Nature* 356:389.

ORGANISATION DU TRAITÉ DE L'ATLANTIQUE NORD (OTAN). COMITEE ON THE CHALLENGES OF MODERN SOCIETY (1988). *International Toxicity Equivalency Factor (I-TEF), Method of Risk Assessment for Complex Mixtures of Dioxins and Related Compounds, Pilot Study on International Information Exchange on Dioxins and Related Compounds*, Report number 176, 31 p.

PAUL, M. et D. LALIBERTÉ (1985a). *Réseau toxiques 1981 : Contamination du milieu aquatique du Québec méridional par les BPC, le p,p'-DDE et le HCB*, Direction des relevés aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, Rapport EN850849.

PAUL, M. et D. LALIBERTÉ (1985). *Réseau de surveillance des substances toxiques 1983 : teneur en BPC, P, P'-DDE, HC, heptachlore, aldrine, mirex et HAP de six bassins versants du Québec méridional*, Direction des relevés aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, Rapport n° 85-12, 57 p.

PAUL, M. et D. LALIBERTÉ (1989b). *Teneurs en BPC, HAP et pesticides organochlorés dans les sédiments et les poissons des rivières l'Assomption, Richelieu, Yamaska, Saint-François et du lac Saint-Pierre en 1986*, Direction de la qualité du milieu aquatique, ministère de l'Environnement du Québec, Rapport n° QE 89-2.

PÊCHES ET OCÉANS Canada (1988). *Programme d'échantillonnage des dioxines et furannes*, fiche d'information, 2 p.

PHAM, T.-T. et S. PROULX (1997). "PCBs and PAHs in the Montreal urban community (Quebec, Canada) wastewater treatment plant and in the effluent plume in the St. Lawrence river", *Wat. Res.* 31(8), p. 1887-96.

PHAM, T., K. LUM et C. LEMIEUX (1993). "Sources of PAHs in the St. Lawrence river (Canada) and their relative importance", *Chemosphere* 27(7):1137-49.

PHILLIPS, D. J. H. et P. S. RAINBOW (1993). *Biomonitoring of trace aquatic contaminants*, Elsevier Applied Science ed.

QUÉMERAIS, B. et D. COSSA (1995). *Protocoles d'échantillonnage et d'analyse du mercure dans les eaux naturelles*, Environnement Canada - région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Rapport scientifique et technique ST-31, 39 p.

QUÉMERAIS, B., D. COSSA, B. RONDEAU, T. T. PHAM et B. FORTIN (en prép.). "Organic Carbon Dependence of Mercury Distribution in the St. Lawrence River System", *STOTEN*.

ROCHON, R. et M. CHEVALIER (1987). *Échantillonnage et conservation des sédiments en vue de la réalisation des projets de dragage*, Environnement Canada, Région du Québec.

SAINT-LOUIS, V. L., J. W. M. RUDD, C. A. KELLY et L.A. BARRIE (1995). "Wet deposition of methyl mercury in Northwestern Ontario compared to other geographic locations", *Water, Air and Soil Pollution* 80 : 405-414.

SAINT-LOUIS, V. L., J. W. M. RUDD, C. A. KELLY, K. G. BEATY, N. S. BLOOM et R. J. FLETT (1994). "Importance of wetlands as sources of methylmercury to boreal forest ecosystems", *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 1065-76.

SAINT-LOUIS, V. L., J. W. M. RUDD, C. A. KELLY, K. G. BEATY, R. J. FLETT et N.T. ROULET (1996). "Production and loss of methylmercury and loss of total mercury from Boreal forest catchments containing different types of wetlands", *Environ.Sci. Technol.* 30 : 2719-2729.

SANTÉ Canada (1994). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Principes et techniques de traitement de l'eau. Manuel de production d'eau potable*, Direction de l'hygiène du milieu, Direction générale de la protection de la santé, ministère de la Santé nationale et du Bien-être social, 409 p.

SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL CANADA (SBESC) (1986). *Loi et règlements des Aliments et Drogues, Lignes directrices sur les contaminants chimiques du poisson et des produits de poisson au Canada*, Ottawa.

SANTIAGO, S., R. L. THOMAS, G. LARBAIGT, C. CORVI, D. ROSSEL, J. TARRADELLAS, D. J. GREGOR, L. MCCARTHY et J. P. VERNET (1994). "Nutrient, heavy metal and organic pollutant composition of suspended and bed sediments in the Rhone River", *Aquatic Sciences* 56(3):220-242.

SHEAR, N. M., C. W. SCHMIDT, S. L. HUNTLEY, D. W. CRAWFORD et B. L. FINLEY (1996). "Evaluation of the Factors Relating Combined Sewer Overflows with Sediment Contamination of the Lower Passaic River", *Marine Pollution Bulletin* 32(3):288-304.

STORDAL, M. C., G. A. GILL, L. S. WEN et P. H. SENTSCI (sous presse). "Mercury phase speciation in the surface waters of three Texas estuaries : Importance of colloidal forms", *Limnol. Oceanogr.*

TRUDEL, L. (1991). *Les dioxines et les furanes dans les sédiments de fond près des 47 usines canadiennes de pâtes et papiers utilisant le procédé de blanchiment au chlore*, Ottawa, Direction de la qualité des cours d'eau, direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada.

U. S. DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES (1997). *National Institute for Occupational Safety and Health Registry of toxic effects of chemical substances (RTECS)*, base de données fournie par le Centre canadien de la sécurité au travail, disque CCINFO, version 97-2. éd.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA) (1992). *Water Quality Standards; Establishment of Numeric Criteria for Priority Toxic Pollutants; States Compliance. Final Rule*, Federal Register 57246, p. 60848-60917.

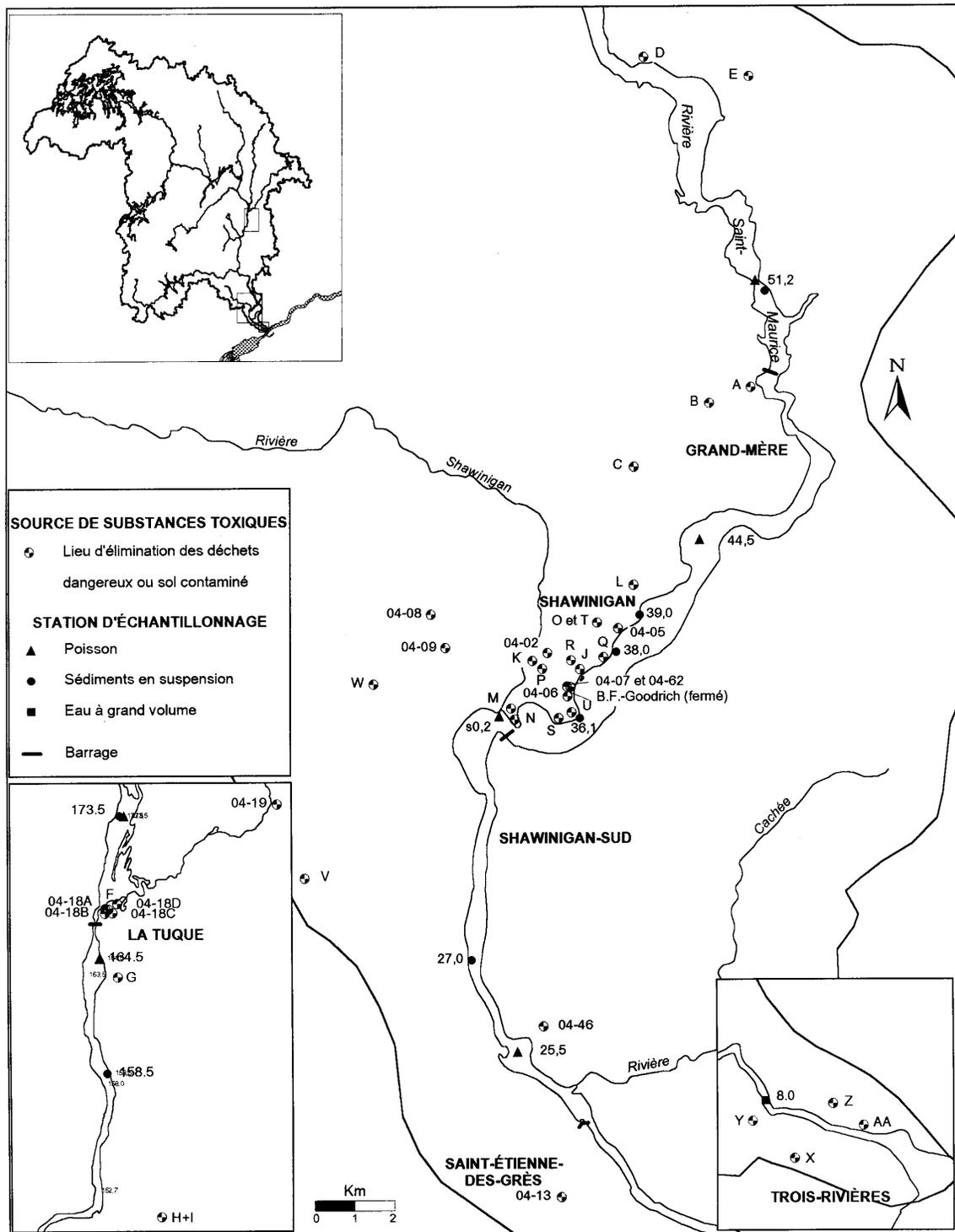
UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA) (1995). *Great Lakes Water Quality Initiative Criteria Documents for the Protection of Wildlife. DDT, Mercury, 2,3,7,8-TCDD, PCBs*, U.S. EPA, Office of Water, Rapport n° EPA-820-B-95-008.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA) (1995). *Great Lakes Water Quality Initiative Criteria Documents for the Protection of Human Health*. U.S. EPA, Office of Water, Rapport n° EPA-820-B-95-006.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA) (1995). *Method 1669: Sampling ambient water for trace metals at EPA water quality criteria levels*, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, PB95-219929. 36p.

VERTA, M., T. MATILAINEN, P. PORVARI, M. NIEMI, A. UUSI-RAUVA et N. S. BLOOM. (1994). "Methylmercury sources in boreal lake ecosystems." p. 119-36. in *Mercury Pollution: Integration and Synthesis.*, C. J. WATRAS et J. W. HUCKABEE, Boca Raton, FL: Lewis Publ.

WILKEN, R.-D. et H. HINTELMAN (1991). „Mercury and methulmercury in sediments and suspended particles from the river Elbe”, North Germany, *Water, Air Soil Pollut.*, 56:427-37.



Annexe 1 LOCALISATION DES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE, DES SOLS CONTAMINÉS ET DES LIEUX D'ÉLIMINATION DES DÉCHETS DANGEREUX DANS LE BASSIN DE LA RIVIÈRE SAINT-MAURICE

Annexe 1

Sols contaminés et lieux d'élimination des déchets dangereux dans le bassin de la rivière Saint-Maurice (seuls les sols et lieux pouvant affecter une station d'échantillonnage sont indiqués)

Identification sur la carte	GERLED (L) GERSOL (S)	Nom du dossier	Numéro du dossier	Municipalité	Type de déchets / contaminants
A	S	STONE-CONSOLIDATED INC. DIVISION LAURENTIDE	7610-04-01-0022100	Grand-Mère	BPC, H & G minérales
B	S	STATION-SERVICE SHELL	7610-04-01-0144900	Grand-Mère	HAM (BTEX), essence, H&G minérales
C	S	BELL CANADA	7610-04-01-0008411	Grand-Mère	H & G minérales
D	S	ASSELIN TRANSPORT	7610-04-01-0005800	Grandes-Piles	Goudron et asphalte /
E	S	PEPINIÈRE DE GRANDES-PILES	7610-04-01-0060001	Grandes-Piles	Essence, HAM (BTEX)
04-19	L	TERRES CONTAMINÉES D'HYDROCARBURES DE HAUTE-MAURICIE	7610-	La Bostonnais	Produits pétroliers (sols ou sédiments) / hydrocarbures
F	S	CARTONS ST-LAURENT INC.	7610-04-01-0064600	La Tuque	Mazout
G	S	STATION-SERVICE PETRO-CANADA	7610-04-01-0129900	La Tuque	H & G minérales, HAM
04-18A	L	DEPOT DE LA C.I.P.	7610-04-01-0064300	La Tuque	Matériaux secs, industriel, boues / métaux lourds
04-18B	L	LAGUNE D'INFILTRATION DE LIQUEURS C.I.P.	7610-04-01-0064600	La Tuque	Dépôt pâtes et papiers / sulfures de sodium, carbonate de sodium
04-18C	L	LAC-VERT	7610-04-01-0064633	La Tuque	Dépôt pâtes et papiers
04-18D	L	ANCIEN DEPOT DE LA CIE PRODUITS FOREST. CANADIEN PACIFIQUE	7610-04-01-0064600	La Tuque	Dépôt pâtes et papiers et industriel mixte / boues de chaux, métaux lourds
H	S	TERRAIN DU LAC-A-BEAUCE	7610-04-01-0107700	Lac-À-Beauce (La Tuque)	Produits pétroliers
I	S	AIR ST-MAURICE	7610-04-01-0095500	Lac-À-Beauce (La Tuque)	Produits pétroliers
J	S	LES CARBURES SHAWINIGAN INC. (SHAWBEC INC.)	7610-04-01-0071806	Shawinigan	H & G minérales, HAP, métaux lourds, BPC, cyanures
K	S	TERRAIN DE L'USINE DE SOLVANTS CHLORES D'I.C.I.	7610-04-01-0018411	Shawinigan	Solvants organiques chlorés, BPC
L	S	BANDAG CANADA LTEE	7610-04-01-0006900	Shawinigan	Huile hydraulique

Annexe 1 (suite)

Sols contaminés et lieux d'élimination des déchets dangereux dans le bassin de la rivière Saint-Maurice (seuls les sols et lieux pouvant affecter une station d'échantillonnage sont indiqués)

Identification sur la carte	GERLED (L) GERSOL (S)	Nom du dossier	Numéro du dossier	Municipalité	Type de déchets / contaminants
M	S	STONE-CONSOLIDATED INC. DIVISION BELGO	7610-04-01-0022000	Shawinigan	Huile
N	S	ALCAN ALUMINIUM LTEE DIVISION CABLE ALCAN (ANC. TREFILERIE)	7610-04-01-0035108	Shawinigan	H & G minérales, fluorures, métaux, cyanures, HAM
O	S	SECAL	7610-04-01-0073422	Shawinigan	Essence, diesel / H & G minérales, HAM (BTEX)
P	S	ANCIEN TERRAIN DE DUPONT (VILLE DE SHAWINIGAN)	7610-04-01-0100500	Shawinigan	Métaux (Hg)
Q	S	NORTON CERAMIQUES AVANCEES DU CANADA INC.	7610-04-01-0057814	Shawinigan	H & G minérales, BPC
R	S	CASERNE DES POMPIERS NUMERO 2	7610-04-01-0055806	Shawinigan	HAM (BTEX), H&G minérales
S	S	RESIDENCES DE LA ST-MAURICE	7610-04-01-0146400	Shawinigan	H & G minérales, HAM (BTEX)
T	S	SECAL	7610-04-01-0073431	Shawinigan	HAP, métaux (AL, F)
04-02	L	ANCIENNE USINE DE CHLORE ET SOUDE CAUSTIQUE	7610-04-01-0055803	Shawinigan	Mixte industriel et ordures ménagères / métaux (Hg,Pb)
04-05	L	ANCIEN TERRAIN DE LA SHAWINIGAN CHEMICAL	7610-04-01-0040700	Shawinigan	Mixte industriel / métaux (Mg, V, Pb), CN, soufre
04-06	L	BANC DE CHAUX DE LA SHAWINIGAN CHEMICAL	7610-04-01-0042200	Shawinigan	Mixte industriel et chaux hydratée / métaux (Zn, Cu, Cr, Pb, Hg), cyanures, pH basique (chaux)
04-07	L	ANCIEN COMPLEXE D'ALDEHYDE DE SHAWINIGAN CHEMICAL	7610-04-01-0009823	Shawinigan	Mixte industriel / métaux (Hg, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn), solvants chlorés
04-62	L	PLAN D'ALDEHYDE DE LA SHAWINIGAN CHEMICAL	7610-	Shawinigan	Sols ou sédiments / métaux (Hg, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn), cyanures
U	L	TERRAINS ADJACENTS BANC DE CHAUX DE SHAWINIGAN CHEMICAL	7610-04-01-0055804	Shawinigan	Mixte industriel et chaux hydratée /métaux (Hg, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn), cyanures
04-46	L	ANCIEN DEPOTOIR DE SHAWINIGAN-SUD	7610-04-01-	Shawinigan-Sud	Mixte industriel, ordures ménagères, dépôt pâtes et papiers, peinture/
V	S	GARAGE MUNICIPAL DE ST-BONIFACE-DE-SHAWINIGAN	7610-04-01-0150101	Saint-Boniface-de-Shawinigan	Diesel, H&G minérales
04-09	L	LIEU D'ENFOUISSEMENT DE MERCURE DE LA C.I.L.	7610-04-01-0018404	Sains-Boniface-de-Shawinigan	Mixte industriel / métaux (Hg)

Annexe 1 (suite) Sols contaminés et lieux d'élimination des déchets dangereux dans le bassin de la rivière Saint-Maurice (seuls les sols et lieux pouvant affecter une station d'échantillonnage sont indiqués)

Identification sur la carte	GERLED (L) GERSOL (S)	Nom du dossier	Numéro du dossier	Municipalité	Type de déchets / contaminants
W	L	REMBLAYAGE DU LOT P-55, RANG 3 A ST-BONIFACE	7610-04-01-0129603	Saint-Boniface-de-Shawinigan	HAP, métaux
04-08	L	DEPOTOIR MONTREUIL	7610-04-01-	Saint-Gérard-des-Laurentides	Ordures ménagères et mixte industriel/
X	S	ANCIEN GARAGE DEMONTIGNY	7610-04-01-0153202	Trois-Rivières	H & G minérales, métaux (Cd, Pb)
Y	L	SABLIERE TROIS-RIVIÈRES INC.	7610-	Trois-Rivières	Dépôt pâtes et papiers, boues / phénol, métaux lourds
04-58	L	ANCIEN DEPOTOIR DE TROIS-RIVIÈRES	7610-04-01-0184010	Trois-Rivières-Ouest	Ordures ménagères et mixte industriel /
Z	S	LES JARDINS JACQUES LEMERCIER	7610-04-01-0095600	Cap-de-la-Madeleine	Métaux lourds
AA	S	STATION-SERVICE SUNNY'S	7610-04-01-0131800	Cap-de-la-Madeleine	HAM
04-13	L	ENFOUISSEMENT DE ST-ETIENNE-DES-GRES	7610-	Saint-Étienne-des-Grès	Ordures ménagères, matériaux secs et mixte industriel/métaux (Fe), phénol

Source : Banque de données sur les terrains contaminés, Direction des politiques du secteur industriel, mai 1996.

GERLED Lieux d'élimination des déchets
GERSOL Sols contaminés

STATION=173,5

Substance	N	Moy. µg/g	Médiane µg/kg	Écart-type	CV	Erreur type	Minimum µg/g	Maximum µg/g	F. rel. détection %	% Moy/HAP Totaux %	Moy. sédiments (1988) ¹ µg/g
COT	4	0,84	0,8	0,2	24,3	0,1	0,64	1,1	100		
CIT	4	<0.05	<0.05	0		0	<0.05	<0.05	0		
Naphtalène	4	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Acénaphtylène	4	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Acénaphène	4	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Fluorène	4	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Phénanthrène	4	0,02	<0.02	0,04	0	0,02	<0.02	0,07	25	4,44	
Anthracène	4	0,01	<0.02	0,01	0	0,01	<0.02	0,02	25	2,22	
Fluoranthène	4	0,04	<0.02	0,08	0	0,04	<0.02	0,16	25	8,89	
Pyrène	4	0,04	<0.02	0,09	200	0,04	<0.02	0,17	25	8,89	
Benzo[c]phénanthrène	4	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Benzo[a]anthracène	4	0,03	<0.02	0,06	0	0,03	<0.02	0,11	25	6,67	
Chrysène	4	0,1	<0.02	0,2	0	0,1	<0.02	0,39	25	22,22	
Benzo[b+i] fluoranthène	4	0,06	<0.02	0,13	0	0,06	<0.02	0,25	25	13,33	
Benzo[k] fluoranthène	4	0,02	<0.02	0,05	0	0,02	<0.02	0,09	25	4,44	
7,12-diméthylbenz[a]anthracène	4	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Benzo[e]pyrène	4	0,04	<0.02	0,08	0	0,04	<0.02	0,15	25	8,89	
Benzo[a]pyrène	4	0,03	<0.02	0,05	0	0,03	<0.02	0,1	25	6,67	
Pérylène	4	0,01	<0.02	0,03	0	0,01	<0.02	0,05	25	2,22	
3-méthylcholanthrène	4	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	4	0,03	<0.02	0,06	0	0,03	<0.02	0,11	25	6,67	
Dibenzo[a,h]anthracène	4	0,01	<0.02	0,02	0	0,01	<0.02	0,03	25	2,22	
Benzo[g,h,i]pérylène	4	0,02	<0.02	0,04	0	0,02	<0.02	0,08	25	4,44	
HAP Totaux	4	0,45	<0.02	0,89	200	0,45	<0.02	1,78	25		
Poids récolté (g)	4	90,3	92,5	54,4	60,3	27,2	35,3	141			

Annexe 2 (suite) Statistiques descriptives des HAP dans les sédiments en suspension de la rivière Saint-Maurice en 1996

STATION=158,5

Substance	N	Moy. µg/g	Médiane µg/g	Écart-type	CV	Erreur type	Minimum µg/g	Maximum µg/g	F. rel. détection %	% Moy/HAP Totaux %	Moy. sédiments (1988) ¹ µg/g
COT	5	1,44	1,5	0,4	27,88	0,18	0,89	1,9	100		
CIT	5	<0.05	<0.05	0		0	<0.05	<0.05	0		
Naphtalène	5	0,56	0,57	0,38	68,66	0,17	0,19	1,1	100	11,59	
Acénaphthylène	5	0,44	0,46	0,26	59,15	0,12	0,17	0,75	100	9,11	
Acénaphthène	5	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Fluorène	5	0,07	0,09	0,05	63,81	0,02	0,02	0,13	100	1,45	
Phénanthrène	5	0,93	1	0,55	59,16	0,25	0,33	1,6	100	19,25	
Anthracène	5	0,23	0,29	0,13	55,77	0,06	0,08	0,37	100	4,76	
Fluoranthène	5	0,66	0,69	0,37	55,79	0,16	0,25	1,1	100	13,66	
Pyrène	5	0,84	0,85	0,47	56,69	0,21	0,32	1,4	100	17,39	
Benzo[c]phénanthrène	5	0,02	0,03	0,02	93,15	0,01	<0.02	0,04	60	0,41	
Benzo[a]anthracène	5	0,12	0,14	0,06	47,51	0,03	0,05	0,18	100	2,48	
Chrysène	5	0,13	0,15	0,07	49,11	0,03	0,06	0,2	100	2,69	
Benzo[b+i] fluoranthène	5	0,16	0,18	0,08	49,01	0,04	0,07	0,27	100	3,31	
Benzo[k] fluoranthène	5	0,07	0,08	0,03	47,38	0,01	0,03	0,1	100	1,45	
7,12-diméthylbenz[a]anthracène	5	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Benzo[e]pyrène	5	0,09	0,1	0,04	45,48	0,02	0,04	0,13	100	1,86	
Benzo[a]pyrène	5	0,14	0,16	0,07	48,18	0,03	0,06	0,22	100	2,90	
Pérylène	5	0,06	0,06	0,03	42,49	0,01	0,03	0,09	100	1,24	
3-méthylcholanthrène	5	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	5	0,16	0,19	0,06	40,87	0,03	0,08	0,23	100	3,31	
Dibenzo[a,h]anthracène	5	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Benzo[g,h,i]pérylène	5	0,15	0,16	0,08	53,95	0,04	0,07	0,27	100	3,11	
HAP Totaux	5	4,83	5,24	2,72	56,27	1,22	1,85	8,17	100		
Poids récolté (g)	5	83,6	86,9	37,5	44,8	16,8	40,2	137			

Annexe 2 (suite) Statistiques descriptives des HAP dans les sédiments en suspension de la rivière Saint-Maurice en 1996

STATION=51,2

Substance	N	Moy. µg/g	Médiane µg/g	Écart-type	CV	Erreur type	Minimum µg/g	Maximum µg/g	F. rel. détection %	% Moy/HAP Totaux %	Moy. sédiments (1988) ¹ µg/g
COT	2	3,55	3,55	1,34	37,85	0,95	2,6	4,5	100		
CIT	2	<0.05	<0.05	0		0	<0.05	<0.05	0		
Naphtalène	4	<0.06	<0.06	0		0	<0.06	<0.06	0	0,00	
Acénaphtylène	4	<0.06	<0.06	0		0	<0.06	<0.06	0	0,00	
Acénaphène	4	<0.06	<0.06	0		0	<0.06	<0.06	0	0,00	
Fluorène	4	<0.06	<0.06	0		0	<0.06	<0.06	0	0,00	
Phénanthrène	4	0,02	0,02	0,02	15,47	0,01	<0.06	0,04	50	4,17	
Anthracène	4	<0.06	<0.06	0		0	<0.06	<0.06	0	0,00	
Fluoranthène	4	0,06	0,06	0,01	16,65	0	0,05	0,07	100	12,50	
Pyrène	4	0,04	0,05	0,03	70,13	0,01	<0.06	0,06	75	8,33	
Benzo[c]phénanthrène	4	<0.06	<0.06	0		0	<0.06	<0.06	0	0,00	
Benzo[a]anthracène	4	0,01	0,01	0,02	20	0,01	<0.06	0,03	50	2,08	
Chrysène	4	0,04	0,04	0,04	86,72	0,02	<0.06	0,09	75	8,33	
Benzo[b+i] fluoranthène	4	0,04	0,05	0,03	70,71	0,01	<0.06	0,06	75	8,33	
Benzo[k] fluoranthène	4	0,01	0,01	0,02	20	0,01	<0.06	0,03	50	2,08	
7,12-diméthylbenz[a]anthracène	4	<0.06	<0.06	0		0	<0.06	<0.06	0	0,00	
Benzo[e]pyrène	4	0,02	0,01	0,02	27,66	0,01	<0.06	0,04	50	4,17	
Benzo[a]pyrène	4	0,01	0,01	0,02	20	0,01	<0.06	0,03	50	2,08	
Pérylène	4	0,09	0,065	0,05	59,49	0,03	0,06	0,17	100	18,75	
3-méthylcholanthrène	4	<0.06	<0.06	0		0	<0.06	<0.06	0	0,00	
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	4	0,13	0,07	0,17	30,84	0,09	<0.06	0,38	75	27,08	
Dibenzo[a,h]anthracène	4	<0.06	<0.06	0		0	<0.06	<0.06	0	0,00	
Benzo[g,h,i]pérylène	4	0,01	0,01	0,01	15,47	0,01	<0.06	0,02	50	2,08	
HAP Totaux	4	0,48	0,35	0,37	76,4	0,18	0,21	1,02	100		
Poids récolté (g)	4	21,7	9,5	28,6	131,5	14,3	3,9	64,1			

Annexe 2 (suite) Statistiques descriptives des HAP dans les sédiments en suspension de la rivière Saint-Maurice en 1996

STATION=39

Substance	N	Moy. µg/g	Médiane µg/g	Écart-type	CV	Erreur type	Minimum µg/g	Maximum µg/g	F. rel. détection %	% Moy/HAP Totaux %	Moy. sédiments (1988) ¹ µg/g
COT	4	2,3	2,25	0,14	6,15	0,07	2,2	2,5	100		
CIT	4	<0.05	<0.05	0		0	<0.05	<0.05	0		
Naphtalène	4	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	0
Acénaphtylène	4	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	0
Acénaphène	4	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Fluorène	4	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	0
Phénanthrène	4	0,05	0,05	0,01	16,33	0	0,04	0,06	100	8,06	0,09
Anthracène	4	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	0,01
Fluoranthène	4	0,07	0,065	0,01	20,2	0,01	0,06	0,09	100	11,29	0,24
Pyrène	4	0,06	0,06	0,01	16,65	0	0,05	0,07	100	9,68	0,23
Benzo[c]phénanthrène	4	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Benzo[a]anthracène	4	0,04	0,035	0,01	16,5	0	0,03	0,04	100	6,45	0,14
Chrysène	4	0,06	0,05	0,02	26,09	0,01	0,05	0,08	100	9,68	0,43
Benzo[b+i] fluoranthène	4	0,08	0,08	0,02	28,87	0,01	0,06	0,1	100	12,90	0,23
Benzo[k] fluoranthène	4	0,04	0,035	0,01	16,5	0	0,03	0,04	100	6,45	0,65
7,12-diméthylbenz[a]anthracène	4	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Benzo[e]pyrène	4	0,05	0,045	0,01	20,16	0	0,04	0,06	100	8,06	
Benzo[a]pyrène	4	0,04	0,045	0,01	22,53	0	0,03	0,05	100	6,45	0,09
Pérylène	4	0,04	0,04	0,01	20,41	0	0,03	0,05	100	6,45	
3-méthylcholanthrène	4	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	4	0,05	0,05	0,02	39,27	0,01	0,03	0,08	100	8,06	0,06
Dibenzo[a,h]anthracène	4	0,01	0,01	0,02	20	0,01	<0.02	0,03	50	1,61	0
Benzo[g,h,i]pérylène	4	0,04	0,035	0,01	16,5	0	0,03	0,04	100	6,45	0,07
HAP Totaux	4	0,62	0,62	0,11	17,82	0,06	0,52	0,73	100		2,3
Poids récolté (g)	4	37,8	40,1	13,3	35,3	6,67	19,9	51,1			

Annexe 2 (suite) Statistiques descriptives des HAP dans les sédiments en suspension de la rivière Saint-Maurice en 1996

STATION=38

Substance	N	Moy. µg/g	Médiane µg/g	Écart-type	CV	Erreur type	Minimum µg/g	Maximum µg/g	F. rel. détection %	% Moy/HAP Totaux %	Moy. sédiments (1988) ¹ µg/g
COT	4	2,85	2,95	0,54	19,11	0,27	2,1	3,4	100		
CIT	4	<0.05	<0.05	0		0	<0.05	<0.05	0		
Naphtalène	4	0,1	0,095	0,04	35,06	0,02	0,07	0,15	100	0,50	0
Acénaphthylène	4	0	0	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	0
Acénaphthène	4	0,04	0,035	0,01	25,53	0	0,03	0,05	100	0,20	
Fluorène	4	0,05	0,045	0,01	12,83	0	0,04	0,05	100	0,25	0,37
Phénanthrène	4	0,64	0,645	0,08	12,35	0,04	0,56	0,72	100	3,17	17,31
Anthracène	4	0,23	0,235	0,05	19,77	0,02	0,17	0,28	100	1,14	3,69
Fluoranthène	4	1,75	1,8	0,17	9,9	0,09	1,5	1,9	100	8,67	64,52
Pyrène	4	1,58	1,65	0,19	12,02	0,09	1,3	1,7	100	7,83	40,18
Benzo[c]phénanthrène	4	0,1	0,105	0,02	21,6	0,01	0,07	0,12	100	0,50	
Benzo[a]anthracène	4	1,06	1,1	0,16	15,51	0,08	0,82	1,2	100	5,25	13,8
Chrysène	4	3,78	4,1	0,79	21,01	0,4	2,6	4,3	100	18,72	19
Benzo[b+i] fluoranthène	4	3,05	3,25	0,59	19,4	0,3	2,2	3,5	100	15,11	31,16
Benzo[k] fluoranthène	4	1,26	1,35	0,21	16,92	0,11	0,95	1,4	100	6,24	31,92
7,12-diméthylbenz[a]anthracène	4	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Benzo[e]pyrène	4	2,15	2,35	0,51	23,56	0,25	1,4	2,5	100	10,65	
Benzo[a]pyrène	4	1,19	1,2	0,28	23,41	0,14	0,85	1,5	100	5,89	8,56
Pérylène	4	0,37	0,375	0,08	21,58	0,04	0,27	0,45	100	1,83	
3-méthylcholanthrène	4	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	4	1,07	1,1	0,22	20,57	0,11	0,77	1,3	100	5,30	6,34
Dibenzo[a,h]anthracène	4	0,58	0,59	0,16	28,13	0,08	0,38	0,74	100	2,87	1,85
Benzo[g,h,i]pérylène	4	1,21	1,25	0,28	22,84	0,14	0,84	1,5	100	5,99	7,86
HAP Totaux	4	20,19	21,62	3,65	18,1	1,83	14,85	22,67	100		252,7
Poids récolté (g)	4	66,6	64	12,5	18,8	6,3	56,2	82,4			

Annexe 2 (suite) Statistiques descriptives des HAP dans les sédiments en suspension de la rivière Saint-Maurice en 1996

STATION=36,1

Substance	N	Moy. µg/g	Médiane µg/g	Écart-type	CV	Erreur type	Minimum µg/g	Maximum µg/g	F. rel. détection %	% Moy/HAP Totaux %	Moy. sédiments (1988) ¹ µg/g
COT	4	2,95	2,95	0,79	26,62	0,39	2	3,9	100		
CIT	4	<0.05	<0.05	0		0	<0.05	<0.05	0		
Naphtalène	4	0,13	0,12	0,02	13,86	0,01	0,11	0,15	100	1,26	0
Acénaphtylène	4	0,02	0,02	0	0	0	0,02	0,02	100	0,19	0
Acénaphthène	4	0,03	0,03	0,01	27,22	0	0,02	0,04	100	0,29	
Fluorène	4	0,05	0,045	0,02	36,06	0,01	0,04	0,08	100	0,48	0,27
Phénanthrène	4	0,5	0,475	0,12	24,71	0,06	0,38	0,67	100	4,84	0,93
Anthracène	4	0,18	0,155	0,07	35,9	0,03	0,14	0,28	100	1,74	0,26
Fluoranthène	4	0,87	0,825	0,33	37,69	0,16	0,53	1,3	100	8,43	1,08
Pyrène	4	0,77	0,72	0,23	30,35	0,12	0,55	1,1	100	7,46	0,76
Benzo[c]phénanthrène	4	0,05	0,045	0,02	35,95	0,01	0,03	0,07	100	0,48	
Benzo[a]anthracène	4	0,53	0,46	0,17	32,76	0,09	0,42	0,79	100	5,14	0,34
Chrysène	4	1,63	1,35	0,66	40,31	0,33	1,2	2,6	100	15,79	0,63
Benzo[b+i] fluoranthène	4	1,43	1,4	0,3	20,95	0,15	1,1	1,8	100	13,86	0,41
Benzo[k] fluoranthène	4	0,67	0,625	0,25	37,06	0,12	0,45	0,98	100	6,49	5,46
7,12-diméthylbenz[a]anthracène	4	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Benzo[e]pyrène	4	1,01	0,945	0,28	27,83	0,14	0,74	1,4	100	9,79	
Benzo[a]pyrène	4	0,63	0,57	0,21	33,02	0,1	0,45	0,93	100	6,10	0,22
Pérylène	4	0,2	0,18	0,05	26,27	0,03	0,16	0,27	100	1,94	
3-méthylcholanthrène	4	<0.02	<0.02	<0.02		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	4	0,6	0,575	0,1	17,39	0,05	0,5	0,73	100	5,81	0,11
Dibenzo[a,h]anthracène	4	0,33	0,31	0,1	29,4	0,05	0,24	0,47	100	3,20	0,1
Benzo[g,h,i]pérylène	4	0,7	0,65	0,21	30,39	0,11	0,5	1	100	6,78	0,29
HAP Totaux	4	10,32	9,53	2,99	28,96	1,49	7,62	14,59	100		11
Poids récolté (g)	4	69,1	70,6	15,4	22,3	7,7	49,3	86			

Annexe 2 (suite) Statistiques descriptives des HAP dans les sédiments en suspension de la rivière Saint-Maurice en 1996

STATION=27

Substance	N	Moy. µg/g	Médiane µg/g	Écart-type	CV	Erreur type	Minimum µg/g	Maximum µg/g	F. rel. détection %	% Moy/HAP Totaux %	Moy. sédiments (1988) ¹ µg/g
COT	5	1,01	1	0,08	8,18	0,04	0,93	1,1	100		
CIT	5	<0.05	<0.05	0		0	<0.05	<0.05	0		
Naphtalène	5	0,02	0,02	0	0	0	0,02	0,02	100	2,44	0
Acénaphtylène	5	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	0
Acénaphène	5	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Fluorène	5	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	0
Phénanthrène	5	0,05	0,05	0,01	10,14	0	0,05	0,06	100	6,10	0,1
Anthracène	5	0,01	0,02	0,01	91,29	0	<0.02	0,02	60	1,22	0,02
Fluoranthène	5	0,08	0,08	0,01	10,73	0	0,07	0,09	100	9,76	0,23
Pyrène	5	0,06	0,06	0	7,21	0	0,06	0,07	100	7,32	0,28
Benzo[c]phénanthrène	5	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Benzo[a]anthracène	5	0,04	0,04	0,01	17,68	0	0,03	0,05	100	4,88	0,12
Chrysène	5	0,09	0,1	0,02	16,13	0,01	0,07	0,11	100	10,98	0,28
Benzo[b+i] fluoranthène	5	0,09	0,09	0,01	13,61	0,01	0,08	0,11	100	10,98	0,17
Benzo[k] fluoranthène	5	0,06	0,05	0,02	28,33	0,01	0,04	0,08	100	7,32	6,88
7,12-diméthylbenz[a]anthracène	5	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Benzo[e]pyrène	5	0,06	0,06	0,01	13,98	0	0,06	0,08	100	7,32	
Benzo[a]pyrène	5	0,05	0,05	0,01	17,43	0	0,04	0,06	100	6,10	0,09
Pérylène	5	0,08	0,04	0,05	64,86	0,02	0,04	0,13	100	9,76	
3-méthylcholanthrène	5	<0.02	<0.02	0		0	<0.02	<0.02	0	0,00	
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	5	0,06	0,06	0,02	26,35	0,01	0,04	0,08	100	7,32	0,04
Dibenzo[a,h]anthracène	5	0,02	0,02	0	20,33	0	0,02	0,03	100	2,44	0
Benzo[g,h,i]pérylène	5	0,05	0,05	0,01	11,91	0	0,04	0,05	100	6,10	0,08
HAP Totaux	5	0,82	0,85	0,07	8,3	0,03	0,76	0,94	100		8,4
Poids récolté (g)	5	169,8	134	103	60,7	46,1	100	350			

Les valeurs sous les limites de détection ont été mises à zéro pour les calculs.

1. Concentrations moyennes dans les **sédiments de fond** en 1988 (Laliberté, 1991). Ces données ne sont incluses qu'à titre indicatif. En effet, la comparaison de teneurs dans les sédiments de fond avec celle dans les sédiments en suspension doit être effectuée avec prudence. Une réduction des teneurs dans les sédiments en suspension par rapport aux teneurs dans les sédiments de fond ne peut être interprétée comme une réduction de la contamination.

Annexe 3 Teneurs en substances toxiques mesurées dans les meuniers noirs entiers en 1996

Légende : M = mâle F = femelle CACO = meunier noir
 E = entier ER = entier reconstitué
 ND = non détecté

En 1989, les mesures de longueur totale (LT) ont été calculées à partir de la longueur à la fourche (LF) à l'aide de l'équation de régression suivante :

CACO $LT \text{ (mm)} = 0,545964 + 1,08139 \times LF \text{ (mm)}$
 $R^2 = 0,997$ $N = 160$

Annexe 3

Teneurs en substances toxiques mesurées dans les meuniers noirs entiers en 1996

Année	Numéro de station	STATION (BQMA)	LAB IND	LAB HOMO	Structure analysée	Nombre de poissons	Espèce	Classe de Taille	Poids	Longueur	Sexe	Mercure	Lipides	Dioxines		
									g	mm				mg/kg	%	2378-TCDD
						nb										
							g	mm	mg/kg	%	ng/kg	ng/kg	ng/kg			
1996	25,5	5010002	74736		EN		CACO	PE	383	325	M	0,25	3,0	0,68	0,21	0,12
1996	25,5	5010002	74737		EN		CACO	MO	512	360		0,22	3,5	0,50	0,17	0,09
1996	25,5	5010002	74738		EN		CACO	MO	536	359		0,12	8,1	0,71	0,23	0,13
1996	44,5	5010009	74739	74739	EN	5	CACO	GR	778	404	M	0,26	4,6	1,30	0,23	< 0,05
1996	44,5	5010009	74740	74740	EN	5	CACO	GR	816	419	4M-1F	0,39	3,9	0,90	0,23	< 0,04
1996	44,5	5010009	74741	74741	EN	5	CACO	GR	870	428	3M-2F	0,29	5,8	2,00	0,36	0,14
1996	44,5	5010009	74742	74742	EN	5	CACO	GR	911	435	4M-1F	0,40	4,7	2,00	0,28	< 0,04
1996	44,5	5010009	74743	74743	EN	5	CACO	GR	910	441	4M-1F	0,29	4,3	1,40	0,25	< 0,05
1996	44,5	5010009	74744	74744	EN	5	CACO	GR	1009	450	2M-3F	0,35	4,6	1,20	0,21	< 0,05
1996	44,5	5010009	74745	74745	EN	5	CACO	GR	1092	461	5F	0,30	4,4	1,10	< 0,10	< 0,09
1996	44,5	5010009	74746	74746	EN	5	CACO	GR	1066	474	4F-1M	0,33	3,5	1,40	0,19	< 0,06
1996	173,5	5010011	75010	75010	EN	5	CACO	MO	669	390	1M-1F	0,12	3,3	< 0,05	< 0,04	< 0,06
1996	173,5	5010011	75011	75011	EN	3	CACO	GR	819	411	2M-1F	0,17	3,9	< 0,05	< 0,04	< 0,07
1996	173,5	5010011	75012	75012	EN	4	CACO	GR	909	433	4F	0,43	3,3	< 0,05	< 0,03	< 0,04
1996	173,5	5010011	75013	75013	EN	5	CACO	GR	954	441	3F-1M	0,40	3,7	< 0,04	< 0,04	< 0,03
1996	173,5	5010011	75014	75014	EN	5	CACO	GR	1030	449	2M-3F	0,46	3,4	< 0,05	< 0,03	< 0,04
1996	173,5	5010011	75015	75015	EN	5	CACO	GR	1122	468	4F-1M	0,40	5,6	0,32	< 0,04	< 0,05
1996	51,2	5010127	75016	75016	EN	5	CACO	GR	934	423	2M-2F	0,33	4,2	0,75	0,13	< 0,04
1996	51,2	5010127	75017	75017	EN	5	CACO	GR	998	437	4F-1M	0,28	4,5	0,75	0,15	< 0,05
1996	51,2	5010127	75018	75018	EN	5	CACO	GR	1115	447	2M-3F	0,25	8,4	1,40	0,20	< 0,04
1996	51,2	5010127	75019	75019	EN	5	CACO	GR	1339	471	3M-2F	0,43	7,1	1,90	0,32	0,12
1996	51,2	5010127	75020	75020	EN	5	CACO	GR	1358	490	1M-4F	0,46	6,4	0,93	0,16	< 0,03
1996	S0,2	5010424	75021	75021	EN	5	CACO	MO	599	366	2M-3F	0,39	6,6	0,44	0,23	< 0,06
1996	S0,2	5010424	75022	75022	EN	5	CACO	MO	620	381	5F	0,50	4,4	0,46	0,80	0,45
1996	S0,2	5010424	75023	75023	EN	5	CACO	MO	727	393	5F	0,37	7,1	0,24	0,23	0,12
1996	S0,2	5010424	75024	75024	EN	4	CACO	GR	778	408	4F	0,42	5,3	0,21	0,18	< 0,05
1996	164,5	5010421	75025	75025	EN	5	CACO	GR	863	420	3M-2F	0,31	4,8	1,10	0,20	< 0,04
1996	164,5	5010421	75026	75026	EN	5	CACO	GR	971	433	3M-2F	0,25	5,8	1,00	0,23	< 0,05
1996	164,5	5010421	75027	75027	EN	5	CACO	GR	1069	440	3F-2M	0,24	5,4	1,40	0,53	0,26
1996	164,5	5010421	75028	75028	EN	5	CACO	GR	995	445	3M-2F	0,22	5,0	1,90	0,28	< 0,04
1996	164,5	5010421	75029	75029	EN	5	CACO	GR	1044	452	3M-2F	0,27	3,3	0,74	0,12	< 0,05
1996	164,5	5010421	75030	75030	EN	5	CACO	GR	1086	455	3M-2F	0,28	4,0	0,98	0,19	< 0,04
1996	164,5	5010421	75031	75031	EN	5	CACO	GR	1108	459	4F-1M	0,30	5,5	1,80	1,00	0,40
1996	164,5	5010421	75032	75032	EN	5	CACO	GR	1168	471	2M-3F	0,30	4,0	1,60	0,28	< 0,05
1996	164,5	5010421	75033	75033	EN	5	CACO	GR	1166	482	5M	0,33	2,7	1,70	0,19	< 0,04
1996	164,5	5010421	75034	75034	EN	5	CACO	GR	1238	497	1M-4F	0,32	2,8	0,45	0,09	< 0,05

Annexe 3 (suite) Teneurs en substances toxiques mesurées dans les meuniers noirs entiers en 1996

Numéro de station	LAB IND	HOMOLOGUES									DIOXINES TOTAL
		123678-H6CDD*	123789-H6CDD*	1234678-H7CDD	OCDD	T4CDD	P5CDD	H6CDD	H7CDD		
		ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg
25,5	74736	0,22	< 0,03	0,38	1,10	0,81	0,21	0,33	0,38	2,83	
25,5	74737	0,23	0,07	0,36	0,62	0,60	0,17	0,47	0,36	2,22	
25,5	74738	0,46	0,08	0,70	3,80	0,71	0,23	0,81	0,92	6,47	
44,5	74739	0,31	< 0,04	0,27	0,58	1,30	0,23	0,31	0,27	2,69	
44,5	74740	0,19	< 0,03	0,28	0,72	0,90	0,23	0,19	0,43	2,47	
44,5	74741	0,53	0,11	1,90	16,00	2,00	0,36	1,10	9,50	28,96	
44,5	74742	0,37	< 0,03	0,21	0,40	2,00	0,28	0,37	0,21	3,26	
44,5	74743	0,27	< 0,04	0,28	0,51	1,40	0,25	0,27	0,37	2,80	
44,5	74744	0,29	< 0,04	0,32	0,73	1,20	0,21	0,29	0,49	2,92	
44,5	74745	0,34	< 0,07	0,30	0,52	1,10	< 0,10	0,34	0,30	2,26	
44,5	74746	0,34	< 0,05	0,27	0,62	1,40	0,19	0,34	0,38	2,93	
173,5	75010	< 0,04	< 0,04	0,17	0,35	< 0,05	< 0,04	< 0,04	0,17	0,52	
173,5	75011	< 0,04	< 0,05	0,09	0,26	< 0,05	< 0,04	< 0,04	0,09	0,35	
173,5	75012	< 0,03	< 0,03	0,08	0,22	< 0,05	< 0,03	< 0,03	0,08	0,30	
173,5	75013	0,26	< 0,02	0,24	0,33	< 0,04	< 0,04	0,34	0,24	0,91	
173,5	75014	< 0,03	< 0,03	0,11	0,19	< 0,05	< 0,03	< 0,03	0,11	0,30	
173,5	75015	0,24	< 0,03	0,24	0,30	0,32	< 0,04	0,34	0,24	1,20	
51,2	75016	0,22	< 0,03	0,20	0,45	0,75	0,13	0,22	0,20	1,75	
51,2	75017	0,18	< 0,03	0,13	0,19	0,75	0,15	0,18	0,13	1,40	
51,2	75018	0,32	< 0,04	0,32	0,73	1,40	0,20	0,32	0,32	2,97	
51,2	75019	0,68	0,10	0,31	0,64	1,90	0,45	1,00	0,36	4,35	
51,2	75020	0,26	< 0,02	0,18	0,61	0,93	0,16	0,35	0,18	2,23	
S0,2	75021	0,34	< 0,05	0,64	1,80	0,44	0,23	0,34	0,64	3,45	
S0,2	75022	0,78	0,88	3,00	5,00	1,20	2,40	4,60	4,80	18,00	
S0,2	75023	0,30	< 0,03	0,54	0,93	0,24	0,23	0,52	0,54	2,46	
S0,2	75024	0,27	< 0,04	0,49	1,30	0,21	0,18	0,27	0,65	2,61	
164,5	75025	0,29	< 0,03	0,37	0,95	1,10	0,20	0,29	0,45	2,99	
164,5	75026	0,28	< 0,04	0,46	0,88	1,30	0,23	0,28	0,46	3,15	
164,5	75027	0,66	0,14	1,40	3,40	1,40	0,53	1,10	1,80	8,23	
164,5	75028	0,42	0,11	0,53	0,58	1,90	0,28	0,57	0,66	3,99	
164,5	75029	0,21	< 0,04	0,26	0,51	0,74	0,12	0,21	0,26	1,84	
164,5	75030	0,26	< 0,03	0,34	0,58	1,20	0,19	0,35	0,47	2,79	
164,5	75031	0,81	0,82	1,00	0,59	22,00	12,00	4,70	1,60	40,89	
164,5	75032	0,41	< 0,04	0,51	1,10	1,60	0,28	0,41	0,51	3,90	
164,5	75033	0,31	< 0,03	0,29	0,67	1,70	0,19	0,31	0,29	3,16	
164,5	75034	0,12	< 0,04	0,14	0,25	0,45	0,09	0,12	0,14	1,05	

Annexe 3 (suite) Teneurs en substances toxiques mesurées dans les meuniers noirs entiers en 1996

Numéro de station	LAB IND	Furanes										HOMOLOGUES									
		2378-T4CDF*	12378-P5CDF*	23478-P5CDF*	123478-H6CDF*	123678-H6CDF*	234678-H6CDF*	123789-H6CDF*	1234678-H7CDF	1234789-H7CDF	OCDF	T4CDF	P5CDF								
		ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg								
25,5	74736	6,50	0,29	0,49	0,13	<	0,02	<	0,02	<	0,02	0,07	<	0,02	0,10	6,60	0,78				
25,5	74737	5,50	0,18	0,30	0,09	<	0,05	<	0,01	<	0,01	0,07	<	0,02	0,07	5,90	0,65				
25,5	74738	8,70	0,41	0,76	0,29	<	0,12	<	0,02	<	0,02	0,30	<	0,01	0,15	9,40	2,00				
44,5	74739	15,00	<	0,06	0,42	<	0,03	<	0,02	<	0,03	<	0,03	<	0,04	<	0,03	15,00	0,42		
44,5	74740	9,80	<	0,06	0,51	<	0,02	<	0,02	<	0,02	<	0,02	<	0,03	0,11	10,00	0,51			
44,5	74741	21,00	<	0,06	0,86	<	0,04	<	0,03	<	0,04	<	0,18	<	0,03	1,00	22,00	0,86			
44,5	74742	21,00		0,22	0,46	<	0,03	<	0,02	<	0,03	<	0,02	<	0,02	<	0,03	21,00	0,83		
44,5	74743	15,00		0,13	0,38	<	0,03	<	0,02	<	0,03	<	0,03	<	0,04	<	0,04	15,00	0,51		
44,5	74744	21,00		0,87	1,71		0,26	<	0,03	<	0,03	<	0,04	<	0,05	<	0,04	31,00	5,03		
44,5	74745	14,00	<	0,10	0,34	<	0,06	<	0,05	<	0,06	<	0,07	<	0,05	<	0,06	15,00	0,34		
44,5	74746	20,00	<	0,06	0,34	<	0,03	<	0,02	<	0,03	<	0,04	<	0,03	<	0,03	20,00	0,34		
173,5	75010	0,33	<	0,04	<	0,04	<	0,03	<	0,02	<	0,02	<	0,03	<	0,03	<	0,04	0,33	<	0,04
173,5	75011	0,23	<	0,06	<	0,06	<	0,03	<	0,02	<	0,03	<	0,03	<	0,03	<	0,04	0,23	<	0,06
173,5	75012	0,27	<	0,05	<	0,05	<	0,02	<	0,02	<	0,02	<	0,02	<	0,03	<	0,04	0,27	<	0,05
173,5	75013	0,28	<	0,03	0,10	<	0,02	<	0,02	<	0,02	<	0,02	<	0,02	<	0,02	0,28	0,10		
173,5	75014	0,37	<	0,05	<	0,04	<	0,02	<	0,01	<	0,02	<	0,02	<	0,02	<	0,02	0,37	<	0,04
173,5	75015	8,00		0,52	1,20		0,17	<	0,02	<	0,03	<	0,03	<	0,07	<	0,03	0,09	15,00	3,10	
51,2	75016	9,30	<	0,05	0,24	<	0,02	<	0,01	<	0,02	<	0,02	<	0,02	<	0,02	9,30	0,24		
51,2	75017	8,80	<	0,03	0,18	<	0,03	<	0,02	<	0,03	<	0,03	<	0,03	<	0,03	8,90	0,30		
51,2	75018	12,00		0,13	<	0,04	<	0,04	<	0,03	<	0,04	<	0,04	<	0,05	0,14	12,00	0,13		
51,2	75019	29,00		0,20	0,39	<	0,03	<	0,03	<	0,03	<	0,03	<	0,03	<	0,04	29,00	0,79		
51,2	75020	13,00		0,08	0,19	<	0,02	<	0,01	<	0,02	<	0,02	<	0,03	<	0,04	14,00	0,37		
S0,2	75021	4,30		0,22	0,29		0,17	<	0,04	<	0,04	<	0,04		0,25	<	0,07	0,15	4,50	0,70	
S0,2	75022	2,70		0,24	0,26		0,15		0,08	<	0,03	<	0,03		0,19	<	0,06	0,23	2,90	0,68	
S0,2	75023	8,00		0,61	0,68		0,22		0,08	<	0,02	<	0,02		0,14	<	0,04	0,12	13,00	2,20	
S0,2	75024	2,60		0,25	0,30		0,16		0,07	<	0,03	<	0,03		0,32	<	0,04	0,04	2,60	1,10	
164,5	75025	7,20	<	0,03	0,22	<	0,02	<	0,02	<	0,02	<	0,03	<	0,03	<	0,03	7,20	0,28		
164,5	75026	6,90	<	0,03	0,21	<	0,04	<	0,03	<	0,03	<	0,04	<	0,04	<	0,05	0,05	6,90	0,21	
164,5	75027	11,00		0,12	0,35	<	0,04	<	0,03	<	0,04	<	0,04		0,33	<	0,06	0,45	11,00	0,62	
164,5	75028	13,00		0,13	0,32	<	0,03	<	0,02	<	0,03	<	0,03		0,11	<	0,03	0,10	13,00	0,65	
164,5	75029	5,40	<	0,03	0,16	<	0,03	<	0,02	<	0,02	<	0,02	<	0,03	<	0,04	0,06	5,40	0,16	
164,5	75030	7,20	<	0,03	0,22	<	0,03	<	0,02	<	0,03	<	0,03	<	0,03	<	0,03	0,10	7,20	0,32	
164,5	75031	17,00		0,36	0,84		0,76		0,25		0,34	<	0,05		0,46	<	0,04	0,11	21,00	6,30	
164,5	75032	13,00		0,10	0,41	<	0,04	<	0,03	<	0,03	<	0,04		0,11	<	0,04	0,21	13,00	0,51	
164,5	75033	11,00	<	0,03	0,40	<	0,03	<	0,02	<	0,02	<	0,03	<	0,03	<	0,03	0,11	11,00	0,40	
164,5	75034	4,20	<	0,03	0,12	<	0,03	<	0,02	<	0,02	<	0,03	<	0,03	<	0,04	0,03	4,20	0,12	

Annexe 3 (suite) Teneurs en substances toxiques mesurées dans les meuniers noirs entiers en 1996

Numéro de station	LAB IND	H6CDF		FURANES	Éq. tox. Dioxines	Éq. tox. Furanes	Éq. tox. Total	#IUPAC 8	#IUPAC 15	#IUPAC 18	#IUPAC 17	#IUPAC 16+32	#IUPAC 28+31
		ng/kg	ng/kg	TOTAL ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
25,5	74736	0,13	0,07	7,68	0,824	0,923	1,747	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
25,5	74737	0,14	0,07	6,83	0,628	0,724	1,352	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
25,5	74738	1,50	0,48	13,53	0,903	1,315	2,218	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
44,5	74739	0,12	< 0,03	15,54	1,449	1,710	3,159	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
44,5	74740	0,10	< 0,02	10,72	1,038	1,235	2,273	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
44,5	74741	0,34	0,96	25,16	2,293	2,533	4,826	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
44,5	74742	0,09	< 0,02	21,92	2,180	2,341	4,521	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
44,5	74743	0,12	< 0,03	15,63	1,555	1,697	3,252	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
44,5	74744	0,46	< 0,05	36,49	1,338	3,025	4,363	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
44,5	74745	< 0,05	< 0,05	15,34	1,138	1,570	2,708	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
44,5	74746	0,12	< 0,03	20,46	1,532	2,170	3,702	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
173,5	75010	< 0,02	< 0,02	0,33	0,002	0,033	0,035	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
173,5	75011	< 0,02	< 0,03	0,23	0,001	0,023	0,024	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
173,5	75012	< 0,02	< 0,02	0,27	0,001	0,027	0,028	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
173,5	75013	0,19	< 0,02	0,57	0,029	0,078	0,107	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
173,5	75014	< 0,01	< 0,02	0,37	0,001	0,037	0,038	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
173,5	75015	0,57	0,07	18,83	0,347	1,444	1,791	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
51,2	75016	0,09	< 0,02	9,63	0,839	1,050	1,889	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
51,2	75017	< 0,02	< 0,03	9,20	0,844	0,970	1,814	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
51,2	75018	< 0,03	< 0,04	12,27	1,536	1,207	2,743	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
51,2	75019	0,14	< 0,03	29,93	2,154	3,105	5,259	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
51,2	75020	< 0,01	< 0,03	14,37	1,038	1,399	2,437	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
S0,2	75021	0,69	0,47	6,51	0,597	0,606	1,203	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2
S0,2	75022	0,55	0,42	4,78	1,106	0,437	1,543	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2
S0,2	75023	0,81	0,25	16,38	0,403	1,202	1,605	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	4
S0,2	75024	1,40	0,49	5,59	0,333	0,449	0,782	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	3
164,5	75025	0,35	0,11	7,94	1,234	0,830	2,064	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
164,5	75026	0,41	0,14	7,66	1,148	0,795	1,943	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
164,5	75027	0,89	0,74	13,70	1,788	1,285	3,073	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
164,5	75028	0,55	0,26	14,56	2,099	1,468	3,567	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
164,5	75029	0,37	< 0,03	5,93	0,824	0,620	1,444	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
164,5	75030	0,46	< 0,03	8,08	1,105	0,830	1,935	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
164,5	75031	2,70	0,46	30,57	2,514	2,278	4,792	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
164,5	75032	0,44	0,36	14,52	1,787	1,511	3,298	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
164,5	75033	0,28	0,10	11,89	1,830	1,300	3,130	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
164,5	75034	0,18	< 0,03	4,50	0,509	0,480	0,989	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1

Annexe 3 (suite) Teneurs en substances toxiques mesurées dans les meuniers noirs entiers en 1996

Numéro de station	LAB IND	#IUPAC											
		33	22	52	49	44	74	70	66	95	101	99	
		µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
25,5	74736	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
25,5	74737	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
25,5	74738	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
44,5	74739	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2	2	< 1
44,5	74740	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1	3	< 1
44,5	74741	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	4	8	2
44,5	74742	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	4	5	2
44,5	74743	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	4	5	1
44,5	74744	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2	3	< 1
44,5	74745	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2	3	< 1
44,5	74746	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	4	6	1
173,5	75010	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
173,5	75011	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
173,5	75012	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
173,5	75013	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
173,5	75014	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1	< 1
173,5	75015	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1	1	< 1
51,2	75016	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
51,2	75017	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
51,2	75018	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2	< 1
51,2	75019	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2	< 1
51,2	75020	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1	1	< 1
S0,2	75021	< 1	< 1	< 1	1	1	< 1	1	< 1	3	5	1	1
S0,2	75022	< 1	< 1	< 1	1	1	< 1	2	< 1	4	4	1	1
S0,2	75023	< 1	< 1	1	2	3	2	2	1	3	5	1	1
S0,2	75024	< 1	< 1	< 1	2	1	1	2	1	2	3	1	1
164,5	75025	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2	3	2	2
164,5	75026	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2	3	2	2
164,5	75027	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1	2	< 1	2	4	2	2
164,5	75028	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	2	3	2	2
164,5	75029	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1	2	1	1
164,5	75030	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1	3	2	2
164,5	75031	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1	3	2	2
164,5	75032	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2	3	2	2
164,5	75033	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2	4	2	2
164,5	75034	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2	4	1	1

Annexe 3 (suite) Teneurs en substances toxiques mesurées dans les meuniers noirs entiers en 1996

Numéro de station	LAB IND	#IUPAC																	
		87	110	82	118	105	151	149	153	132	138	158							
		µg/kg																	
25,5	74736	1	2	<	1	3	<	1	<	1	2	5	5						
25,5	74737	<	1	1	<	1	2	<	1	<	1	2	3	4					
25,5	74738	<	1	2	<	1	3	<	1	<	1	4	6	6					
44,5	74739	<	1	3	<	1	3	<	1	<	1	3	6	5					
44,5	74740	1	3	<	1	4	1	<	1	<	1	4	6	5					
44,5	74741	1	7	<	1	8	3	<	1	<	1	8	10	8					
44,5	74742	2	6	<	1	8	2	<	2	<	2	9	13	16					
44,5	74743	2	8	<	1	9	3	<	2	<	2	12	15	12					
44,5	74744	2	5	<	1	6	2	<	2	<	2	7	11	9					
44,5	74745	1	5	<	1	4	2	<	2	<	2	6	9	7					
44,5	74746	2	7	<	1	11	2	<	4	<	4	11	14	16					
173,5	75010	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1
173,5	75011	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1
173,5	75012	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1
173,5	75013	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1
173,5	75014	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1
173,5	75015	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1
51,2	75016	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1
51,2	75017	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1
51,2	75018	1	2	<	1	2	<	1	<	1	2	<	1	3	<	1	3	<	1
51,2	75019	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1	<	1
51,2	75020	1	1	<	1	3	<	1	<	1	2	<	1	4	<	1	4	<	1
S0,2	75021	3	6	<	1	6	<	1	<	1	7	<	1	10	<	1	12	<	1
S0,2	75022	<	1	<	1	5	<	1	<	1	6	<	1	10	<	1	10	<	1
S0,2	75023	2	5	<	1	5	<	1	<	1	6	<	1	8	<	1	10	<	1
S0,2	75024	2	4	<	1	4	<	1	<	1	5	<	1	6	<	1	7	<	1
164,5	75025	2	4	<	1	5	<	1	<	1	4	<	1	4	<	1	7	<	1
164,5	75026	2	4	<	1	5	<	1	<	1	3	<	1	4	<	1	10	<	1
164,5	75027	2	5	<	1	6	<	1	<	1	4	<	1	5	<	1	9	<	1
164,5	75028	2	5	<	1	6	<	1	<	1	4	<	1	12	<	1	8	<	1
164,5	75029	1	3	<	1	4	<	1	<	1	3	<	1	6	<	1	6	<	1
164,5	75030	2	4	<	1	6	<	1	<	1	4	<	1	11	<	1	9	<	1
164,5	75031	2	4	<	1	6	<	1	<	1	4	<	1	11	<	1	9	<	1
164,5	75032	2	5	<	1	8	<	1	<	1	5	<	1	6	<	1	10	<	1
164,5	75033	2	5	<	1	8	<	1	<	1	6	<	1	7	<	1	15	<	1
164,5	75034	2	4	<	1	6	<	1	<	1	4	<	1	6	<	1	7	<	1

Annexe 3 (suite) Teneurs en substances toxiques mesurées dans les meuniers noirs entiers en 1996

Numéro de station	LAB IND	#IUPAC											
		128	156	169	187	183	177	171	180	191	170	199	
		µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
25,5	74736	< 1	< 1	< 1	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
25,5	74737	< 1	< 1	< 1	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
25,5	74738	< 1	< 1	< 1	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
44,5	74739	< 1	< 1	< 1	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
44,5	74740	< 1	< 1	< 1	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
44,5	74741	< 1	< 1	< 1	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
44,5	74742	2	< 1	< 1	3	< 2	< 2	< 2	< 2	4	< 2	3	< 2
44,5	74743	2	< 1	< 1	4	< 2	< 2	< 2	< 2	6	< 2	3	< 2
44,5	74744	2	< 1	< 1	3	< 2	< 2	< 2	< 2	5	< 2	4	< 2
44,5	74745	< 2	< 1	< 1	3	< 2	< 2	< 2	< 2	3	< 2	2	< 2
44,5	74746	2	< 1	< 1	5	< 2	2	< 2	2	6	< 2	6	< 2
173,5	75010	< 1	< 1	< 1	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
173,5	75011	< 1	< 1	< 1	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
173,5	75012	< 1	< 1	< 1	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
173,5	75013	< 1	< 1	< 1	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
173,5	75014	< 1	< 1	< 1	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
173,5	75015	< 1	< 1	< 1	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
51,2	75016	< 1	< 1	< 1	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
51,2	75017	< 1	< 1	< 1	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
51,2	75018	< 1	< 1	< 1	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
51,2	75019	< 1	< 1	< 1	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	2	< 2	< 2	< 2
51,2	75020	< 1	< 1	< 1	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	2	< 2	< 2	< 2
S0,2	75021	1	< 1	< 1	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	3	< 2	2	< 2
S0,2	75022	< 1	< 1	< 1	3	< 2	< 2	< 2	< 2	6	< 2	3	< 2
S0,2	75023	< 1	< 1	< 1	3	< 2	< 2	< 2	< 2	5	< 2	3	< 2
S0,2	75024	1	< 1	< 1	2	< 2	< 2	< 2	< 2	3	< 2	2	< 2
164,5	75025	< 1	< 1	< 1	2	< 2	< 2	< 2	< 2	2	< 2	< 2	< 2
164,5	75026	< 1	< 1	< 1	2	< 2	< 2	< 2	< 2	2	< 2	< 2	< 2
164,5	75027	< 1	< 1	< 1	2	< 2	< 2	< 2	< 2	2	< 2	< 2	< 2
164,5	75028	< 1	< 1	< 1	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
164,5	75029	< 1	< 1	< 1	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
164,5	75030	< 1	< 1	< 1	2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	2	< 2
164,5	75031	< 1	< 1	< 1	2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	2	< 2
164,5	75032	< 1	< 1	< 1	3	< 2	< 2	< 2	< 2	2	< 2	< 2	< 2
164,5	75033	< 1	< 1	< 1	2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	2	< 2
164,5	75034	1	< 1	< 1	2	< 2	< 2	< 2	< 2	4	< 2	2	< 2

Annexe 3 (suite) Teneurs en substances toxiques mesurées dans les meuniers noirs entiers en 1996

Numéro de station	LAB IND		#IUPAC	#IUPAC	#IUPAC	#IUPAC	#IUPAC	#IUPAC	SOMME CONGÉNÈRES	BPC AROCLOR 1254	ACIDE				
			195	194	205	208	206	209			PIMARIQUE	ISOPIMARIQUE			
			µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg									
25,5	74736	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	20	<	20
25,5	74737	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	20	<	20
25,5	74738	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	20	<	20
44,5	74739	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	20		32
44,5	74740	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	22		84
44,5	74741	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	20	<	20
44,5	74742	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	34		78
44,5	74743	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	92		320
44,5	74744	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	34		120
44,5	74745	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	20		28
44,5	74746	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	20		50
173,5	75010	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	20	<	20
173,5	75011	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	20	<	20
173,5	75012	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	30		110
173,5	75013	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	20		290
173,5	75014	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	20		64
173,5	75015	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	20		100
51,2	75016	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	22		88
51,2	75017	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	30		98
51,2	75018	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	40		130
51,2	75019	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	22		52
51,2	75020	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	26		44
S0,2	75021	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	68		140
S0,2	75022	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	82		170
S0,2	75023	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	80		26
S0,2	75024	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	70		120
164,5	75025	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	22		40
164,5	75026	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	58		120
164,5	75027	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	76		370
164,5	75028	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	22		42
164,5	75029	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	20		30
164,5	75030	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	20		60
164,5	75031	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	20		36
164,5	75032	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	32		110
164,5	75033	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	20		44
164,5	75034	<	2	<	2	<	2	<	2	<	2	<	26		120

Annexe 3 (suite) Teneurs en substances toxiques mesurées dans les meuniers noirs entiers en 1996

Numéro de station	LAB IND	ACIDE DÉHYDRO- ABIÉTIQUE		ACIDE ABIÉTIQUE		ACIDE NÉOABIÉTIQUE	
		µg/kg		µg/kg		µg/kg	
25,5	74736	60	<	40	<	40	
25,5	74737 <	20	<	40	<	40	
25,5	74738 <	20	<	40	<	40	
44,5	74739	66		54	<	40	
44,5	74740	58		110	<	40	
44,5	74741 <	20	<	40	<	40	
44,5	74742	86		66	<	40	
44,5	74743	120		400		260	
44,5	74744	98		110	<	40	
44,5	74745	88		52	<	40	
44,5	74746	120		78	<	40	
173,5	75010	54	<	40	<	40	
173,5	75011	38	<	40	<	40	
173,5	75012	140		46	<	40	
173,5	75013	340		130	<	40	
173,5	75014	120		50	<	40	
173,5	75015	210		110	<	40	
51,2	75016	100		220	<	40	
51,2	75017	190		180		130	
51,2	75018	200		200	<	40	
51,2	75019	110		110	<	40	
51,2	75020	80		32	<	40	
80,2	75021	79		380		375	
80,2	75022	140		150		130	
80,2	75023	100		130		80	
80,2	75024	70		140	<	40	
164,5	75025	78	<	40	<	40	
164,5	75026	160		170		70	
164,5	75027	800		300		64	
164,5	75028	76		42	<	40	
164,5	75029 <	20	<	40	<	40	
164,5	75030	50		40	<	40	
164,5	75031	34		40	<	40	
164,5	75032	130		130	<	40	
164,5	75033	78	<	40	<	40	
164,5	75034	180		86	<	40	

Annexe 4

Données brutes des teneurs en substances toxiques mesurées à partir d'homogénats de chair de poisson de plusieurs espèces en 1996

Légende : M = mâle
F = femelle
C = chair
ND = non détecté
ESLU grand brochet
STVI doré jaune
PEFL perchaude
MIDO achigan à petite bouche
ICNE barbotte brune
CACO meunier noir

En 1989, les mesures de longueur totale (LT) ont été calculées à partir de la longueur à la fourche (LF) à l'aide des équations de régression suivantes :

CACO $LT (mm) = 0,545964 + 1,08139 \times LF (mm)$
 $R^2 = 0,997$ $N = 160$

ESLU $LT (mm) = 2,228 + 1,0557 \times LF (mm)$
 $R^2 = 0,995$ $N = 89$

STVI $LT (mm) = 7,950 + 1,0366 \times LF (mm)$
 $R^2 = 0,998$ $N = 69$

PEFL $LT (mm) = 6,138 + 1,0154 \times LF (mm)$
 $R^2 = 0,990$ $N = 75$

Annexe 4

Données brutes des teneurs en substances toxiques mesurées à partir d'homogénats de chair de poisson de plusieurs espèces en 1996

Année	Numéro de station	Station (BQMA)	LAB IND	LAB HOMO	Structure analysée	Nombre de poissons	Espèce	Classe de Taille	Poids	Longueur totale	SEXE	Mercure mg/kg
									g	mm		
1996	68,5	5010339	73995		CH	1	ESLU	GR	2 269	740	F	0,65
1996	68,5	5010339	73996		CH	1	PEFL	MO	208	245	F	0,79
1996	68,5	5010339	73997		CH	1	PEFL	MO	145	220	M	0,23
1996	68,5	5010339	73998		CH	1	PEFL	MO	139	227	F	0,30
1996	68,5	5010339	73999		CH	1	PEFL	MO	266	231	F	0,52
1996	68,5	5010339	74000		CH	1	PEFL	MO	142	228	F	0,67
1996	68,5	5010339	74001		CH	1	PEFL	MO	165	230	F	0,34
1996	68,5	5010339	74002		CH	1	STVI	MO	795	470	F	1,10
1996	68,5	5010339	74003		CH	1	STVI	MO	718	430	F	0,53
1996	68,5	5010339	74004		CH	1	STVI	MO	776	455		0,53
1996	68,5	5010339	74005		CH	1	STVI	MO	582	409		0,45
1996	68,5	5010339	74006		CH	1	STVI	PE	560	395		0,28
1996	68,5	5010339	74007		CH	1	STVI	PE	429	354		0,38
1996	68,5	5010339	74008		CH	1	STVI	PE	392	360		0,66
1996	68,5	5010339	74009		CH	1	STVI	PE	408	360		0,33
1996	68,5	5010339	74010		CH	1	STVI	PE	467	385		0,32
1996	68,5	5010339	74011		CH	1	STVI	PE	396	360		0,27
1996	68,5	5010339	74012		CH	1	STVI	PE	378	360		0,42
1996	68,5	5010339	74013		CH	1	CACO	PE	451	336		0,12
1996	68,5	5010339	74014		CH	1	CACO	PE	432	335		0,11
1996	68,5	5010339	74015		CH	1	CACO	PE	478	341		0,12
1996	68,5	5010339	74016		CH	1	CACO	PE	507	347	M	0,16
1996	68,5	5010339	74017		CH	1	CACO	MO	560	365		0,18
1996	68,5	5010339	74018		CH	1	CACO	MO	735	384	M	0,15
1996	68,5	5010339	74019		CH	1	CACO	MO	523	352		0,13
1996	68,5	5010339	74020		CH	1	CACO	MO	754	400	F	0,16
1996	68,5	5010339	74021		CH	1	CACO	MO	586	374	F	0,14
1996	68,5	5010339	74022		CH	1	CACO	GR	723	408	F	0,17
1996	68,5	5010339	74023		CH	1	CACO	GR	1 088	465	F	0,71
1996	68,5	5010339	74024		CH	1	CACO	GR	966	445	M	0,61
1996	68,5	5010339	74025		CH	1	CACO	GR	893	425	F	0,19
1996	68,5	5010339	74026		CH	1	CACO	GR	942	438	M	0,38
1996	164,5	5010421	74027		CH	1	ESLU	PE	681	486	M	0,29
1996	164,5	5010421	74028		CH	1	ESLU	PE	738	505		0,39
1996	164,5	5010421	74029		CH	1	ESLU	MO	1 474	606	F	0,58
1996	164,5	5010421	74030		CH	1	ESLU	MO	2 268	695	M	0,73
1996	164,5	5010421	74031		CH	1	ESLU	MO	1 418	605	F	0,64
1996	164,5	5010421	74032		CH	1	ESLU	MO	1 121	580	M	0,35
1996	164,5	5010421	74033		CH	1	ESLU	MO	1 870	655	M	1,20
1996	164,5	5010421	74034		CH	1	ESLU	MO	1 588	626	F	0,31
1996	164,5	5010421	74035		CH	1	ESLU	MO	1 588	620	F	0,28
1996	164,5	5010421	74036		CH	1	ESLU	GR	2 778	759	M	0,97
1996	164,5	5010421	74037		CH	1	ESLU	GR	6 579	965	F	0,90
1996	164,5	5010421	74038		CH	1	ESLU	GR	7 768	1 005	F	1,10
1996	164,5	5010421	74039		CH	1	ESLU	GR	2 438	766	F	1,60

Annexe 4 (suite) Données brutes des teneurs en substances toxiques mesurées à partir d'homogénats de chair de poisson de plusieurs espèces en 1996

Année	Numéro de station	Station (BQMA)	LAB IND	LAB HOMO	Structure analysée	Nombre de poissons	Espèce	Classe de Taille	Poids	Longueur totale	SEXE	Mercure mg/kg
									g	mm		
1996	164,5	5010421	74040		CH	1	ESLU	GR	3 403	775	F	1,10
1996	164,5	5010421	74041		CH	1	ESLU	GR	4 196	841	F	0,83
1996	164,5	5010421	74042		CH	1	STVI	PE	567	390		0,80
1996	164,5	5010421	74043		CH	1	STVI	PE	396	360		0,55
1996	164,5	5010421	74044		CH	1	STVI	PE	340	344		0,37
1996	164,5	5010421	74045		CH	1	STVI	PE	454	368		0,81
1996	164,5	5010421	74046		CH	1	STVI	PE	454	352		0,68
1996	164,5	5010421	74047		CH	1	STVI	MO	1 077	482		1,10
1996	164,5	5010421	74048		CH	1	STVI	MO	738	427		0,70
1996	164,5	5010421	74049		CH	1	STVI	MO	1 247	499		1,20
1996	164,5	5010421	74050		CH	1	STVI	MO	850	447		0,91
1996	164,5	5010421	74051		CH	1	STVI	GR	1 757	556		1,90
1996	164,5	5010421	74052		CH	1	STVI	GR	1 757	553		1,30
1996	164,5	5010421	74053		CH	1	STVI	GR	1 757	592	M	1,70
1996	164,5	5010421	74054		CH	1	STVI	GR	1 588	542	F	1,20
1996	164,5	5010421	74055		CH	1	STVI	GR	1 247	512	F	1,10
1996	164,5	5010421	74056		CH	1	PEFL	GR	284	269		0,47
1996	164,5	5010421	74057		CH	1	PEFL	GR	510	330	F	0,62
1996	164,5	5010421	74058		CH	1	CACO	MO	738	399	M	0,27
1996	164,5	5010421	74059		CH	1	CACO	GR	1 120	464	M	0,53
1996	164,5	5010421	74060		CH	1	CACO	GR	963	444	M	0,19
1996	164,5	5010421	74061		CH	1	CACO	GR	963	433	M	0,48
1996	164,5	5010421	74062		CH	1	CACO	GR	1 191	481	F	0,30
1996	164,5	5010421	74063		CH	1	CACO	GR	1 134	495	M	0,49
1996	68,5	5010339	74065		CH	1	STVI	GR	1 818	583	F	1,10
1996	68,5	5010339	74066		CH	1	STVI	GR	3 050	690	F	1,20
1996	68,5	5010339	74067		CH	1	STVI	GR	1 318	511	F	0,92
1996	68,5	5010339	74068		CH	1	STVI	GR	1 408	534	F	1,20
1996	68,5	5010339	74069		CH	1	STVI	GR	1 332	529		0,78
1996	68,5	5010339	74070		CH	1	STVI	GR	1 955	613	F	1,40
1996	173,5	5010011	74164		CH	1	ESLU	PE	681	492	M	0,32
1996	173,5	5010011	74165		CH	1	ESLU	PE	624	490		0,47
1996	173,5	5010011	74166		CH	1	ESLU	PE	568	507		0,49
1996	173,5	5010011	74167		CH	1	ESLU	PE	511	481	M	0,76
1996	173,5	5010011	74168		CH	1	ESLU	PE	624	480		0,46
1996	173,5	5010011	74169		CH	1	ESLU	PE	908	528		0,64
1996	173,5	5010011	74170		CH	1	ESLU	PE	794	519	M	0,44
1996	173,5	5010011	74171		CH	1	ESLU	MO	1 362	640	M	1,30
1996	173,5	5010011	74172		CH	1	ESLU	MO	1 476	654	M	0,71
1996	173,5	5010011	74173		CH	1	ESLU	MO	1 022	580	F	0,63
1996	173,5	5010011	74174		CH	1	ESLU	MO	965	575	F	0,62
1996	173,5	5010011	74175		CH	1	ESLU	MO	851	565	F	0,54
1996	173,5	5010011	74176		CH	1	ESLU	MO	1 078	569	F	0,66
1996	173,5	5010011	74177		CH	1	ESLU	MO	1 816	657	M	1,10
1996	173,5	5010011	74178		CH	1	ESLU	GR	2 582	761	M	1,50
1996	173,5	5010011	74179		CH	1	ESLU	GR	2 951	790	F	1,50

Annexe 4 (suite) Données brutes des teneurs en substances toxiques mesurées à partir d'homogénats de chair de poisson de plusieurs espèces en 1996

Année	Numéro de station	Station (BQMA)	LAB IND	LAB HOMO	Structure analysée	Nombre de poissons	Espèce	Classe de Taille	Poids	Longueur totale	SEXE	Mercure mg/kg
									g	mm		
1996	173,5	5010011	74180		CH	1	STVI	PE	227	330		0,44
1996	173,5	5010011	74181		CH	1	STVI	PE	511	386		0,50
1996	173,5	5010011	74182		CH	1	STVI	PE	454	381		0,54
1996	173,5	5010011	74183		CH	1	STVI	PE	511	391		0,79
1996	173,5	5010011	74184		CH	1	STVI	PE	397	361		0,36
1996	173,5	5010011	74185		CH	1	STVI	PE	454	390		0,35
1996	173,5	5010011	74186		CH	1	STVI	PE	227	315		1,10
1996	173,5	5010011	74187		CH	1	STVI	MO	681	419	F	0,86
1996	173,5	5010011	74188		CH	1	STVI	MO	568	414	M	0,75
1996	173,5	5010011	74189		CH	1	STVI	MO	1 192	490	F	1,50
1996	173,5	5010011	74190		CH	1	STVI	MO	1 135	485	F	0,48
1996	173,5	5010011	74191		CH	1	STVI	MO	1 022	462	F	1,30
1996	173,5	5010011	74192		CH	1	STVI	MO	908	455	F	1,20
1996	173,5	5010011	74193		CH	1	STVI	MO	794	405		0,52
1996	173,5	5010011	74194		CH	1	STVI	GR	1 930	594	F	1,90
1996	173,5	5010011	74195		CH	1	STVI	GR	2 951	660	M	1,40
1996	173,5	5010011	74196		CH	1	STVI	GR	2 270	606	F	1,00
1996	173,5	5010011	74197		CH	1	CACO	PE	340	330		0,16
1996	173,5	5010011	74198		CH	1	CACO	PE	340	314		0,28
1996	173,5	5010011	74199		CH	1	CACO	PE	397	325		0,14
1996	173,5	5010011	74200		CH	1	CACO	MO	681	390	F	0,56
1996	173,5	5010011	74201		CH	1	CACO	MO	681	396	M	0,32
1996	173,5	5010011	74202		CH	1	CACO	MO	965	400		0,46
1996	173,5	5010011	74203		CH	1	CACO	MO	738	400	F	0,16
1996	173,5	5010011	74204		CH	1	CACO	MO	511	361	F	0,23
1996	173,5	5010011	74205		CH	1	CACO	GR	681	468	F	0,53
1996	173,5	5010011	74206		CH	1	CACO	GR	908	445	M	0,71
1996	173,5	5010011	74207		CH	1	CACO	GR	1 135	460	M	0,49
1996	173,5	5010011	74208		CH	1	CACO	GR	681	412	M	0,30
1996	173,5	5010011	74209		CH	1	CACO	GR	965	435	M	0,62
1996	173,5	5010011	74210		CH	1	COCL	PE	454	373	M	0,34
1996	173,5	5010011	74211		CH	1	COCL	PE	511	380	M	0,22
1996	173,5	5010011	74212		CH	1	COCL	MO	454	405	F	0,45
1996	173,5	5010011	74213		CH	1	COCL	MO	794	430	F	0,18
1996	173,5	5010011	74214		CH	1	COCL	GR	1 135	470	M	0,68
1996	173,5	5010011	74215		CH	1	COCL	GR	1 022	455		0,44
1996	219,5	5010430	74216		CH	1	STVI	PE	350	340	F	0,44
1996	219,5	5010430	74217		CH	1	STVI	PE	352	350	F	0,45
1996	219,5	5010430	74218		CH	1	STVI	PE	385	360	M	0,43
1996	219,5	5010430	74219		CH	1	STVI	MO	681	443	M	0,77
1996	219,5	5010430	74220		CH	1	STVI	GR	3 405	680	F	1,80
1996	219,5	5010430	74221		CH	1	STVI	GR	4 994	760	F	1,90
1996	219,5	5010430	74222		CH	1	STVI	GR	1 589	555	F	1,40
1996	219,5	5010430	74223		CH	1	STVI	GR	3 541	695	M	2,40
1996	25,5	5010002	74367		CH	1	CACO	PE	416	340	F	0,82
1996	25,5	5010002	74368		CH	1	CACO	PE	408	345	M	0,34

Annexe 4 (suite) Données brutes des teneurs en substances toxiques mesurées à partir d'homogénats de chair de poisson de plusieurs espèces en 1996

Année	Numéro de station	Station (BQMA)	LAB IND	LAB HOMO	Structure analysée	Nombre de poissons	Espèce	Classe de Taille	Poids	Longueur totale	SEXE	Mercure mg/kg
									g	mm		
1996	25,5	5010002	74369		CH	1	CACO	PE	494	350	M	0,47
1996	25,5	5010002	74370		CH	1	CACO	PE	368	335	M	0,71
1996	25,5	5010002	74371		CH	1	CACO	PE	416	345	F	0,74
1996	25,5	5010002	74372		CH	1	CACO	MO	454	368	F	0,78
1996	25,5	5010002	74373		CH	1	CACO	MO	488	351	F	0,30
1996	25,5	5010002	74374		CH	1	CACO	MO	521	368	F	0,57
1996	25,5	5010002	74375		CH	1	CACO	MO	468	360	F	0,62
1996	25,5	5010002	74376		CH	1	CACO	MO	506	380	F	0,37
1996	25,5	5010002	74377		CH	1	CACO	GR	792	425	F	0,50
1996	25,5	5010002	74378		CH	1	ESLU	MO	2 257	695	M	0,67
1996	25,5	5010002	74379		CH	1	ESLU	GR	2 588	722	M	1,00
1996	25,5	5010002	74380		CH	1	STVI	MO	914	458		0,74
1996	25,5	5010002	74381		CH	1	STVI	MO	1 041	484		0,68
1996	25,5	5010002	74382		CH	1	STVI	MO	837	421		0,79
1996	25,5	5010002	74383		CH	1	STVI	GR	1 376	503	F	0,66
1996	25,5	5010002	74384		CH	1	STVI	GR	1 427	502	F	0,53
1996	25,5	5010002	74385		CH	1	STVI	GR	2 709	612	M	2,00
1996	44,5	5010009	74386		CH	1	CACO	MO	549	370		0,18
1996	44,5	5010009	74387		CH	1	CACO	MO	537	372		0,27
1996	44,5	5010009	74388		CH	1	PEFL	GR	233	276	F	1,00
1996	44,5	5010009	74389		CH	1	STVI	PE	355	355		0,48
1996	44,5	5010009	74390		CH	1	STVI	PE	431	370		0,35
1996	44,5	5010009	74391		CH	1	STVI	PE	509	380		0,29
1996	44,5	5010009	74392		CH	1	STVI	MO	1 146	497	M	1,20
1996	44,5	5010009	74393		CH	1	STVI	GR	1 103	502		1,80
1996	44,5	5010009	74394		CH	1	STVI	GR	1 493	531	M	1,90
1996	44,5	5010009	74395		CH	1	STVI	GR	1 742	575	F	1,00
1996	51,2	5010127	74396		CH	1	CACO	MO	686	378	M	1,30
1996	51,2	5010127	74397		CH	1	CACO	MO	685	391	M	0,36
1996	51,2	5010127	74398		CH	1	CACO	MO	587	366	M	0,12
1996	51,2	5010127	74399		CH	1	CACO	MO	635	398	F	0,31
1996	51,2	5010127	74400		CH	1	CACO	GR	928	433	M	0,43
1996	51,2	5010127	74401		CH	1	CACO	GR	1 068	465	M	0,62
1996	51,2	5010127	74402		CH	1	CACO	GR	842	418	M	0,23
1996	51,2	5010127	74403		CH	1	CACO	GR	1 191	455	F	0,55
1996	51,2	5010127	74404		CH	1	CACO	GR	1 270	472	M	0,71
1996	51,2	5010127	74405		CH	1	ESLU	PE	873	545	F	0,26
1996	51,2	5010127	74406		CH	1	ESLU	GR	2 515	751	F	0,84
1996	51,2	5010127	74407		CH	1	STVI	PE	524	397		0,67
1996	51,2	5010127	74408		CH	1	STVI	PE	481	399		0,59
1996	51,2	5010127	74409		CH	1	STVI	MO	697	420	F	0,78
1996	51,2	5010127	74410		CH	1	STVI	MO	928	466		1,10
1996	51,2	5010127	74411		CH	1	STVI	GR	1 292	516	F	1,10
1996	68,5	5010339	74987	74990	CH	1	ICNE	MO	335	293	M	0,12
1996	68,5	5010339	74988	74990	CH	1	ICNE	MO	351	291	M	0,13
1996	68,5	5010339	74989	74990	CH	1	ICNE	MO	259	270	F	0,14

Annexe 4 (suite) Données brutes des teneurs en substances toxiques mesurées à partir d'homogénats de chair de poisson de plusieurs espèces en 1996

Année	Numéro de station	Station (BQMA)	LAB IND	LAB HOMO	Structure analysée	Nombre de poissons	Espèce	Classe de Taille	Poids	Longueur totale	SEXE	Mercure mg/kg
									g	mm		
1996	164,5	5010421	74991	74991	CH	2	ICNE	PE	118	209	H	0,10
1996	164,5	5010421	74992		CH	1	ICNE	MO	241	263	M	0,09
1996	51,2	5010127	74993	74993	CH	4	PEFL	PE	64	176	H	0,36
1996	51,2	5010127	74994	74994	CH	4	PEFL	PE	60	175	H	0,27
1996	51,2	5010127	74995	74995	CH	4	PEFL	PE	44	158	H	0,27
1996	68,5	5010339	74996	74996	CH	6	PEFL	PE	52	164	H	0,18
1996	68,5	5010339	74997		CH	1	PEFL	MO	123	217	F	0,26
1996	44,5	5010009	74998	74998	CH	8	PEFL	PE	56	169	H	0,26
1996	44,5	5010009	74999		CH	1	PEFL	MO	101	206	F	0,39
1996	51,2	5010127	75000		CH	1	ESLU	PE	506	425		0,27
1996	173,5	5010011	75001		CH	1	ICNE	PE	227	240	F	0,31
1996	173,5	5010011	75002		CH	1	ICNE	PE	114	200		0,17
1996	164,5	5010421	75003		CH	1	ESLU	MO	1 250	587		0,64
1996	164,5	5010421	75004		CH	1	ESLU	GR	5 450	880	F	1,40
1996	25,5	5010002	75005	75005	CH	4	PEFL	PE	53	166	H	0,38
1996	25,5	5010002	75006	75006	CH	3	PEFL	MO	119	222	H	0,59

Annexe 4 (suite) Données brutes des teneurs en substances toxiques mesurées à partir d'homogénats de chair de poisson de plusieurs espèces en 1996

Année	Numéro de station	Station (BQMA)	LAB IND	LAB HOMO	Structure analysée	Nombre de poissons	Espèce	Classe de Taille	Poids	Longueur totale	SEXE	Mercure mg/kg	Lipides %	Dioxines				
									g	mm				2378-TCDD ng/kg	12378-P5CDD* ng/kg	123478-H6CDD* ng/kg	123678-H6CDD* ng/kg	
1996	68,5	5010339	74990	74990	CH	3	ICNE	MO	315	285	H		1,4	0,35	0,10	<	0,03	0,20
1996	164,5	5010421	74992		CH		ICNE	MO	241	263	M	0,09	0,4					

HOMOLOGUES								DIOXINES	Furanes					
123789-H6CDD* ng/kg	1234678-H7CDD ng/kg	OCDD ng/kg	T4CDD ng/kg	P5CDD ng/kg	H6CDD ng/kg	H7CDD ng/kg	TOTAL ng/kg	2378-T4CDF* ng/kg	12378-P5CDF* ng/kg	23478-P5CDF* ng/kg	123478-H6CDF* ng/kg			
<	0,03	0,09	0,32	0,35	0,10	0,20	0,09	1,06	1,20	<	0,03	0,16	<	0,02

HOMOLOGUES											FURANES	Éq. tox. Dioxines	Éq. tox. Furanes	Éq. tox. Total					
123678-H6CDF* ng/kg	234678-H6CDF* ng/kg	123789-H6CDF* ng/kg	1234678-H7CDF ng/kg	1234789-H7CDF ng/kg	OCDF ng/kg	T4CDF ng/kg	P5CDF ng/kg	H6CDF ng/kg	H7CDF ng/kg	TOTAL ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg					
<	0,02	<	0,02	<	0,02	<	0,02	<	0,02	1,20	0,16	<	0,02	<	0,02	1,36	0,421	0,200	0,621

Congénères de BPC

| #IUPAC |
|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 8 | 15 | 18 | 16+32 | 28+31 | 33 | 22 | 52 | 49 | 44 | 74 | 70 | |
| µg/kg |
| < 1 | < 1 | < 1 | < < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 |
| < 1 | < 1 | < 1 | < < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 |

| #IUPAC |
|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 66 | 95 | 101 | 99 | 87 | 110 | 82 | 118 | 105 | 151 | 191 | 170 | |
| µg/kg |
| < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < | 2 | < |
| < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < 1 | < | 2 | < |

Annexe 4

Données brutes des teneurs en substances toxiques mesurées à partir d'homogénats de chair de poisson de plusieurs espèces en 1996

#IUPAC 199 µg/kg	#IUPAC 195 µg/kg	#IUPAC 194 µg/kg	#IUPAC 205 µg/kg	#IUPAC 208 µg/kg	#IUPAC 206 µg/kg	#IUPAC 209 µg/kg	SOMME CONGÉNÈRES µg/kg	BPC AROCOLOR 1254 µg/kg	BPC TOTAUX µg/kg	ACIDE PIMARIQUE µg/kg	ACIDE ISOPIMARIQUE µg/kg
< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	<	30	<	2	< 2
< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	<	30		3	14

ACIDE DÉHYDRO- ABIÉTIQUE µg/kg	ACIDE ABIÉTIQUE µg/kg	ACIDE NÉOABIÉTIQUE µg/kg
19 <	4 <	4
43	43	16

Espèce	Petit (cm)	Moyen (cm)	Gros (cm)
Achigan à petite bouche	25-30	30-35	> 35
Barbotte brune	20-25	25-30	> 30
Grand corégone	35-40	40-45	> 45
Doré jaune	30-40	40-50	> 50
Grand brochet	40-55	55-70	> 70
Meunier noir	30-35	35-40	> 40
Perchaude	15-20	20-25	> 25

Substance	Abréviation	Limite de détection 1989	Limite de détection 1993	Limite de détection 1996	Unités
MÉTAUX LOURDS					
mercure	Hg	c,cm et er 0,03	c 0,03 e 0,03	c 0,03 e 0,03	mg/kg
COMPOSÉS ORGANIQUES					
BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS (BPC)					
BPC totaux	BPC	c,er	c,e 20,0 ¹	c,e 30,0 ¹	µg/kg
CHLOROBENZÈNES					
1,3,5-trichlorobenzène*	1,3,5 tcb	n.m.	c,e 2,0	e 2,0	µg/kg
1,2,4-trichlorobenzène	1,2,4 tcb	n.m.	c,e 3,0	e 2,0*	µg/kg
1,2,3-trichlorobenzène*	1,2,3 tcb	n.m.	c,e 2,0	e 2,0	µg/kg
1,2,3,5-tétrachlorobenzène + 1,2,4,5-tétrachlorobenzène ^{2*}	1,2,3,5+ 1,2,4,5 ttcb	n.m.	c,e 2,0	e 2,0	µg/kg
1,2,3,4-tétrachlorobenzène*	1,2,3,4 ttcb	n.m.	c,e 2,0	e 2,0	µg/kg
pentachlorobenzène	pcb	n.m.	c,e 0,6	e 1,0	µg/kg
octachlorostyrène*	ocb	n.m.	c,e 0,6	e 2,0	µg/kg
ACIDES RÉSINIQUES					
acide pimarique		n.m.	e 20,0 c 2,0	e 20,0 2,0	µg/kg
acide isopimarique		n.m.	e 20,0 c 2,0	e 20,0 c 2,0	µg/kg
acide déhydroabiétique		n.m.	e 20,0 c 2,0	e 20,0 c 2,0	µg/kg
acide abiétique		n.m.	e 40,0 c 4,0	e 40,0 c 4,0	µg/kg
acide néoabiétique		n.m.	e 40,0 c 4,0	e 40,0 c 4,0	µg/kg
DIOXINES CHLORÉES					
2,3,7,8-tétrachlorodibenzo- <i>p</i> -dioxine	2,3,7,8- T ₄ CDD	er 0,1-0,3	e 0,02 à 0,8 c 0,04 à 0,3	e 0,04-0,05 c 0,04	ng/kg
1,2,3,7,8-pentachlorodibenzo- <i>p</i> -dioxine	1,2,3,7,8- P ₅ CDD	er 0,1-0,3	e 0,02 à 1,0 c 0,03 à 0,3	e 0,03-0,1 c 0,03	ng/kg
1,2,3,4,7,8-hexachlorodibenzo- <i>p</i> - dioxine	1,2,3,4,7,8- H ₆ CDD	er 0,1-0,2	e 0,04 à 0,5 c 0,03 à 0,3	e 0,04-0,09 c 0,03	ng/kg

Annexe 6 (suite) Liste des substances toxiques dosées, en 1989, 1993 et 1996, dans la chair (c, cm) de différentes espèces et le poisson entier chez le meunier noir (e, er) et seuil de détection des méthodes analytiques

Substance	Abréviation	Limite de détection 1989	Limite de détection 1993	Limite de détection 1996	Unités
1,2,3,6,7,8-hexachlorodibenzo- <i>p</i> -dioxine	1,2,3,6,7,8-H ₆ CDD	er 0,1-0,2	e 0,02 à 0,3 c 0,02 à 0,1	e 0,03-0,04 c 0,03	ng/kg
1,2,3,7,8,9-hexachlorodibenzo- <i>p</i> -dioxine	1,2,3,7,8,9-H ₆ CDD	er 0,1-0,2	e 0,03 à 0,5 c 0,02 à 0,2	e 0,02-0,07 c 0,03	ng/kg
1,2,3,4,6,7,8- heptachlorodibenzo- <i>p</i> -dioxine	1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDD	er 0,1-0,5	e 0,02 à 1,0 c 0,04 à 0,7	e 0,03 c 0,03	ng/kg
octachlorodibenzo- <i>p</i> -dioxine	OCDD	er 0,4-0,5	e 0,02 à 0,9 c 0,02 à 0,2	e, c 0,03	ng/kg
FURANES CHLORÉS					
2,3,7,8-tétrachlorodibenzofurane	2,3,7,8-T ₄ CDF	er 0,1-0,3	e 0,05 à 0,2 c 0,08 à 0,2	e, c 0,03	ng/kg
1,2,3,7,8-pentachlorodibenzofurane	1,2,3,7,8-P ₅ CDF	er 0,1-0,2	e 0,04 à 0,3 c 0,04 à 0,2	e 0,03-0,1 c 0,03	ng/kg
2,3,4,7,8-pentachlorodibenzofurane	2,3,4,7,8-P ₅ CDF	er 0,1-0,2	e 0,03 à 0,3 c 0,04 à 0,1	e 0,04-0,06 c 0,04	ng/kg
1,2,3,4,7,8-hexachlorodibenzofurane	1,2,3,4,7,8-H ₆ CDF	er 0,1-0,3	e 0,04 à 0,5 c 0,05 à 0,3	e 0,02-0,06 c 0,02	ng/kg
1,2,3,6,7,8-hexachlorodibenzofurane	1,2,3,6,7,8-H ₆ CDF	er 0,1-0,2	e 0,02 à 0,3 c 0,03 à 0,2	e 0,01-0,05 c 0,02	ng/kg
2,3,4,6,7,8-hexachlorodibenzofurane	2,3,4,6,7,8-H ₆ CDF	er 0,1-0,3	e 0,03 à 0,5 c 0,04 à 0,3	e 0,01-0,06 c 0,02	ng/kg
1,2,3,7,8,9-hexachlorodibenzofurane	1,2,3,7,8,9-H ₆ CDF	er 0,1-0,3	e 0,05 à 0,6 c 0,06 à 0,4	e 0,01-0,07 c 0,02	ng/kg
1,2,3,4,6,7,8-heptachlorodibenzofurane	1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDF	er 0,1-0,2	e 0,07 à 0,7 c 0,05 à 0,3	e 0,03-0,05 c 0,02	ng/kg
1,2,3,4,7,8,9-heptachlorodibenzofurane	1,2,3,4,7,8,9-H ₇ CDF	er 0,2-0,3	e 0,1 à 1,0 c 0,09 à 0,4	e 0,02-0,07 c 0,02	ng/kg
octachlorodibenzofurane	OCDF	er 0,05-0,6	e 0,02 à 0,7 c 0,03 à 0,2	e 0,02-0,09 c 0,02	ng/kg
CONGÉNÈRES DE BPC (#IUPAC)					
8				c 1,0* e 1,0*	µg/kg
15				c 1,0* e 1,0*	µg/kg
16+32				c 1,0* e 1,0*	µg/kg
17				c 1,0* e 1,0*	µg/kg

Annexe 6 (suite) Liste des substances toxiques dosées, en 1989, 1993 et 1996, dans la chair (c, cm) de différentes espèces et le poisson entier chez le meunier noir (e, er) et seuil de détection des méthodes analytiques

Substance	Abréviation	Limite de détection 1989	Limite de détection 1993	Limite de détection 1996	Unités
18				c 1,0* e 1,0*	µg/kg
22				c 1,0* e 1,0*	µg/kg
28+31				c 1,0* e 1,0	µg/kg
33				c 1,0* e 1,0*	µg/kg
44				c 1,0* e 1,0	µg/kg
49				c 1,0* e 1,0	µg/kg
52				c 1,0* e 1,0	µg/kg
66				c 1,0* e 1,0	µg/kg
70				c 1,0* e 1,0	µg/kg
74				c 1,0* e 1,0	µg/kg
82				c 1,0* e 1,0*	µg/kg
87				c 1,0* e 1,0	µg/kg
95				c 1,0* e 1,0	µg/kg
99				c 1,0* e 1,0	µg/kg
101				c 1,0* e 1,0	µg/kg
105				c 1,0* e 1,0	µg/kg
110				c 1,0* e 1,0	µg/kg
118				c 1,0* e 1,0	µg/kg
128				c 1,0* e 1,0-2,0	µg/kg
132				c 1,0* e 1,0	µg/kg

Annexe 6 (suite) Liste des substances toxiques dosées, en 1989, 1993 et 1996, dans la chair (c, cm) de différentes espèces et le poisson entier chez le meunier noir (e, er) et seuil de détection des méthodes analytiques

Substance	Abréviation	Limite de détection 1989	Limite de détection 1993	Limite de détection 1996	Unités
138+158				c 1,0* e 1,0	µg/kg
149				c 1,0* e 1,0	µg/kg
151				c 1,0* e 1,0	µg/kg
153+132				c 1,0* e 1,0	µg/kg
156				c 1,0* e 1,0*	µg/kg
158				c 1,0* e 1,0*	µg/kg
169				c 1,0* e 1,0*	µg/kg
170				c 2,0* e 2,0	µg/kg
171				c 2,0* e 2,0*	µg/kg
177				c 2,0* e 2,0	µg/kg
180				c 2,0* e 2,0	µg/kg
183				c 2,0* e 2,0*	µg/kg
187				c 2,0* e 2,0	µg/kg
191				c 2,0* e 2,0*	µg/kg
194				c 2,0* e 2,0*	µg/kg
195				c 2,0* e 2,0*	µg/kg
199				c 2,0* e 2,0*	µg/kg
205				c 2,0* e 2,0*	µg/kg
206				c 2,0* e 2,0*	µg/kg

Annexe 6 (suite) Liste des substances toxiques dosées, en 1989, 1993 et 1996, dans la chair (c, cm) de différentes espèces et le poisson entier chez le meunier noir (e, er) et seuil de détection des méthodes analytiques

Substance	Abréviation	Limite de détection 1989	Limite de détection 1993	Limite de détection 1996	Unités
208				c 2,0* e 2,0*	µg/kg
209				c 2,0* e 2,0*	µg/kg
hexachlorobenzène	HCB			e 2,0*	µg/kg
bêta-BHC	B-BHC			e 4,0*	µg/kg
PESTICIDES ORGANOCHLORÉS					
alpha-BHC	A-BHC			e 2,0*	µg/kg
lindane	LIND			e 3,0*	µg/kg
heptachlore	HPTCL			e 4,0*	µg/kg
aldrine	ALD			e 4,0*	µg/kg
époxyde d'heptachlore	EPOHPTCL			e 3,0*	µg/kg
p,p'-DDE				e 1,0	µg/kg
p,p'-TDE				e 3,0	µg/kg
p,p'-DDT				e 3,0*	µg/kg
mirex	MIR			e 2,0*	µg/kg

1. La quantification des BPC est faite à l'aide de six pics majeurs de l'aroclor₁₂₅₄ par GC-ECD en 1989 et 1993 et à partir des congénères en GC-MSD en 1996.
2. La séparation du 1,2,3,5- et du 1,2,4,5-tétrachlorobenzène étant impossible, le résultat est la somme des deux.

Ces substances n'ont été détectées dans aucun des échantillons analysés.

Légende :

- e = poisson entier meunier noir
c = chair de poisson de différentes espèces (perchaude, doré jaune, grand brochet, achigan à petite bouche et barbotte brune)
cm = chair de poisson meunier noir
er = poisson entier reconstitué meunier noir
n.m. = non mesuré

Date	Hg dissous				Hg particulaire				Hg Total			
	Amplitude de dépassement du critère				Amplitude de dépassement du critère				Amplitude de dépassement du critère			
	Concentration (ng/l)	Vie aquatique (toxicité chronique) (908 ng/l)	Faune terrestre piscivore (1.3 ng/l)	Contamination eau et organismes aquatiques* (1.8 ng/l)	Concentration (ng/l)	Vie aquatique (toxicité chronique) (908 ng/l)	Faune terrestre piscivore (1.3 ng/l)	Contamination eau et organismes aquatiques* (1.8 ng/l)	Concentration (ng/l)	Vie aquatique (toxicité chronique) (908 ng/l)	Faune terrestre piscivore (1.3 ng/l)	Contamination eau et organismes aquatiques* (1.8 ng/l)
11 juil. 1996	2,10	n. d. p.	1,62	1,17	2,47	n. d. p.	1,90	1,37	4,57	n. d. p.	3,52	2,54
25 juil. 1996	2,41	n. d. p.	1,85	1,34	4,59	n. d. p.	3,53	2,55	7,00	n. d. p.	5,38	3,89
08 août 1996	2,64	n. d. p.	2,03	1,47	3,35	n. d. p.	2,58	1,86	5,99	n. d. p.	4,61	3,33
22 août 1996	2,31	n. d. p.	1,78	1,28	1,07	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	3,38	n. d. p.	2,60	1,88
05 sept. 1996	1,94	n. d. p.	1,49	1,08	1,92	n. d. p.	1,48	1,07	3,86	n. d. p.	2,97	2,14
19 sept. 1996	1,54	n. d. p.	1,18	n. d. p.	1,77	n. d. p.	1,36	n. d. p.	3,31	n. d. p.	2,55	1,84
03 oct. 1996	1,60	n. d. p.	1,23	n. d. p.	1,08	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	2,68	n. d. p.	2,06	1,49
17 oct. 1996	1,41	n. d. p.	1,08	n. d. p.	1,17	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	2,58	n. d. p.	1,98	1,43
Fréquence relative de dépassement (%)		0	100	62,5		0	62,5	50		0	100	100

* Critère pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques
n.d.p. ne dépasse pas le critère.

Annexe 7 (suite) Comparaison des teneurs en contaminants (HAP, BPC, dioxines et furanes, mercure) dans l'eau avec les critères de qualité des eaux de surface à la station 8,0 de la rivière Saint-Maurice en 1996

Date	Somme des BPC dissous				Somme des BPC particulières				Somme des BPC total			
	Amplitude de dépassement du critère				Amplitude de dépassement du critère				Amplitude de dépassement du critère			
	Concentration (pg/l)	Contamination eau et organismes aquatiques (44 pg/l)	Vie aquatique (toxicité aiguë) (2x10 ⁶ pg/l)	Faune terrestre piscivore (120pg/l)	Concentration (pg/l)	Contamination eau et organismes aquatiques* (44 pg/l)	Vie aquatique (toxicité aiguë) (2x10 ⁶ pg/l)	Faune terrestre piscivore (120pg/l)	Concentration (pg/l)	Contamination eau et organismes aquatiques* (44 pg/l)	Vie aquatique (toxicité aiguë) (2x10 ⁶ pg/l)	Faune terrestre piscivore (120 pg/l)
11 juil. 1996	48,73	1,11	n. d. p.	n. d. p.	132,32	3,01	n. d. p.	1,10	181,05	4,11	n. d. p.	1,51
25 juil. 1996	87,53	1,99	n. d. p.	n. d. p.	167,23	3,80	n. d. p.	1,39	254,76	5,79	n. d. p.	2,12
08 août 1996	111,75	2,54	n. d. p.	n. d. p.	163,03	3,71	n. d. p.	1,36	274,78	6,25	n. d. p.	2,29
22 août 1996	31,6	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	72,34	1,64	n. d. p.	n. d. p.	103,94	2,36	n. d. p.	n. d. p.
05 sept. 1996	28,11	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	71,09	1,62	n. d. p.	n. d. p.	99,2	2,25	n. d. p.	n. d. p.
19 sept. 1996	16,78	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	141,31	3,21	n. d. p.	1,18	158,09	3,59	n. d. p.	1,32
03 oct. 1996	28,89	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	174,33	3,96	n. d. p.	1,45	203,22	4,62	n. d. p.	1,69
17 oct. 1996	14,96	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	163,09	3,71	n. d. p.	1,36	178,05	4,05	n. d. p.	1,48
Fréquence relative de dépassement (%)		37,5	0	0		100	0	75		100	0	75

* Critère pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques

Annexe 7 (suite) Comparaison des teneurs en contaminants (HAP, BPC, dioxines et furanes, mercure) dans l'eau avec les critères de qualité des eaux de surface à la station 8,0 de la rivière Saint-Maurice en 1996

Date	Naphtalène Total				Acénaphène Total				Fluorène Total	
	Amplitude de dépassement du critère				Amplitude de dépassement du critère				Amplitude de dépassement du critère	
	Concentration	Contamination eau et organismes aquatiques*	Vie aquatique (toxicité aiguë)	Vie aquatique (toxicité chronique)	Concentration	Contamination eau et organismes aquatiques*	Vie aquatique (toxicité aiguë)	Vie aquatique (toxicité chronique)	Concentration	Contamination eau et organismes aquatiques*
(pg/l)	(10 ⁷ pg/l)	(0.34x10 ⁹ pg/l)	(0.015x10 ⁹ pg/l)	(pg/l)	(2X10 ⁷ pg/l)	(6.7x10 ⁷ pg/l)	(3x10 ⁶ pg/l)	(pg/l)	(1.3x10 ⁹ pg/l)	
11 juil. 1996	3 775	n. d. P.	n. d. p.	n. d. p.	504	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	594,5	n. d. p.
25 juil. 1996	13 555	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	1 254	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	1 944,5	n. d. p.
08 août 1996	7 635	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	374	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	1 004,5	n. d. p.
22 août 1996	2 615	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	0	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	171,5	n. d. p.
05 sept. 1996	1 705	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	44	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	130	n. d. p.
19 sept. 1996	4 065	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	749	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	524,5	n. d. p.
03 oct. 1996	4 355	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	394	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	564,5	n. d. p.
17 oct. 1996	6 475	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	632	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	844,5	n. d. p.
Fréquence relative de dépassement (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

* Critère pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques

Annexe 7 (suite) Comparaison des teneurs en contaminants (HAP, BPC, dioxines et furanes, mercure) dans l'eau avec les critères de qualité des eaux de surface à la station 8,0 de la rivière Saint-Maurice en 1996

Date	Phénanthrène Total		Anthracène Total		Fluoranthène Total				Benzo[a] anthracène Total	
	Amplitude de dépassement du critère		Amplitude de dépassement du critère		Amplitude de dépassement du critère				Amplitude de dépassement du critère	
	Concentration	Vie aquatique (toxicité chronique)	Concentration	Contamination eau et organismes aquatiques*	Concentration	Contamination eau et organismes aquatiques*	Vie aquatique (toxicité aiguë)	Vie aquatique (toxicité chronique)	Concentration	Contamination eau et organismes aquatiques*
(pg/l)	(6.3x10 ⁶ pg/l)	(pg/l)	(9.6x10 ⁹ pg/l)	(pg/l)	(0.3x10 ⁹ pg/l)	(2.3x10 ⁶ pg/l)	(1x10 ⁶ pg/l)	(pg/l)	(2 800 pg/l)	
11 juil. 1996	3 695	n. d. p.	190	n. d. p.	4 702,5	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	600	n. d. p.
25 juil. 1996	5 755	n. d. p.	810	n. d. p.	7 512,5	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	1 110	n. d. p.
08 août 1996	4 225	n. d. p.	140	n. d. p.	3 682,5	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	450	n. d. p.
22 août 1996	1 035	n. d. p.	94	n. d. p.	2 302,5	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	340	n. d. p.
05 sept. 1996	660	n. d. p.	150	n. d. p.	1 562,5	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	340	n. d. p.
19 sept. 1996	3 595	n. d. p.	200	n. d. p.	3 912,5	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	500	n. d. p.
03 oct. 1996	3 995	n. d. p.	0	n. d. p.	9 912,5	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	1 070	n. d. p.
17 oct. 1996	3 495	n. d. p.	130	n. d. p.	4 512,5	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	630	n. d. p.
Fréquence relative de dépassement (%)	0		0		0				0	

* Critère pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques

Annexe 7 (suite) Comparaison des teneurs en contaminants (HAP, BPC, dioxines et furanes, mercure) dans l'eau avec les critères de qualité des eaux de surface à la station 8,0 de la rivière Saint-Maurice en 1996

Date	Pyrène Total		Chrysène Total		Chrysène Phase dissoute		Benzo[a] pyrène Total	
	Amplitude de dépassement du critère		Amplitude de dépassement du critère		Amplitude de dépassement du critère		Amplitude de dépassement du critère	
	Concentration (pg/l)	Contamination eau et organismes aquatiques* (0.96X10 ⁹ pg/l)	Concentration (pg/l)	Contamination eau et organismes aquatiques* (2 800 pg/l)	Concentration (pg/l)	Contamination eau et organismes aquatiques* (2 800 pg/l)	Concentration (pg/l)	Contamination eau et organismes aquatiques* (2 800 pg/l)
11 juil. 1996	3 291	n. d. p.	2 055	n. d. p.	755	n. d. p.	666	n. d. p.
25 juil. 1996	5 681	n. d. p.	3 035	1,08	935	n. d. p.	987	n. d. p.
08 août 1996	7 371	n. d. p.	1 765	n. d. p.	765	n. d. p.	418	n. d. p.
22 août 1996	541	n. d. p.	1 365	n. d. p.	745	n. d. p.	235	n. d. p.
05 sept. 1996	1 961	n. d. p.	1 085	n. d. p.	555	n. d. p.	264	n. d. p.
19 sept. 1996	4 121	n. d. p.	1 445	n. d. p.	655	n. d. p.	420	n. d. p.
03 oct. 1996	6 751	n. d. p.	3 465	1,24	2 365	n. d. p.	787	n. d. p.
17 oct. 1996	2 861	n. d. p.	2 245	n. d. p.	1 365	n. d. p.	597	n. d. p.
Fréquence relative de dépassement (%)	0		25		0		0	

* Critère pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques

Annexe 7 (suite) Comparaison des teneurs en contaminants (HAP, BPC, dioxines et furanes, mercure) dans l'eau avec les critères de qualité des eaux de surface à la station 8,0 de la rivière Saint-Maurice en 1996

Date	Benzo[b] fluoranthène Total		Benzo[k] fluoranthène Total		Indéno[1,2,3-cd]pyrène Total		Somme des HAP de groupe 1 Total ¹	
	Amplitude de dépassement du critère		Amplitude de dépassement du critère		Amplitude de dépassement du critère		Amplitude de dépassement du critère	
	Concentration (pg/l)	Contamination eau et organismes aquatiques* (2 800 pg/l)	Concentration (pg/l)	Contamination eau et organismes aquatiques* (2 800 pg/l)	Concentration (pg/l)	Contamination eau et organismes aquatiques* (2 800 pg/l)	Concentration (pg/l)	Contamination eau et organismes aquatiques* (2 800 pg/l)
11 juil. 1996	1 618	n. d. p.	486	n. d. p.	601,4	n. d. p.	6 190,4	2,21
25 juil. 1996	2 398	n. d. p.	726	n. d. p.	983,4	n. d. p.	9 428,4	3,37
08 août 1996	1 248	n. d. p.	432	n. d. p.	490,4	n. d. p.	4 915,4	1,76
22 août 1996	888	n. d. p.	266	n. d. p.	181,4	n. d. p.	3 334,4	1,19
05 sept. 1996	758	n. d. p.	215	n. d. p.	264,4	n. d. p.	3 012,4	1,08
19 sept. 1996	918	n. d. p.	247	n. d. p.	346,4	n. d. p.	3 976,4	1,42
03 oct. 1996	2 288	n. d. p.	656	n. d. p.	817,4	n. d. p.	9 323,4	3,33
17 oct. 1996	1 418	n. d. p.	426	n. d. p.	497,4	n. d. p.	5 953,4	2,13
Fréquence relative de dépassement (%)		0		0		0		100

* Critère pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques

¹ Somme des HAP de groupe 1 = benzo[a]anthracène + benzo[b]fluoranthène + benzo[k]fluoranthène + benzo[a]pyrène + chrysène + indéno [1,2,3-cd] pyrène

Annexe 7 (suite) Comparaison des teneurs en contaminants (HAP, BPC, dioxines et furanes, mercure) dans l'eau avec les critères de qualité des eaux de surface à la station 8,0 de la rivière Saint-Maurice en 1996

Date	Somme des HAP de groupe 1 Dissous ¹		Somme des HAP de groupe 1 Particulaire ¹		Somme des dioxines et furanes dissous			
	Amplitude de dépassement du critère		Amplitude de dépassement du critère		Amplitude de dépassement du critère			
	<i>Concentration</i>	<i>Contamination eau et organismes aquatiques*</i>	<i>Concentration</i>	<i>Contamination eau et organismes aquatiques*</i>	<i>Concentration</i>	<i>Contamination eau et organismes aquatiques*</i>	<i>Vie aquatique (toxicité aiguë)</i>	<i>Faune terrestre piscivore</i>
	(pg/l)	(2 800 pg/l)	(pg/l)	(2 800 pg/l)	(pg/l)	(0.013 pg/l)	(1x10 ⁶ pg/l)	(0.0031 pg/l)
11 juil. 1996	1 430,4	n. d. p.	4 760	1,70	0,00024	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.
25 juil. 1996	4 268,4	1,52	5 160	1,84	0,00023	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.
08 août 1996	2 460,4	n. d. p.	2 455	n. d. p.	0,00042	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.
22 août 1996	2 081,4	n. d. p.	1 253	n. d. p.	0,00028	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.
05 sept. 1996	1 670,4	n. d. p.	1 342	n. d. p.	0,00029	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.
19 sept. 1996	2 217,4	n. d. p.	1 759	n. d. p.	0	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.
03 oct. 1996	6 863,4	2,45	2 460	n. d. p.	0,00001	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.
17 oct. 1996	3 819,4	1,36	2 134	n. d. p.	0,00001	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.
Fréquence relative de dépassement (%)		37,5		25		0	0	0

* Critère pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques

¹ Somme des HAP de groupe 1 = benzo[a]anthracène + benzo[b]fluoranthène + benzo[k]fluoranthène + benzo[a]pyrène + chrysène + indéno [1,2,3-cd] pyrène

Annexe 7

Comparaison des teneurs en contaminants (HAP, BPC, dioxines et furanes, mercure) dans l'eau avec les critères de qualité des eaux de surface à la station 8,0 de la rivière Saint-Maurice en 1996

Date	Somme des dioxines et furanes particulaire				Somme des dioxines et furanes total			
	Amplitude de dépassement du critère				Amplitude de dépassement du critère			
	Concentration (pg/l)	Contamination eau et organismes aquatiques*	Vie aquatique (toxicité aiguë) (1x10 ⁶ pg/l)	Faune terrestre piscivore (0.0031 pg/l)	Concentration (pg/l)	Contamination eau et organismes aquatiques*	Vie aquatique (toxicité aiguë) (1x10 ⁶ pg/l)	Faune terrestre piscivore (0.0031 pg/l)
11 juil. 1996	0,00331	n. d. p.	n. d. p.	1,07	0,00355	n. d. p.	n. d. p.	1,15
25 juil. 1996	0,01522	1,17	n. d. p.	4,91	0,01545	1,19	n. d. p.	4,98
08 août 1996	0,00801	n. d. p.	n. d. p.	2,58	0,00843	n. d. p.	n. d. p.	2,72
22 août 1996	0,00182	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	0,0021	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.
05 sept. 1996	0,0015	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	0,00179	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.
19 sept. 1996	0,19576	15,05	n. d. p.	63,15	0,19576	15,06	n. d. p.	63,15
03 oct. 1996	0,00161	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	0,00162	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.
17 oct. 1996	0,00194	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.	0,00195	n. d. p.	n. d. p.	n. d. p.
Fréquence relative de dépassement (%)		25	0	50		25	0	50

* Critère pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques

Station	Carbone organique total (%)	Naphtalène µg/g	Phénanthrène µg/g	Pyrène µg/g	Fluoranthène µg/g	Chrysène µg/g	Benzo[a]pyrène µg/g	Benzo[a]anthracène µg/g
27	0,94	0,56	0,75	0,94	1,88	0,75	0,66	0,47
27	1,10	0,66	0,88	1,10	2,20	0,88	0,77	0,55
27	0,93	0,56	0,74	0,93	1,86	0,74	0,65	0,47
27	1,00	0,60	0,80	1,00	2,00	0,80	0,70	0,50
27	1,10	0,66	0,88	1,10	2,20	0,88	0,77	0,55
36,1	2,80	1,68	2,24	2,80	5,60	2,24	1,96	1,40
36,1	3,90	2,34	3,12	3,90	7,80	3,12	2,73	1,95
36,1	2,00	1,20	1,60	2,00	4,00	1,60	1,40	1,00
36,1	3,10	1,86	2,48	3,10	6,20	2,48	2,17	1,55
38	3,40	2,04	2,72	3,40	6,80	2,72	2,38	1,70
38	2,10	1,26	1,68	2,10	4,20	1,68	1,47	1,05
38	3,00	1,80	2,40	3,00	6,00	2,40	2,10	1,50
38	2,90	1,74	2,32	2,90	5,80	2,32	2,03	1,45
39	2,20	1,32	1,76	2,20	4,40	1,76	1,54	1,10
39	2,30	1,38	1,84	2,30	4,60	1,84	1,61	1,15
39	2,20	1,32	1,76	2,20	4,40	1,76	1,54	1,10
39	2,50	1,50	2,00	2,50	5,00	2,00	1,75	1,25
51,2								
51,2								
51,2	2,60	1,56	2,08	2,60	5,20	2,08	1,82	1,30
51,2	4,50	2,70	3,60	4,50	9,00	3,60	3,15	2,25
158,5	1,20	0,72	0,96	1,20	2,40	0,96	0,84	0,60
158,5	1,70	1,02	1,36	1,70	3,40	1,36	1,19	0,85
158,5	0,89	0,53	0,71	0,89	1,78	0,71	0,62	0,45
158,5	1,90	1,14	1,52	1,90	3,80	1,52	1,33	0,95
158,5	1,50	0,90	1,20	1,50	3,00	1,20	1,05	0,75
173,5	1,10	0,66	0,88	1,10	2,20	0,88	0,77	0,55
173,5	0,72	0,43	0,58	0,72	1,44	0,58	0,50	0,36
173,5	0,88	0,53	0,70	0,88	1,76	0,70	0,62	0,44
173,5	0,64	0,38	0,51	0,64	1,28	0,51	0,45	0,32

1. Les seuils ont été calculés à partir de la méthode indiquée par Environnement Canada et le ministère de l'Environnement du Québec (1992). Chaque échantillon a été calculé séparément en normalisant pour le pourcentage de COT.

Le seuil d'effets néfastes a été établi en multipliant le SEN (en µg/g pour 1 % COT) par le pourcentage de COT de l'échantillon. Par exemple, le SEN relatif au naphtalène du premier échantillon est obtenu en multipliant le critère SEN (0,6 µg/g) par 0,94 % COT = 0,56 µg/g

Année	N° de station	Station	N	Équation de la droite de régression	R ²	Prob.
Chair de meunier noir						
1996	173,5	Amont de La Tuque	13	[ln Hg] = -4,3 + 0,008108LT	0,5066	0,0038
	164,5	Aval de La Tuque	6	[ln Hg] = -3,1 + 0,004549LT	-0,0653	0,4518 ^{NS}
	68,5	Saint-Roch-de-Mékinac	14	[ln Hg] = -6,29 + 0,007183LT	0,7548	0,0001
	51,2	Amont de Grand-Mère	9	[ln Hg] = -3,88 + 0,007183LT	0,0441	0,2802 ^{NS}
	44,5	Aval de Grand-Mère	2	effectif trop faible		
	25,5	Saint-Étienne-des-Grès	11	[ln Hg] = 0,25 - 0,002412LT	-0,0775	0,6093 ^{NS}
Chair de grand corégone						
1996	173,5	Amont de La Tuque	6	[ln Hg] = -3,76 + 0,00646LT	0,0870	0,2911 ^{NS}
Chair de grand brochet						
1996	173,5	Amont de La Tuque	16	[ln Hg] = -2,77 + 0,00411LT	0,7327	0,0001
	164,5	Aval de La Tuque	17	[ln Hg] = -2,27 + 0,002675LT	0,4784	0,0013
	68,5	Saint-Roch-de-Mékinac	1	effectif trop faible		
	51,2	Amont de Grand-Mère	3	[ln Hg] = -3,08 + 0,003722LT	0,6956	0,2551 ^{NS}
	25,5	Saint-Étienne-des-Grès	2	effectif trop faible		
Chair de doré jaune						
1996	219,5	Réservoir Blanc	8	[ln Hg] = -2,18 + 0,004103LT	0,9305	0,0001
	173,5	Amont de La Tuque	17	[ln Hg] = -1,76 + 0,003385LT	0,3469	0,0076
	164,5	Aval de La Tuque	14	[ln Hg] = -2,19 + 0,004655LT	0,8159	0,0001
	68,5	Saint-Roch-de-Mékinac	17	[ln Hg] = -2,65 + 0,004681LT	0,7085	0,0001
	51,2	Amont de Grand-Mère	5	[ln Hg] = -2,45 + 0,00512LT	0,7856	0,0288
	44,5	Aval de Grand-Mère	7	[ln Hg] = -3,61 + 0,007261LT	0,6487	0,0177
	25,5	Saint-Étienne-des-Grès	6	[ln Hg] = -2,81 + 0,005218LT	0,4052	0,1038 ^{NS}
Chair de barbotte brune						
1996	68,5	Saint-Roch-de-Mékinac	3	[ln Hg] = -0,50 - 0,005402LT	0,5942	0,2975 ^{NS}
Chair de perchaude						
	164,5	Aval de La Tuque	2	effectif trop faible		
	68,5	Saint-Roch-de-Mékinac	8	[ln Hg] = -4,59 + 0,016228LT	0,476	0,035
	51,2	Amont de Grand-Mère	3	[ln Hg] = -2,72 + 0,008902LT	-0,4121	0,6352 ^{NS}
	44,5	Aval de Grand-Mère	3	[ln Hg] = -3,52 + 0,012702LT	0,9951	0,0316
	25,5	Saint-Étienne-des-Grès	2	effectif trop faible		

Annexe 9 (suite) Régressions linéaires des teneurs en mercure dans la chair et dans le poisson entier en fonction de la longueur totale de différentes espèces de poisson récoltés dans la rivière Saint-Maurice en 1996

Année	N° de station	Station	N	Équation de la droite de régression	R ²	Prob.
Meunier noir entier						
	173,5	Amont de La Tuque	6	$[\ln\text{Hg}] = -9,14 + 0,018333\text{LT}$	0,7433	0,017
	164,5	Aval de La Tuque	10	$[\ln\text{Hg}] = -2,71 + 0,003161\text{LT}$	0,2109	0,1022 ^{NS}
	51,2	Amont de Grand-Mère	5	$[\ln\text{Hg}] = -4,42 + 0,007372\text{LT}$	0,4138	0,1455 ^{NS}
	44,5	Aval de Grand-Mère	8	$[\ln\text{Hg}] = -1,61 + 0,001098\text{LT}$	-0,1358	0,7005 ^{NS}
	25,5	Saint-Étienne-des-Grès	3	$[\ln\text{Hg}] = 2,54 + 0,012100\text{LT}$	-0,2438	0,5784 ^{NS}
	0,2	Shawinigan	4	$[\ln\text{Hg}] = -0,77 + 0,000262\text{LT}$	-0,4981	0,9644 ^{NS}

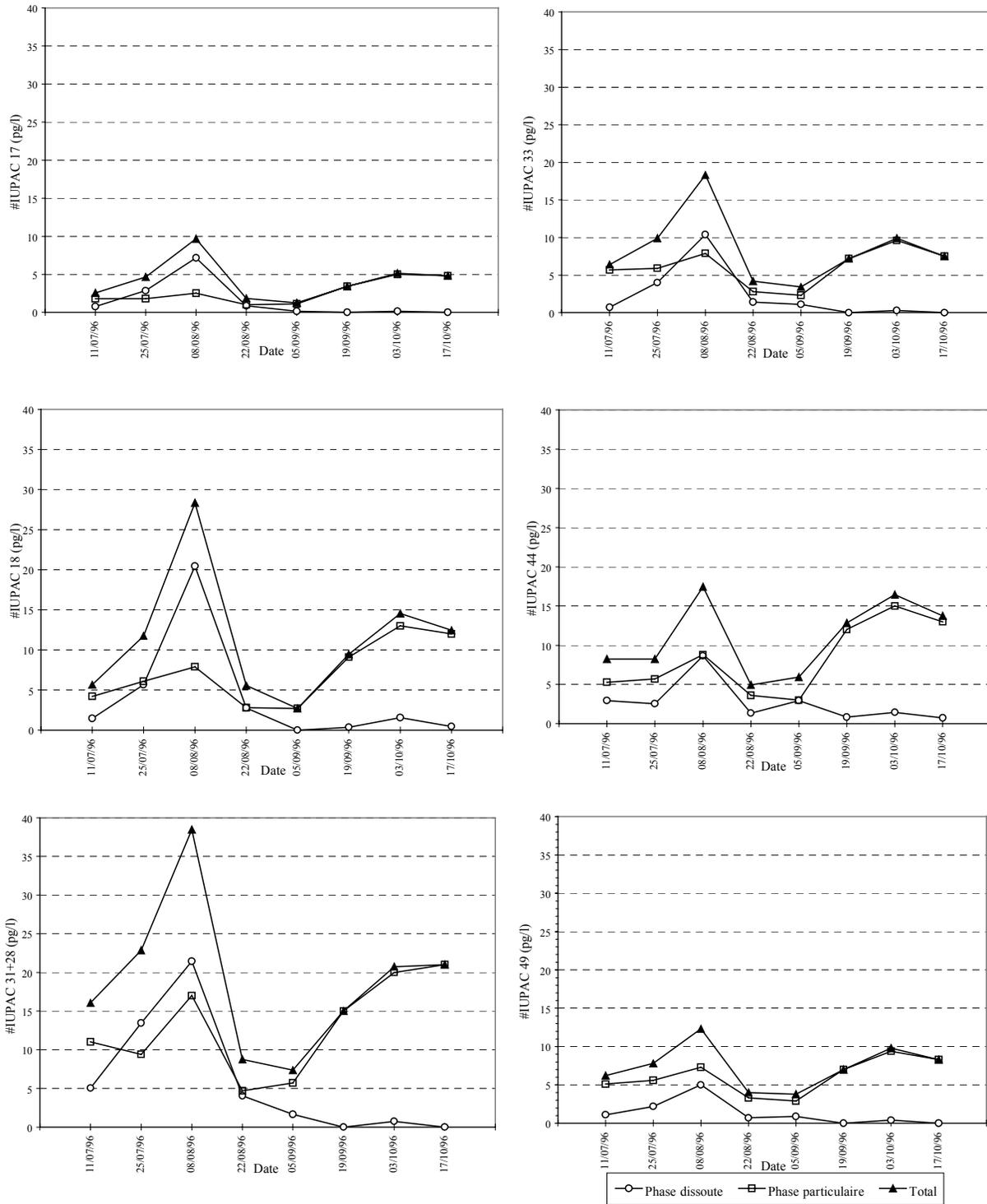
N = nombre de mesures

R² = coefficient de détermination ajusté

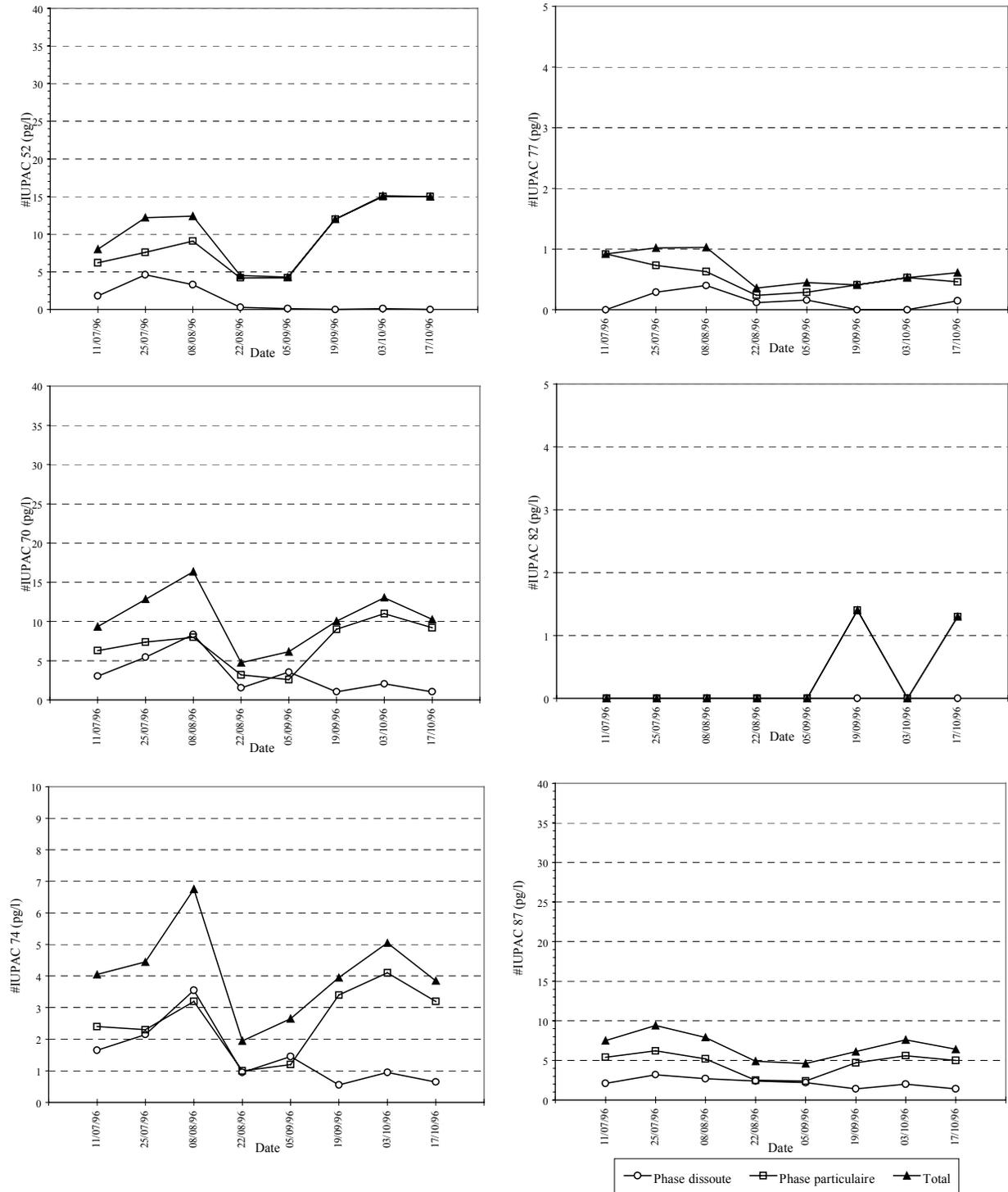
$[\ln\text{Hg}]$ = logarithme naturel de la teneur en mercure (mg/kg)

LT = longueur totale en millimètres

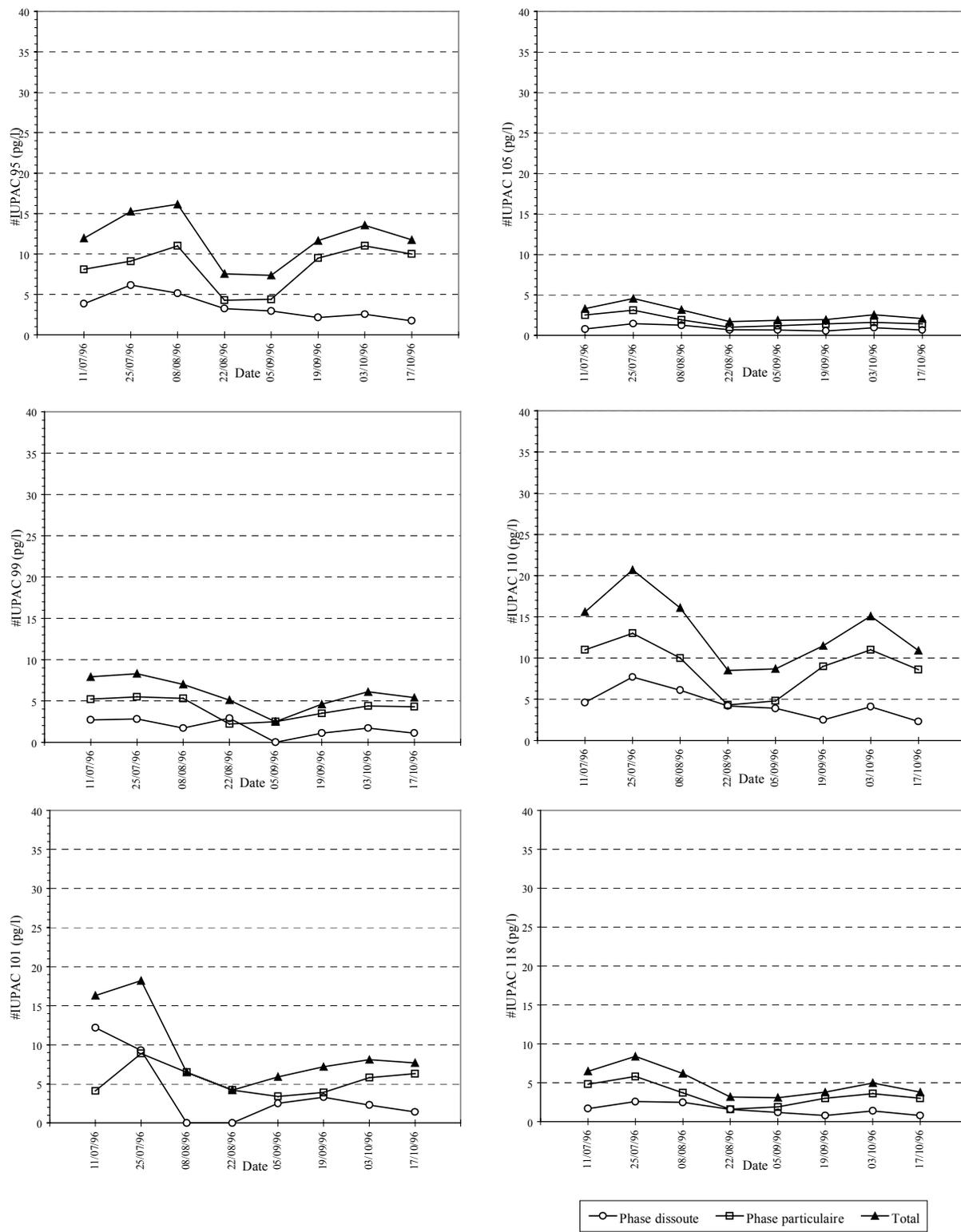
^{NS} = régression non significative



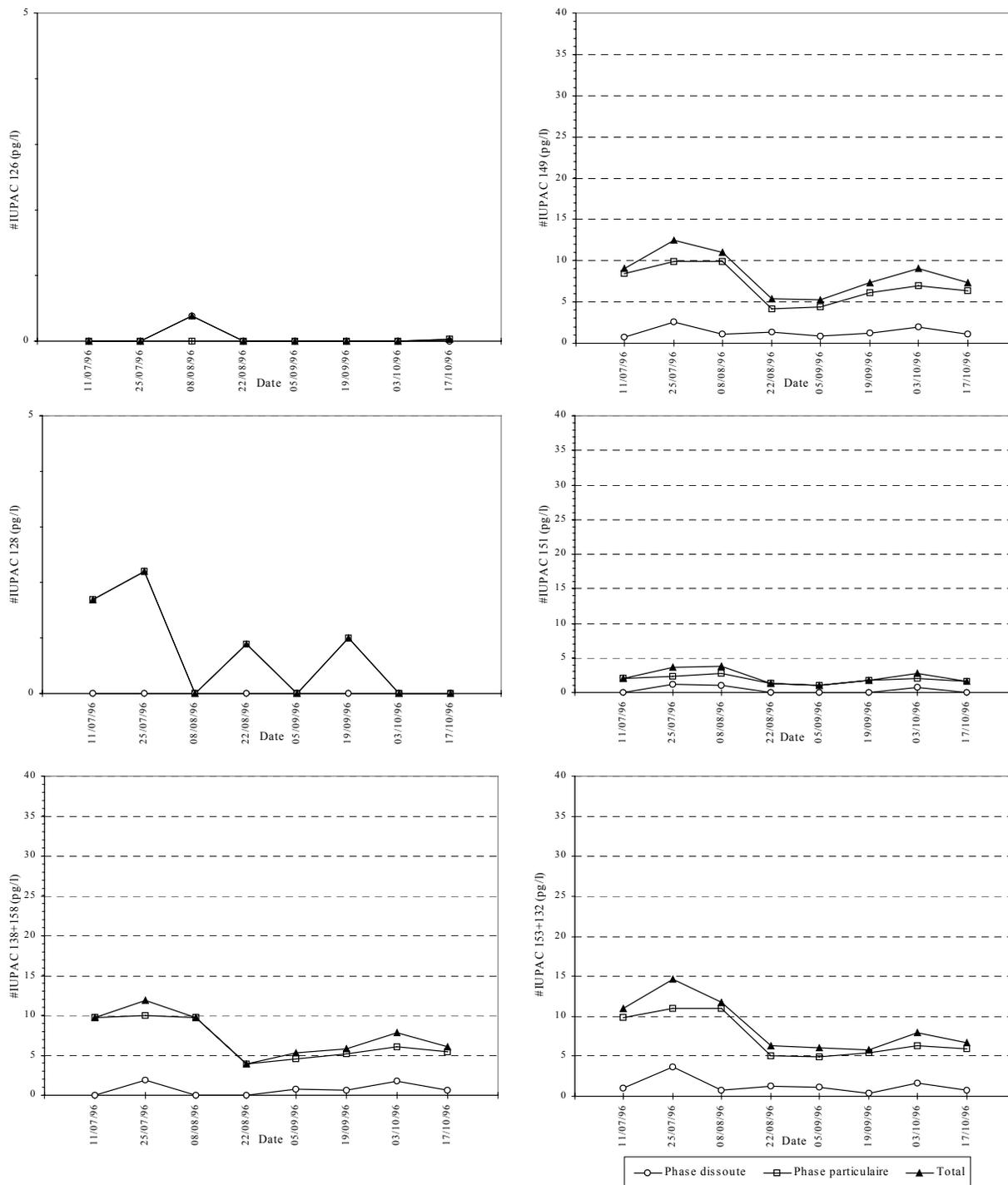
Annexe 10 (suite) Graphiques de l'évolution temporelle des congénères de BPC dans l'eau à la station 8,0 en 1996



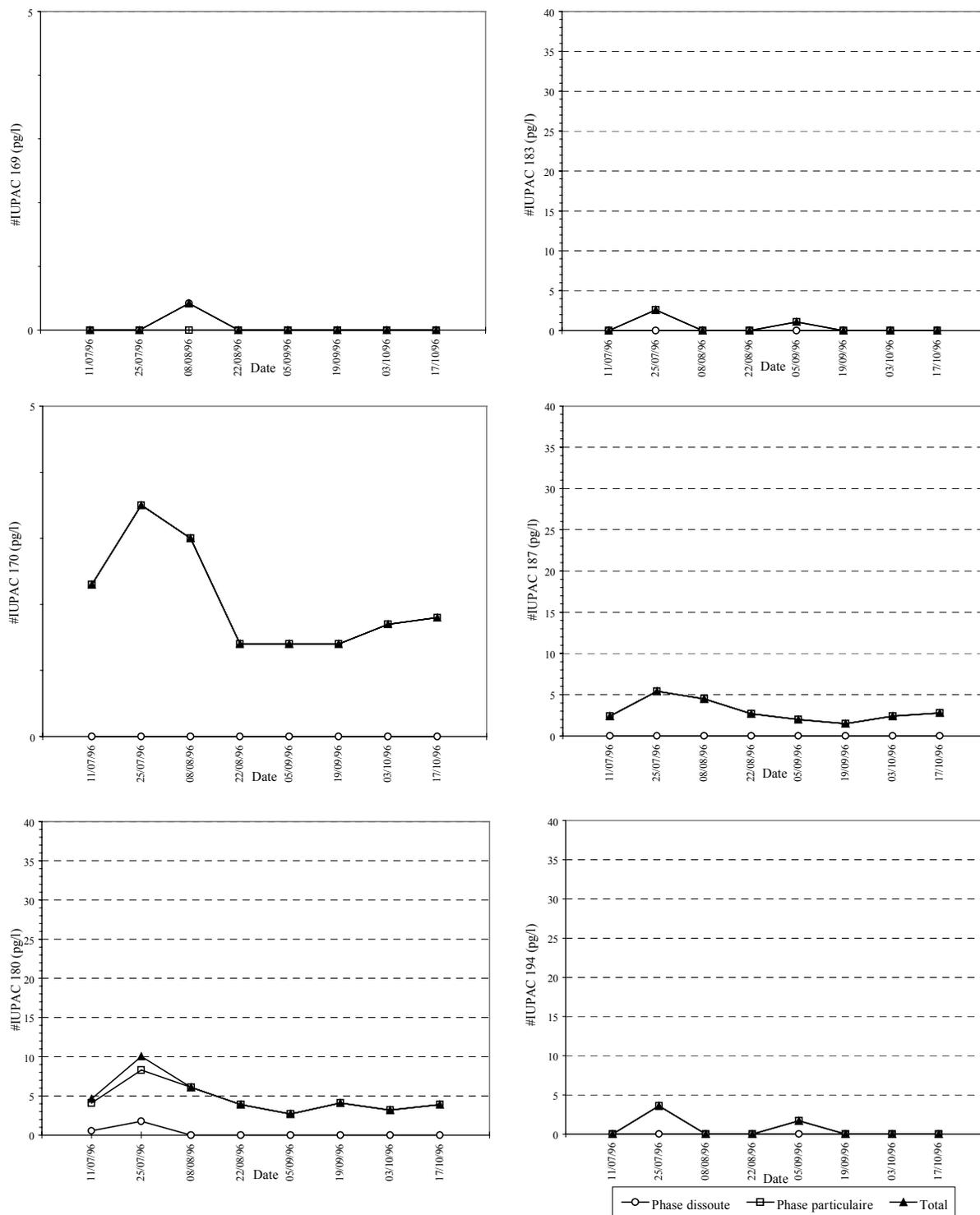
Annexe 10 (suite) Graphiques de l'évolution temporelle des congénères de BPC dans l'eau à la station 8,0 en 1996



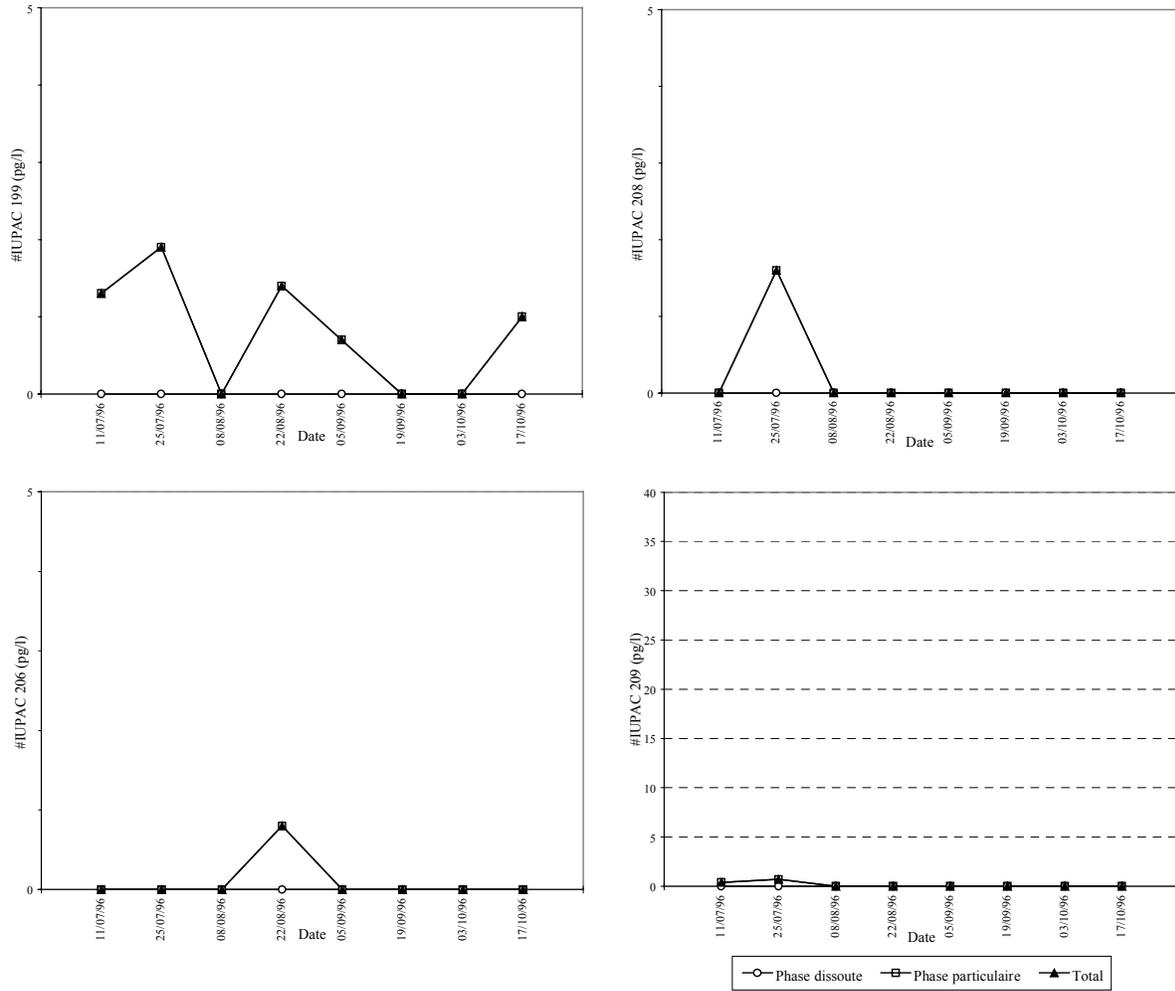
Annexe 10 (suite) Graphiques de l'évolution temporelle des congénères de BPC dans l'eau à la station 8,0 en 1996

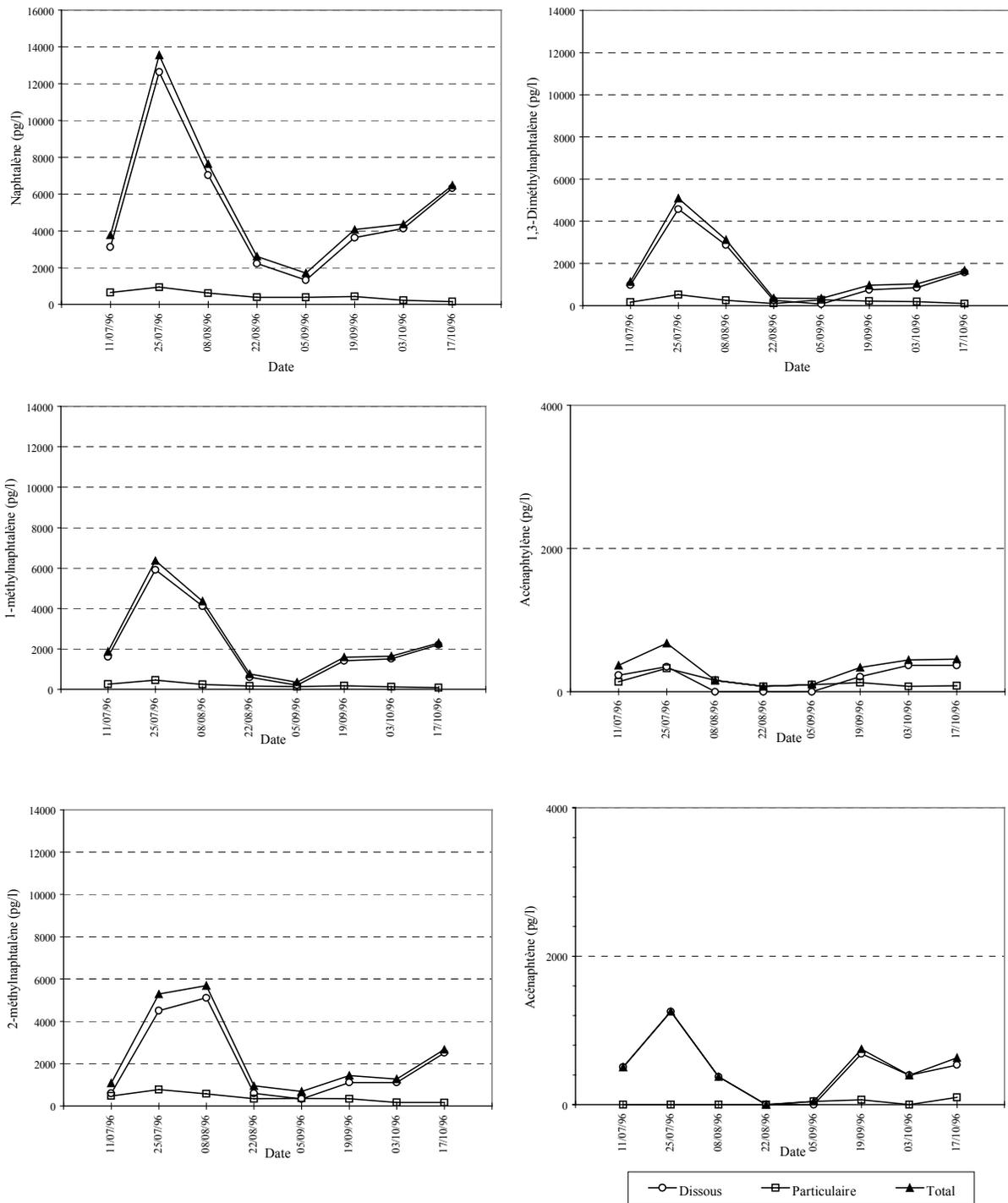


Annexe 10 (suite) Graphiques de l'évolution temporelle des congénères de BPC dans l'eau à la station 8,0 en 1996

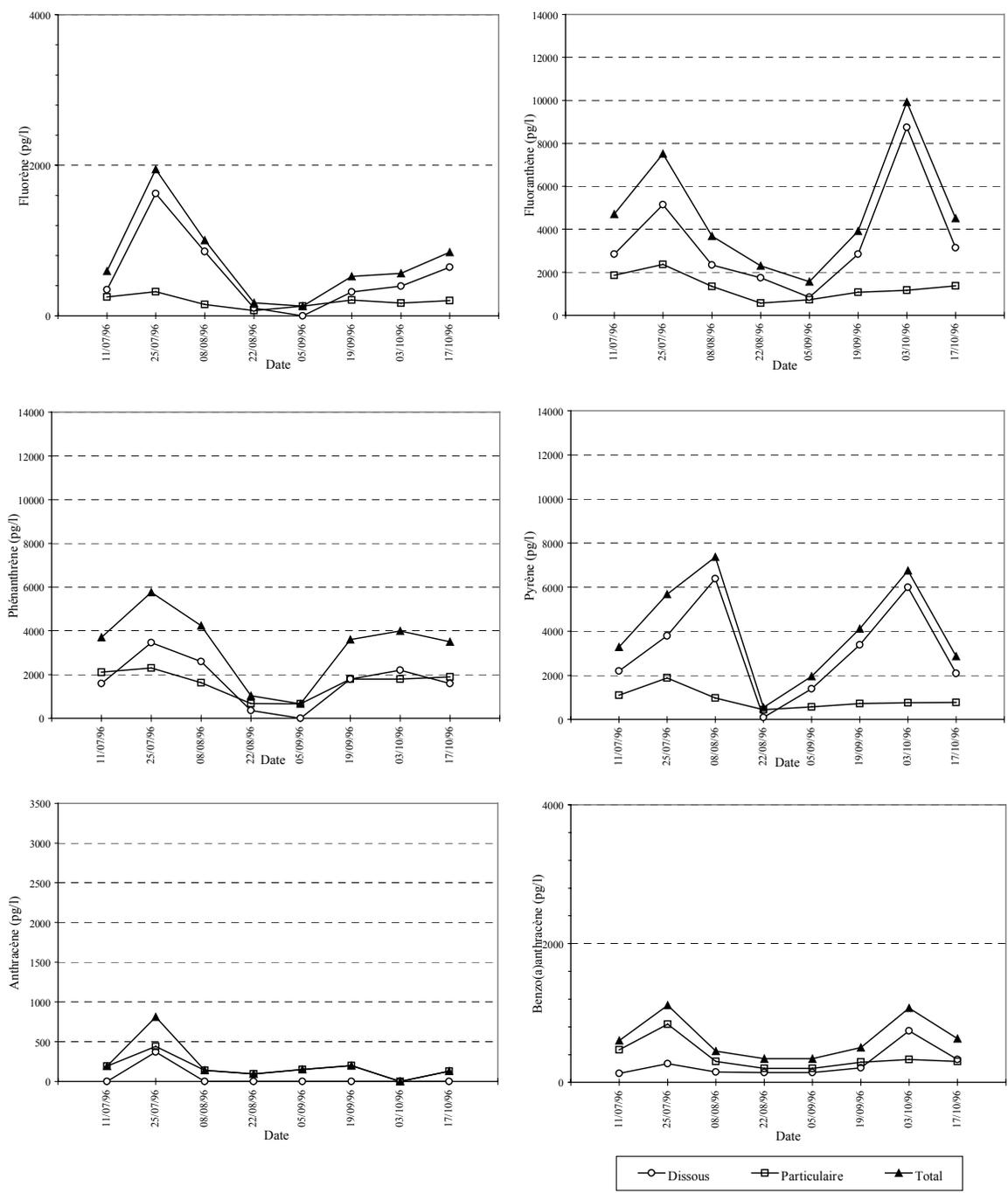


Annexe 10 (suite) Graphiques de l'évolution temporelle des congénères de BPC dans l'eau à la station 8,0 en 1996

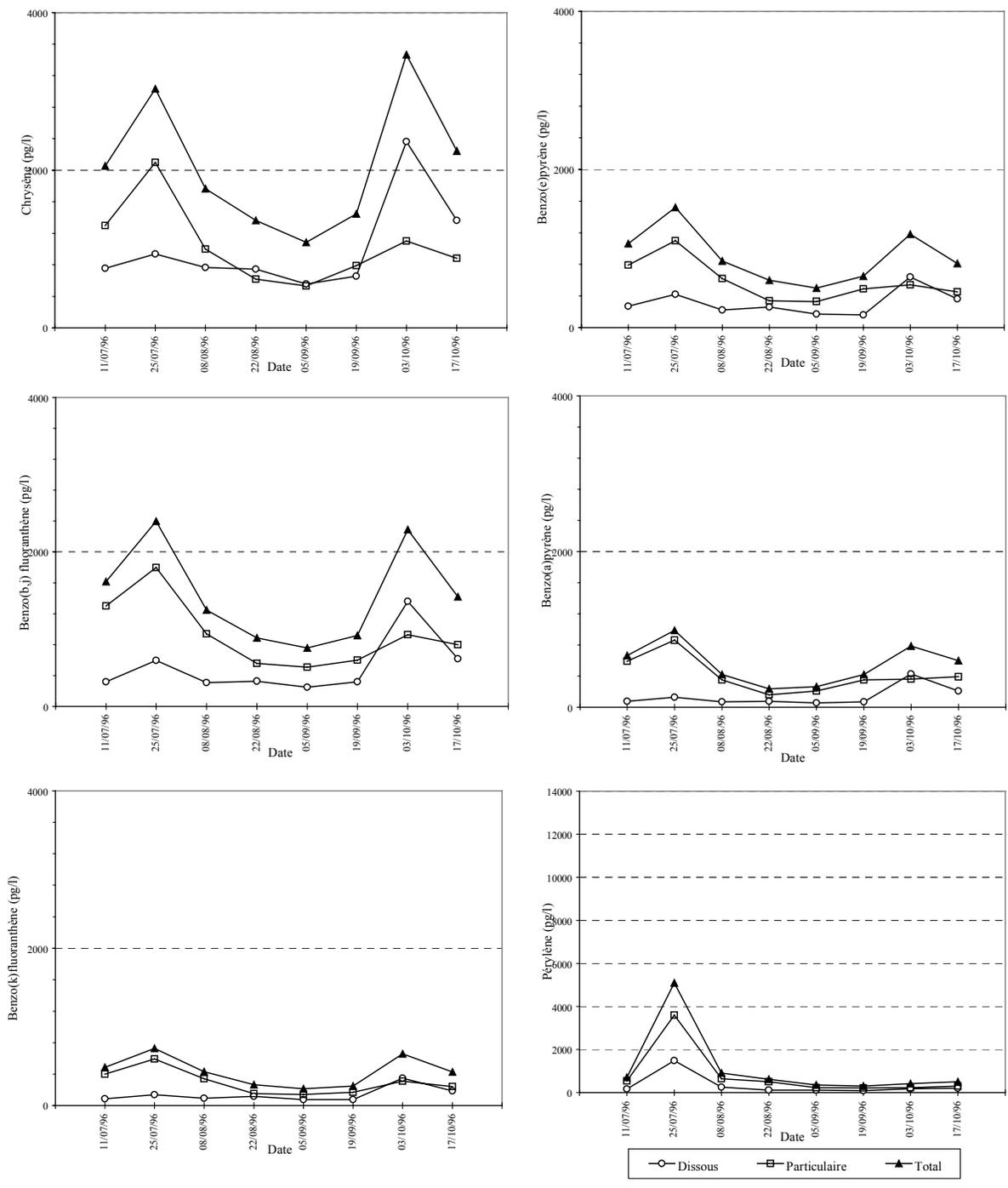




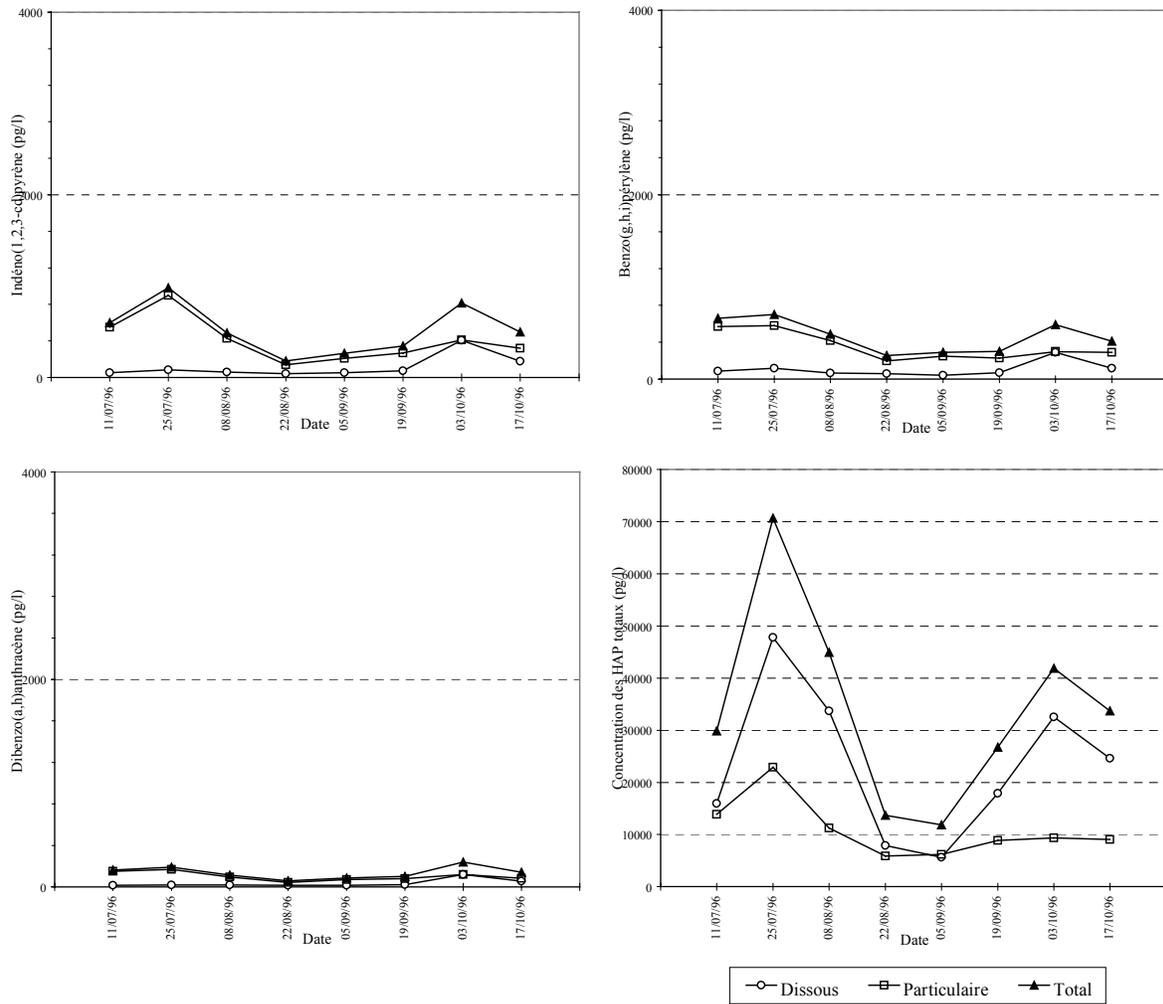
Annexe 11 (suite) Graphiques de l'évolution temporelle des différents HAP dans l'eau à la station 8,0 en 1996



Annexe 11 (suite) Graphiques de l'évolution temporelle des différents HAP dans l'eau à la station 8,0 en 1996



Annexe 11 (suite) Graphiques de l'évolution temporelle des différents HAP dans l'eau à la station 8,0 en 1996



Annexe 12 Détermination des coefficients de partition octanol-eau des HAP

Les coefficients de partition octanol-eau ($\log K_{oe}$) ont été déterminés en consultant différentes bases de données et références (National Library of Medicine des États-Unis, 1997; National Institute for Occupational Safety and Health des États-Unis, 1997; Michigan Department of Natural Resources, 1997; Mackay *et al.*, 1992a et b, 1993, 1995). Pour chaque substance, un coefficient moyen a été calculé à partir des données disponibles dans ces bases de données. Lors du calcul du coefficient moyen, les valeurs extrêmes étaient laissées de côté (les valeurs appartenant aux centiles 10 et 90).

Annexe 13

ranulométrie des sédiments en suspension et du surnageant de la rivière Saint-Maurice

Station	Station BQMA	DATE	Numéro	TYPE	SABLE MOYEN	SABLE FIN	SABLE TRES FIN	LIMON GROSSIER	LIMON GROSSIER	LIMON MOYEN	LIMON FIN	LIMON TRES FIN	ARGILE		SABLE	LIMON
					250 < = X < 500	125 < = X < 250	63 < = X < 125	31 < = X < 63	15,6 < = X < 31	7,8 < = X < 15,6	3,9 < = X < 7,8	2 < X < 3,9	0,98 < X < 2,49	X < 0,98	3 < = X < 500	X < 63
					φ = 2 %	φ = 3 %	φ = 4 %	φ = 5 %	φ = 6 %	φ = 7 %	φ = 8 %	φ = 9 %	φ = 10 %	φ = 11 %	%	%
27	5010431	960910	74412	SS	5,95E-06	6,66E-05	0,03	0,05	0,15	0,65	3,14	11,54	46,95	37,53	0,03	15,54
27	5010431	960910	74413	SS	0,00E+ 00	6,20E-04	0,06	0,07	0,34	1,40	4,79	14,66	45,63	33,08	0,06	21,26
27	5010431	960910	74414	SS	0,00E+ 00	1,88E-03	0,06	0,15	0,54	2,09	6,26	16,17	45,96	28,82	0,06	25,21
27	5010431	960910	74415	SS	0,00E+ 00	7,19E-04	0,05	0,11	0,57	2,46	6,87	16,47	45,88	27,65	0,06	26,48
27	5010431	960910	74416	SS	0,00E+ 00	4,92E-04	0,06	0,05	0,26	1,08	3,74	12,00	44,63	38,19	0,06	17,14
36,1	5010407	960911	74417	SS	0,00E+ 00	1,17E-02	0,06	0,29	1,40	4,81	10,42	20,15	40,86	22,07	0,07	37,07
36,1	5010407	960911	74418	SS	0,00E+ 00	1,44E-03	0,05	0,26	1,46	5,35	11,51	21,05	41,04	19,33	0,05	39,62
36,1	5010407	960911	74419	SS	0,00E+ 00	9,42E-03	0,06	0,33	1,45	4,98	10,37	19,97	41,32	21,52	0,07	37,11
36,1	5010407	960911	74420	SS	0,00E+ 00	5,82E-04	0,06	0,15	0,80	2,48	6,16	15,94	43,44	31,00	0,06	25,53
38	5010331	960911	74421	SS	0,00E+ 00	5,65E-04	0,06	0,18	0,93	2,98	6,68	14,86	45,71	28,63	0,06	25,62
38	5010331	960911	74422	SS	0,00E+ 00	4,40E-04	0,07	0,05	0,20	0,83	3,02	10,24	45,85	39,80	0,07	14,33
38	5010331	960911	74423	SS	0,00E+ 00	9,14E-05	0,04	0,06	0,17	0,69	2,67	9,81	49,28	37,33	0,04	13,41
38	5010331	960911	74424	SS	0,00E+ 00	5,62E-04	0,06	0,08	0,43	1,68	4,42	12,24	46,62	34,53	0,06	18,85
39	5010408	960911	74425	SS	0,00E+ 00	6,47E-04	0,06	0,20	0,85	2,42	5,48	13,50	44,14	33,40	0,06	22,45
39	5010408	960911	74426	SS	0,00E+ 00	2,94E-04	0,06	0,20	1,23	3,92	8,11	16,07	43,69	26,77	0,06	29,52
39	5010408	960911	74427	SS	0,00E+ 00	2,86E-04	0,05	0,27	1,33	3,63	7,78	18,12	40,95	27,89	0,05	31,12
39	5010408	960911	74428	SS	0,00E+ 00	2,81E-02	0,06	0,19	1,28	3,91	8,96	19,59	43,03	23,00	0,09	33,94
51,2	5010127	960910	74431	SS												
51,2	5010127	960910	74432	SS												
51,2	5010127	960910	74433	SS	0,00E+ 00	1,25E-05	0,01	0,07	0,25	1,87	6,21	15,71	45,66	30,25	0,01	24,10
51,2	5010127	960910	74434	SS	0,00E+ 00	6,03E-05	0,03	0,12	1,01	3,90	9,12	17,97	42,99	24,92	0,03	32,11
158,5	5010010	960909	74435	SS	0,00E+ 00	7,55E-04	0,06	0,20	0,97	3,04	7,45	17,34	43,49	27,50	0,06	28,99
158,5	5010010	960909	74436	SS	0,00E+ 00	0,00E+ 00	0,00E+ 00	0,30	2,72	6,62	10,90	18,78	39,09	21,23	0,00	39,31
158,5	5010010	960909	74437	SS	0,00E+ 00	0,00E+ 00	0,00E+ 00	0,16	2,05	5,29	10,11	18,82	40,50	22,83	0,00	36,42
158,5	5010010	960909	74438	SS	0,00E+ 00	2,40E-04	0,06	0,37	2,15	5,89	10,50	19,15	40,02	21,88	0,06	38,06
158,5	5010010	960909	74439	SS	0,00E+ 00	1,89E-04	0,05	0,30	1,65	4,37	7,97	16,55	43,10	26,06	0,05	30,84
173,5	5010011	960909	74440	SS	0,00E+ 00	1,54E-04	0,05	0,18	0,73	2,50	6,86	17,44	43,76	28,52	0,05	27,70
173,5	5010011	960909	74441	SS	0,00E+ 00	4,25E-04	0,05	0,20	0,82	2,63	7,19	14,88	43,36	30,89	0,05	25,73
173,5	5010011	960909	74442	SS	0,00E+ 00	4,77E-04	0,08	0,37	1,34	3,88	8,45	18,07	41,56	26,27	0,08	32,10
173,5	5010011	960909	74443	SS	0,00E+ 00	2,55E-04	0,05	0,26	0,94	3,01	7,94	16,52	42,49	28,81	0,05	28,66
36,1	5010407	960911	74420S	Sur.	0,00E+ 00	0,0002243	0,05	0,08	0,60	2,55	7,51	17,77	46,54	24,97	0,05	28,51
38	5010331	960911	74421S	Sur.	0,00E+ 00	0,0001128	0,02	0,07	0,26	1,13	5,25	17,91	50,66	24,75	0,02	24,61
38	5010331	960911	74422S	Sur.	0,00E+ 00	0,00053656	0,04	0,27	1,51	3,81	7,28	18,61	46,85	21,64	0,04	31,47
38	5010331	960911	74423S	Sur.	0,00E+ 00	0,0052973	0,05	0,82	4,58	7,99	9,42	16,09	34,83	26,23	0,06	38,90
38	5010331	960911	74424S	Sur.	0,00E+ 00	0,00290499	0,06	0,08	0,53	1,93	5,75	23,94	52,62	15,09	0,06	32,22
Moyenne Sédiment en suspension					2,125E-07	0,002160689	0,05	0,19	1,00	3,16	7,25	16,20	43,61	28,56	0,05	27,79

SS = Sédiments en suspension

Sur.= Surnageant

Station	Station BQMA	DATE	ECH NO	TYPE	Poids échantillon <180 µ g	NAPHTALÈNE µg/g	ACÉNAPHTYLÈNE µg/g	ACÉNAPHTÈNE µg/g	FLUORÈNE µg/g	PHÉNANTHRÈNE µg/g
36,1	5010407	960911	74420S	Sur.	0,12	2,08	0,17	0,17	0,25	1,17
36,1	5010407	960911	74420	SS	61,918	0,12	0,02	0,03	0,05	0,50
38	5010331	960911	74421S	Sur.	0,07	0,57	< 0,14	0,14	0,29	1,43
38	5010331	960911	74421	SS	50,16	0,15	< 0,02	0,05	0,05	0,72
38	5010331	960911	74422S	Sur.	0,09	0,78	< 0,11	0,22	0,33	2,44
38	5010331	960911	74422	SS	60,974	0,07	< 0,02	0,03	0,04	0,59
38	5010331	960911	74423S	Sur.	0,08	0,88	< 0,13	0,25	0,38	2,25
38	5010331	960911	74423	SS	55,208	0,11	< 0,02	0,04	0,05	0,70
38	5010331	960911	74424S	Sur.	0,08	0,63	< 0,13	0,25	0,38	2,88
38	5010331	960911	74424	SS	43,836	0,08	< 0,02	0,03	0,04	0,56
Poids total du contaminant dans les échantillons de sédiments en suspension et le surnageant										
						µg	µg	µg	µg	µg
36,1	5010407	960911	74420S	Sur.		0,25	0,02	0,02	0,03	0,14
36,1	5010407	960911	74420	SS		7,43	1,24	1,86	3,10	30,96
38	5010331	960911	74421S	Sur.		0,04	< 0,01	0,01	0,02	0,10
38	5010331	960911	74421	SS		7,52	< 1,00	2,51	2,51	36,12
38	5010331	960911	74422S	Sur.		0,07	< 0,01	0,02	0,03	0,22
38	5010331	960911	74422	SS		4,27	< 1,22	1,83	2,44	35,97
38	5010331	960911	74423S	Sur.		0,07	< 0,01	0,02	0,03	0,18
38	5010331	960911	74423	SS		6,07	< 1,10	2,21	2,76	38,65
38	5010331	960911	74424S	Sur.		0,05	< 0,01	0,02	0,03	0,23
38	5010331	960911	74424	SS		3,51	< 0,88	1,32	1,75	24,55
Pourcentage de la contamination dans le surnageant (Sur.) par rapport au sédiment en suspension (SS)										
						%	%	%	%	%
36,1	5010407	960911	74420S	Sur.		3,36	1,65	1,10	0,97	0,45
36,1	5010407	960911	74420	SS						
38	5010331	960911	74421S	Sur.		0,53	nd	0,39	0,81	0,28
38	5010331	960911	74421	SS						
38	5010331	960911	74422S	Sur.		1,64	nd	1,08	1,22	0,61
38	5010331	960911	74422	SS						
38	5010331	960911	74423S	Sur.		1,16	nd	0,91	1,10	0,47
38	5010331	960911	74423	SS						
38	5010331	960911	74424S	Sur.		1,44	nd	1,52	1,73	0,94
38	5010331	960911	74424	SS						

Annexe 14 (suite)

Contamination des sédiments en suspension et du surnageant lors du tamisage à 180 µm

Station	Station BQMA	DATE	ECH NO	TYPE	ANTHRACÈNE µg/g	FLUORANTHÈNE µg/g	PYRÈNE µg/g	BENZO[C] PHÉNANTHRÈNE µg/g	BENZO[A] ANTHRACÈNE µg/g	CHRYSÈNE µg/g
36,1	5010407	960911	74420S	Sur.	0,67	2,33	2,00	0,17	1,17	3,08
36,1	5010407	960911	74420	SS	0,15	0,73	0,70	0,04	0,42	1,30
38	5010331	960911	74421S	Sur.	1,14	5,14	4,43	0,29	2,14	7,00
38	5010331	960911	74421	SS	0,28	1,80	1,70	0,10	1,10	4,30
38	5010331	960911	74422S	Sur.	1,11	4,56	4,00	0,22	1,78	5,89
38	5010331	960911	74422	SS	0,17	1,50	1,30	0,07	0,82	2,60
38	5010331	960911	74423S	Sur.	1,25	7,75	6,63	0,50	3,63	11,25
38	5010331	960911	74423	SS	0,24	1,90	1,70	0,12	1,20	4,20
38	5010331	960911	74424S	Sur.	1,75	6,88	5,88	0,38	2,88	9,25
38	5010331	960911	74424	SS	0,23	1,80	1,60	0,11	1,10	4,00
Poids total du contaminant dans les échantillons de sédiments en suspension et le surnageant										
					µg	µg	µg	µg	µg	µg
36,1	5010407	960911	74420S	Sur.	0,08	0,28	0,24	0,02	0,14	0,37
36,1	5010407	960911	74420	SS	9,29	45,20	43,34	2,48	26,01	80,49
38	5010331	960911	74421S	Sur.	0,08	0,36	0,31	0,02	0,15	0,49
38	5010331	960911	74421	SS	14,04	90,29	85,27	5,02	55,18	215,69
38	5010331	960911	74422S	Sur.	0,10	0,41	0,36	0,02	0,16	0,53
38	5010331	960911	74422	SS	10,37	91,46	79,27	4,27	50,00	158,53
38	5010331	960911	74423S	Sur.	0,10	0,62	0,53	0,04	0,29	0,90
38	5010331	960911	74423	SS	13,25	104,90	93,85	6,62	66,25	231,87
38	5010331	960911	74424S	Sur.	0,14	0,55	0,47	0,03	0,23	0,74
38	5010331	960911	74424	SS	10,08	78,90	70,14	4,82	48,22	175,34
Pourcentage de la contamination dans le surnageant (Sur.) par rapport au sédiment en suspension (SS)										
					%	%	%	%	%	%
36,1	5010407	960911	74420S	Sur.	0,87	0,62	0,55	0,82	0,54	0,46
36,1	5010407	960911	74420	SS						
38	5010331	960911	74421S	Sur.	0,57	0,40	0,36	0,40	0,27	0,23
38	5010331	960911	74421	SS						
38	5010331	960911	74422S	Sur.	0,96	0,45	0,45	0,46	0,32	0,33
38	5010331	960911	74422	SS						
38	5010331	960911	74423S	Sur.	0,75	0,59	0,57	0,60	0,44	0,39
38	5010331	960911	74423	SS						
38	5010331	960911	74424S	Sur.	1,39	0,70	0,67	0,63	0,48	0,42
38	5010331	960911	74424	SS						

Annexe 14 (suite) Contamination des sédiments en suspension et du surnageant lors du tamisage à 180 µm

Station	Station BQMA	DATE	ECH NO	TYPE	BENZO[B]+BENZO[I] FLUORANTHÈNE	BENZO[K] FLUORANTHÈNE	7,12-DIMÉTHYLBENZ[A] ANTHRACÈNE	BENZO[E] PYRÈNE	BENZO[A] PYRÈNE	PÉRYLÈNE	
					µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	
36,1	5010407	960911	74420S	Sur.	4,58	1,33	<	0,08	2,42	1,17	0,42
36,1	5010407	960911	74420	SS	1,30	0,76	<	0,02	0,98	0,58	0,20
38	5010331	960911	74421S	Sur.	8,86	3,14	<	0,14	5,43	2,57	0,86
38	5010331	960911	74421	SS	3,10	1,40	<	0,02	2,50	1,50	0,45
38	5010331	960911	74422S	Sur.	5,78	2,11	<	0,11	3,22	1,67	0,78
38	5010331	960911	74422	SS	2,20	0,95	<	0,02	1,40	0,85	0,27
38	5010331	960911	74423S	Sur.	13,75	3,75	<	0,13	7,13	3,38	1,25
38	5010331	960911	74423	SS	3,50	1,40	<	0,02	2,40	1,30	0,41
38	5010331	960911	74424S	Sur.	9,88	3,00	<	0,13	5,75	2,88	1,00
38	5010331	960911	74424	SS	3,40	1,30	<	0,02	2,30	1,10	0,34
Poids total du contaminant dans les échantillons de sédiments en suspension et le surnageant											
					µg	µg	µg	µg	µg	µg	
36,1	5010407	960911	74420S	Sur.	0,55	0,16	<	0,01	0,29	0,14	0,05
36,1	5010407	960911	74420	SS	80,49	47,06	<	1,24	60,68	35,91	12,38
38	5010331	960911	74421S	Sur.	0,62	0,22	<	0,01	0,38	0,18	0,06
38	5010331	960911	74421	SS	155,50	70,22	<	1,00	125,40	75,24	22,57
38	5010331	960911	74422S	Sur.	0,52	0,19	<	0,01	0,29	0,15	0,07
38	5010331	960911	74422	SS	134,14	57,93	<	1,22	85,36	51,83	16,46
38	5010331	960911	74423S	Sur.	1,10	0,30	<	0,01	0,57	0,27	0,10
38	5010331	960911	74423	SS	193,23	77,29	<	1,10	132,50	71,77	22,64
38	5010331	960911	74424S	Sur.	0,79	0,24	<	0,01	0,46	0,23	0,08
38	5010331	960911	74424	SS	149,04	56,99	<	0,88	100,82	48,22	14,90
Pourcentage de la contamination dans le surnageant (Sur.) par rapport au sédiment en suspension (SS)											
					%	%	%	%	%	%	
36,1	5010407	960911	74420S	Sur.	0,68	0,34	nd	0,48	0,39	0,41	
36,1	5010407	960911	74420	SS							
38	5010331	960911	74421S	Sur.	0,40	0,31	nd	0,30	0,24	0,27	
38	5010331	960911	74421	SS							
38	5010331	960911	74422S	Sur.	0,39	0,33	nd	0,34	0,29	0,43	
38	5010331	960911	74422	SS							
38	5010331	960911	74423S	Sur.	0,57	0,39	nd	0,43	0,38	0,44	
38	5010331	960911	74423	SS							
38	5010331	960911	74424S	Sur.	0,53	0,42	nd	0,46	0,48	0,54	
38	5010331	960911	74424	SS							

Station	Station BQMA	DATE	ECH NO	TYPE		3-MÉTHYL CHOLANTHRÈNE µg/g	INDENO[1,2,3-CD] PYRÈNE µg/g	DIBENZO[A,H] ANTHRACÈNE µg/g	BENZO[G,H,I] PÉRYLÈNE µg/g
36,1	5010407	960911	74420S	Sur.	<	0,08	1,67	0,50	1,33
36,1	5010407	960911	74420	SS	<	0,02	0,73	0,32	0,67
38	5010331	960911	74421S	Sur.	<	0,14	3,86	1,14	3,29
38	5010331	960911	74421	SS	<	0,02	1,30	0,67	1,50
38	5010331	960911	74422S	Sur.	<	0,11	2,11	0,78	1,78
38	5010331	960911	74422	SS	<	0,02	0,77	0,38	0,84
38	5010331	960911	74423S	Sur.	<	0,13	4,50	1,50	3,50
38	5010331	960911	74423	SS	<	0,02	1,10	0,74	1,30
38	5010331	960911	74424S	Sur.	<	0,13	3,50	1,25	3,13
38	5010331	960911	74424	SS	<	0,02	1,10	0,51	1,20
Poids total du contaminant dans les échantillons de sédiments en suspension et le surnageant									
						µg	µg	µg	µg
36,1	5010407	960911	74420S	Sur.	<	0,01	0,20	0,06	0,16
36,1	5010407	960911	74420	SS	<	1,24	45,20	19,81	41,49
38	5010331	960911	74421S	Sur.	<	0,01	0,27	0,08	0,23
38	5010331	960911	74421	SS	<	1,00	65,21	33,61	75,24
38	5010331	960911	74422S	Sur.	<	0,01	0,19	0,07	0,16
38	5010331	960911	74422	SS	<	1,22	46,95	23,17	51,22
38	5010331	960911	74423S	Sur.	<	0,01	0,36	0,12	0,28
38	5010331	960911	74423	SS	<	1,10	60,73	40,85	71,77
38	5010331	960911	74424S	Sur.	<	0,01	0,28	0,10	0,25
38	5010331	960911	74424	SS	<	0,88	48,22	22,36	52,60
Pourcentage de la contamination dans le surnageant (Sur.) par rapport au sédiment en suspension (SS)									
						%	%	%	%
36,1	5010407	960911	74420S	Sur.		nd	0,44	0,30	0,38
36,1	5010407	960911	74420	SS					
38	5010331	960911	74421S	Sur.		nd	0,41	0,24	0,31
38	5010331	960911	74421	SS					
38	5010331	960911	74422S	Sur.		nd	0,40	0,30	0,31
38	5010331	960911	74422	SS					
38	5010331	960911	74423S	Sur.		nd	0,59	0,29	0,39
38	5010331	960911	74423	SS					
38	5010331	960911	74424S	Sur.		nd	0,58	0,45	0,48
38	5010331	960911	74424	SS					