

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

**MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES**

**COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT**

**PAR
KARINE DAUPHIN**

**TRANSFERT DU MERCURE DEPUIS LE MILIEU AQUATIQUE VERS LES
CHAÎNES ALIMENTAIRES TERRESTRES LORS D'INONDATIONS**

DÉCEMBRE 2007

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

AVANT-PROPOS

Ce mémoire de maîtrise est présenté sous la forme traditionnelle. Il comprend deux chapitres. Le premier chapitre présente une revue de littérature. Le deuxième chapitre présente le projet de recherche sous la forme scientifique, contenant un résumé, une introduction, des matériels et méthodes et une conclusion associés au projet de recherche.

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord vivement remercier mon directeur de recherche, le professeur Gilbert Cabana, et mon co-directeur, le professeur Marc Amyot de l'Université de Montréal, de m'avoir permis de travailler sur un tel projet de recherche, et de m'avoir soutenu tout au long de celui-ci. J'ai pu acquérir le travail de recherche, en plus d'un élargissement de mes connaissances sur le mercure et le fonctionnement des écosystèmes terrestres. Je tiens également à souligner l'importance des professeurs Stéphane Campeau et Ali Assani, membres de mon comité d'orientation, pour leurs commentaires qui ont contribué à l'amélioration de ce présent document.

La partie échantillonnage sur le terrain a été réalisée avec un grand professionnalisme de la part de Virginie Roy, étudiante à l'Université de Montréal, et Benjamin Jacob, étudiant à l'UQTR, qui m'ont suivi tout l'été 2004. Plusieurs autres étudiants ont également participé à l'échantillonnage, en particulier Sylvain Thélème, Yann Boissonneau et Andréanne Paris. Je remercie aussi Marie-Ève Deshaie, Charlène Lavallée et Mira Paquette-Perreault pour la récolte des lombrics au printemps 2006. J'ai réellement eu une grande joie de parcourir ces nombreux kilomètres à leur côté. Je souligne également la contribution de Benjamin Jacob pour l'identification en laboratoire des invertébrés terrestres, qui a de beaucoup accéléré l'état d'avancement du projet. L'échantillonnage n'a pu être réalisé sans l'implication des propriétaires des sites, qui ont montré un grand enthousiasme face à ce projet. Merci à Gregory Bulté pour ses échantillons d'invertébrés terrestres et de musaraignes qu'il avait échantillonné sur l'île Saint-Quentin à Trois-Rivières et que j'ai utilisé pour les analyses de Hg.

Un grand merci également à Dominic Bélanger pour la rapidité des analyses du HgT et du MeHg sur le très grand nombre d'échantillons de sols et d'invertébrés, réalisées dans le laboratoire de Marc Amyot.

Je suis également reconnaissante du support financier accordé par le Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie du Canada (CRSNG) et le programme Horizons Sciences d'Environnement Canada, sans lequel cette recherche n'aurait pas été possible.

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS.....	ii
REMERCIEMENTS	iii
TABLE DES MATIÈRES.....	v
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES FIGURES	ix
RÉSUMÉ.....	xii
CHAPITRE 1 : RÉTROSPECTIVE DE LA LITTÉRATURE	1
1. Les relations entre rivières et plaines alluviales.....	1
2. Le Hg dans l'environnement.....	3
2.1. Introduction.....	3
2.2. Le Hg dans les milieux aquatiques	5
2.3. Le Hg dans les sols	6
2.4. Spéciation du Hg dans les milieux aquatiques et terrestres	6
2.4.1. Processus de méthylation / déméthylation	6
2.4.1.1. La méthylation	7
2.4.1.2. La déméthylation.....	9
2.4.2. Précipitation et complexation du Hg dans le sol	10
2.4.3. Effets des ions	10
2.4.4. Effets du pH et de la température.....	12
2.4.5. Les réactions d'oxydoréduction.....	12
2.5. Le Hg chez les producteurs primaires	13
2.6. Le Hg chez les consommateurs	14
3. Conclusion	15
4. Bibliographie.....	16
CHAPITRE 2 : PROJET DE RECHERCHE	24
1. Introduction.....	24
2. Matériel et méthodes	28
2.1. Aire d'étude	28

2.2. Échantillonnage	32
2.3. Détermination des concentrations de Hg total et de MeHg et des masses de la matière organique.....	36
2.4. Détermination du facteur de bioaccumulation.....	37
2.5. Analyse statistique	37
3. Résultats	38
3.1. Transfert du Hg depuis le milieu aquatique vers le milieu terrestre.....	38
3.2. Transfert du Hg dans la chaîne alimentaire terrestre	49
4. Discussion	55
4.1. Transfert du Hg depuis le milieu aquatique vers le milieu terrestre.....	58
4.2. Transfert du Hg à l'intérieur de la chaîne alimentaire terrestre.....	63
5. Conclusion	66
6. Bibliographie.....	68
ANNEXES.....	79

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1. Principales caractéristiques physiques des bassins versants en amont des points d'échantillonnage. Ces données proviennent de la banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) du Ministère de l'Environnement du Québec (MENV, 2004).....	29
Tableau 2.2. Principales caractéristiques physico-chimiques mesurées à proximité du point d'échantillonnage de nos stations. Ces données proviennent de la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) du Ministère de l'Environnement du Québec (MENV, 2004). Les valeurs représentent la moyenne (écart type) de toutes les données collectées pendant la campagne d'échantillonnage. Les variables mesurées sont : azote total filtré (N-TOTF), phosphore total (P-TOT), carbone organique dissous (COD), pH et turbidité. Les mesures de turbidité sont exprimées en UTN (unité de turbidité néphélométrique).....	30
Tableau 2.3. Concentrations en Hg dans l'eau et les sédiments de 6 rivières du bassin versant du fleuve Saint-Laurent. Les valeurs représentent la moyenne et l'écart type entre parenthèses de 3 mesures par rivière.....	39
Tableau 2.4. Concentrations en Hg total (HgT) dans les sols des sites inondés et non inondés de 6 rivières du bassin versant du fleuve Saint-Laurent. Les valeurs représentent la moyenne et l'écart type entre parenthèses de 6 mesures par station.	42
Tableau 2.5. Concentrations en Methylmercure (MeHg) dans les sols des sites inondés et non inondés de 6 rivières du bassin versant du fleuve Saint-Laurent. Les valeurs représentent la moyenne et l'écart type entre parenthèses de 6 mesures par station.....	43
Tableau 2.6. Concentrations en Hg total (HgT) dans les invertébrés terrestres détritivores et brouteurs de 6 rivières du bassin versant du fleuve Saint-Laurent. Les	

valeurs représentent la moyenne des consommateurs primaires échantillonnés et l'écart type entre parenthèses.50

Tableau 2.7. Concentrations en Hg total (HgT) dans les invertébrés terrestres détritiques et brouteurs de 6 rivières du bassin versant du fleuve Saint-Laurent. Les valeurs représentent la moyenne des prédateurs échantillonnés et l'écart type entre parenthèses.50

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1. Localisation des sites d'échantillonnage des rivières sélectionnées.....	29
Figure 2.2. Localisation des sites d'échantillonnage sur la rivière Saint-Maurice (mai 2006).	33
Figure 2.3. Relation entre le pourcentage de matière organique (% de MO) et la concentration en Hg dans les sédiments (exprimée en ng.g^{-1}) de 6 rivières du bassin versant du fleuve Saint-Laurent : Hg total (HgT) (A) et Methylmercure (MeHg) (B). Les valeurs représentent la moyenne de 3 mesures par rivière. ● Sites sélectionnés dans cette étude autres que ceux de la rivière Saint-Maurice ; ▲ Sites des stations de la rivière Saint-Maurice. Les droites de régression excluent les données de concentrations en HgT et en MeHg des stations de la rivière Saint-Maurice.	40
Figure 2.4. Relation entre le pourcentage de matière organique (% de MO) et la concentration en Hg (exprimée en ng.g^{-1}) dans les sols de 6 stations d'échantillonnage dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent : Hg total (HgT) (A) et Methylmercure (MeHg) (B). Les valeurs représentent la moyenne de 6 mesures par station. ● Sites inondés ; ▲ Sites inondés des stations de la rivière Saint-Maurice ; ○ Sites non inondés ; △ Sites non inondés des stations de la rivière Saint-Maurice. Les droites de régression de la figure 4.A. excluent les données de concentrations en HgT des stations de la rivière Saint-Maurice.....	45
Figure 2.5. Relation entre les concentrations en Hg dans les sédiments et dans les sols, exprimées en ng.g^{-1} : Hg total (HgT) (A) et Methylmercure (MeHg) (B). Les valeurs représentent la moyenne de 6 mesures par station. Les symboles sont définis à la Fig. 2.4. Les droites de régression incluent les données de concentrations en HgT et en MeHg des stations de la rivière Saint-Maurice.	48

Figure 2.6. Relation entre le Hg total (HgT) dans les sols et dans les invertébrés détritiques : les consommateurs primaires (A) et les prédateurs (B). Chaque symbole représente une valeur du Hg dans les sols (moyenne de 6 mesures) et la valeur du Hg dans les invertébrés (moyenne des familles échantillonnées) pour chaque station. Les symboles sont définis à la Fig. 2.4.51

Figure 2.7. Relation entre le Hg dans les invertébrés terrestres du réseau détritique et les musaraignes en milieu inondé et non inondé de la station de la rivière Saint-Maurice. Chaque triangle représente une famille. Trois familles consommateurs primaires : Porcellionidae, Lumbricidae (2 données : années 2003 et 2004), Gryllidae. Quatre familles prédateurs : Carabidae (2 données : années 2003 et 2004), Phalangidae, Staphylinidae, Soricidae (*Blarina sp.*).53

Figure 2.8. Concentration en Hg dans les tissus de *L. rubellus* après épuration de leur appareil digestif en fonction de la concentration en Hg dans les sols exprimée en ng/g de matière organique (MO) : Hg total (HgT) (A) et Methylmercure (MeHg) (B). Les symboles sont définis à la Fig. 2.4.54

Figure 2.9. Rapport entre le methylmercure (MeHg) et le Hg total (HgT) dans les organismes détritiques échantillonnés dans le site inondé (en noir) par la rivière Saint-Maurice à l'Île Saint-Quentin et dans le site non inondé (en blanc), et exprimé en pourcentage (%). Nous distinguons les consommateurs primaires (L. : Lombrics, G. : Grillacrididae), les prédateurs (C. : Carabidae, P. : Phalangidae, Bm. : muscles de *Blarina sp.*).56

Figure 2.10. Relation entre le Hg total (HgT) dans les invertébrés terrestres et des musaraignes en milieu non inondé et inondé de la station de la rivière St-Maurice. Chaque triangle représente une famille. ▲, organismes détritiques ; △, organismes brouteurs. Les lignes pleines et en pointillés représentent les droites de régression. 9 familles détritiques : Porcellionidae, Staphylinidae, Phalangidae, Lumbricidae (2 données : années 2003 et 2004), Carabidae (2 données : années 2003 et 2004), Gryllidae, Soricidae (*Blarina sp.*) ; 6

familles de type brouteur : Pentatomidae (2 données : années 2003 et 2004),
Cicadellidae (2 données : années 2003 et 2004), Aphididae, Reduviidae.57

RÉSUMÉ

Les écosystèmes aquatiques, par l'intermédiaire des inondations, sont non seulement capables de nourrir les écosystèmes terrestres adjacents via des apports de matière organique et de nutriments, mais peuvent aussi transporter des contaminants vers ceux-ci. Afin de mettre en évidence de tels transferts vers les chaînes alimentaires terrestres après le retrait des eaux, nous avons utilisé un traceur, le mercure (Hg), comme modèle d'un contaminant bioamplifiable potentiellement transféré lors d'inondations. Nous avons sélectionné plusieurs rivières variant en terme de Hg (eau et sédiments), de carbone organique dissous et de nutriments. L'analyse du MeHg et du HgT dans les sédiments et dans l'eau montre que la rivière Saint-Maurice présente des concentrations en Hg extrêmement élevées. Un patron similaire a été observé dans les sols inondés où des concentrations très élevées en Hg caractérisent plusieurs dizaines de kilomètres de la plaine d'inondation du Saint-Maurice. De plus, tout le réseau trophique détritique (invertébrés du sol, musaraigne) de la zone inondée par cette rivière présente une contamination jusqu'à cinq fois supérieure aux autres sites. Par contre, les organismes brouteurs de plantes terrestres vivantes ainsi que leurs prédateurs échappent à cette contamination par le Hg d'origine aquatique, démontrant la compartimentation du Hg dans le réseau trophique terrestre.

CHAPITRE 1 : RÉTROSPECTIVE DE LA LITTÉRATURE

1. Les relations entre rivières et plaines alluviales

Un écosystème est à la fois capable de donner et recevoir des matières et des organismes. Ces apports allochtones (subsidés) jouent alors un rôle central dans les interactions consommateurs/ressources et dans la dynamique des chaînes alimentaires (Polis et Strong 1996). Ils peuvent ainsi affecter la production primaire et par la même occasion modifier la dynamique trophique, comme par exemple entraîner une augmentation du nombre de niveaux trophiques, ou une hausse du taux de croissance des populations (Jefferies 2000). Dans certains cas, une trop grande quantité de ces subsidés peut aussi déstabiliser les écosystèmes receveurs, pouvant aller jusqu'à l'extinction d'espèces au sommet d'un réseau trophique.

Les plaines alluviales sont des interfaces (écotones) entre les milieux aquatiques et terrestres qui ont des propriétés physiques, chimiques et biotiques spécifiques jouant des rôles importants dans les transferts d'énergie et de matières entre les deux systèmes adjacents (Holland 1988). Elles présentent une grande diversité d'habitats et d'espèces liée à une hétérogénéité spatio-temporelle exercée par la dynamique des crues (Ward et al. 2002). Le recyclage de la matière organique et des matières nutritives dans ces zones périodiquement en eau s'opère rapidement, ce qui conduit également à une productivité élevée (Junk et al. 1989). La production primaire, source de nourriture pour les consommateurs, et donc ultimement pour les prédateurs, peut y être ainsi beaucoup plus élevée que dans les masses d'eau permanentes, et peut même excéder celle des habitats terrestres stricts. De plus, ces périodes d'inondation et de sécheresse des sédiments conduisent à des changements de conditions redox et à une grande disponibilité de matière organique qui sont indispensables à la croissance de certaines bactéries.

Junk et al. (1989) ont étudié les relations qui existent entre le cours d'eau et les plaines adjacentes, formulées sous le terme de "Flood Pulse Concept". Ce concept se concentre sur les échanges latéraux d'eau, de nutriments et d'organismes entre le chenal de la rivière et sa plaine alluviale pendant les inondations (Polis et al. 1997).

Pendant la phase d'inondation, il existe des transferts de matières depuis le milieu terrestre vers le milieu aquatique. Dans certaines rivières, ces subsides peuvent être largement supérieurs à la productivité *in situ* et ainsi faire bénéficier la production primaire (Polis et al. 1997). Par exemple, une étude réalisée en Amazonie au Brésil par Goulding (1980) a démontré qu'environ 75% des poissons recevaient d'importants apports (50 à 90% de leur régime alimentaire) d'origine terrestre (fruits, graines, insectes, petits vertébrés).

Le mouvement inverse peut s'opérer par l'intermédiaire des inondations. Les conséquences de celles-ci sur les plaines alluviales sont différentes selon leur nature (Junk et al. 1989). Tout d'abord, les crues brèves ont plutôt tendance à effacer les environnements biotiques et physiques. Les organismes ont alors des adaptations limitées pour l'utilisation de ces zones. Les longues périodes d'inondation permettent à l'inverse aux organismes de créer des stratégies adaptatives du point de vue anatomique et morphologique afin de coloniser ces espaces et d'exploiter au maximum les ressources présentes.

Les inondations sont en mesure de véhiculer et déposer des substances sur les plaines alluviales. Le régime annuel des crues de grands fleuves, tels le Sénégal (Afrique), et de ses formations de terres fertiles en est la principale source de nourriture des populations (Larsen 2003). De tels transferts influencent également la dynamique de la chaîne alimentaire locale. Ces flux sont constitués de nutriments qui peuvent augmenter la croissance de la production primaire *in situ*, et de détritus ou d'organismes dont peuvent bénéficier les consommateurs. Par exemple, les inondations en hiver ou au printemps peuvent avoir des effets positifs par une attribution de nutriments et d'eau avant le début de la croissance des arbres (Robertson et al. 2001). Ces subsides

permettent de plus à des organismes terrestres de profiter d'une hausse périodique de ressources d'origine aquatique. Certains invertébrés terrestres peuvent effectivement utiliser ces ressources allochtones. Par exemple, les apports de détritus algaux étudiés sur les plages d'îles dans le Golfe de Californie (Etats-Unis) représentent une immense source d'énergie dans le système terrestre (Polis and Hurd 1995). Ce matériel terrestre est assimilé puis converti par les décomposeurs et les détritivores terrestres supralittoraux, puis eux-mêmes ingérés par des araignées, scorpions et lézards.

Parallèlement, une étude menée par l'équipe de Cocking et al (1991) a mis en évidence le rôle des inondations dans le transfert d'un contaminant, le Hg, sur les plaines alluviales. Ces apports allochtones, au même titre que les subsides, sont rendus disponibles aux organismes terrestres se nourrissant dans ces zones semi-aquatiques, et peuvent ainsi s'accumuler dans la chaîne alimentaire terrestre.

2. Le Hg dans l'environnement

2.1. Introduction

Le mercure Hg se présente dans l'environnement sous deux classes distinctes : la forme inorganique (ou métallique) et organique.

La forme inorganique prend trois formes principales : le Hg élémentaire, noté Hg^0 , est sous forme liquide; le Hg gazeux, noté Hg^0 ; et le Hg inorganique, sous forme ionique, à état de valence +2 (Hg^{2+}) notés Hg(II) et les composés mercureux à état de valence +1 (Hg_2^{2+}) notés Hg(I). Le Hg organique CH_3Hg^+ (noté MeHg) est présent dans le milieu lorsqu'il se combine avec une molécule contenant du carbone. C'est sous cette dernière forme qu'il apparaît comme l'espèce la plus toxique lors de son assimilation par les êtres vivants.

Le Hg se démarque des autres métaux car il a tendance à former des liaisons covalentes plutôt que ioniques. En particulier, sa liaison avec le carbone est très forte, ce

qui amène les composés tels que le MeHg à être très stables, et leur confère une grande affinité pour les protéines, notamment pour les groupes thiols qui entrent dans la composition de nombreuses enzymes cellulaires (Ferault et al. 2005). De plus, son cycle global est complexe car il subit de nombreuses transformations chimiques (Gabriel and Williamson 2004), notamment sous l'effet de l'acidité du milieu et de la présence de molécules assurant ces combinaisons (chlore, soufre entre autres).

Le Hg se répartit dans les milieux terrestres et aquatiques sous différentes phases (tableau ci-dessous) :

- phase solide, lorsqu'il se fixe aux particules minérales et organiques;
- phase gazeuse, sous les formes volatiles Hg^0 et $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$, mais ce dernier en très faible quantité;
- phase aqueuse, sous la forme de complexes lorsqu'il se lie à des ligands anioniques (Cl^- , OH^- , S^{2-}) ou aux substances humiques du sol.

Tableau : Spéciation du Hg dans les sols

Hg élémentaire	Hg^0
Ion mercurique libre	Hg^{2+}
Chlorocomplexes	HgCl^+ , HgCl_2 , HgCl_3^-
Hydroxocomplexes	$\text{Hg}(\text{OH})^+$, $\text{Hg}(\text{OH})_2$
Thiocomplexes	HgS^0 , $\text{HgS}(\text{s})$
Monométhylmercure	CH_3Hg^+
Diméthylmercure	$(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$
Complexes humiques et fulviques	

Plusieurs sources naturelles émettent du Hg dans l'air, l'eau et le sol (Mason et al. 1994). Parmi celles-ci, notons les éruptions volcaniques, les zones géologiques riches en Hg et les vents géothermiques. Le Hg peut être mobilisé dans l'environnement par les processus d'altération naturels, les incendies de forêt et les inondations. Cependant, il a

considérablement augmenté au siècle dernier par l'émission d'une vaste gamme d'activités humaines comme la combustion de combustibles fossiles (particulièrement les usines alimentées au charbon), l'exploitation minière et la fusion des métaux de base, la production de chlore et la soude caustique utilisée dans l'industrie des piles à oxyde mercurique, la production de ciment, l'incinération des déchets municipaux et médicaux. Il se retrouve même dans des systèmes pouvant être situés à des centaines, voire à un millier de kilomètres des centres industriels les plus proches. Le Hg ainsi aéroporté s'est progressivement accumulé dans les couches organiques des sols et dans les systèmes aquatiques.

2.2. *Le Hg dans les milieux aquatiques*

La construction de barrages hydroélectriques est une des causes de contamination par le Hg des milieux aquatiques, et à l'augmentation des concentrations dans les organismes aquatiques vivant dans ces écosystèmes (Bodaly et al. 1982 ; Scruton et al. 1994). Les eaux de ruissellement et la mise en eau annuelle des réservoirs qui provoque des inondations permettent en effet à une fraction du Hg déjà présent dans les sols d'être transportée via la matière organique dissoute vers les eaux de surface (Aastrup et al. 1991; Johansson et al. 1991; Mierle and Ingram 1991). Dans le cas des sols nouvellement inondés, le MeHg peut être produit en partie par l'activité bactérienne, accentuée par la décomposition de la végétation soumise à ces inondations et à la matière organique (Bodaly and Fudge 1999; Kelly et al. 1997; Porvari and Verta 1995), puis par ruissellement, atteindre le réservoir. La méthylation du Hg inorganique dans la colonne d'eau et dans les sédiments, ainsi que les dépôts atmosphériques (Hall and Louis 2004; Munthe et al. 1995) contribuent également à la présence du MeHg dans les environnements aquatiques (Rudd 1995).

2.3. *Le Hg dans les sols*

Les plaines alluviales sont reconnues comme étant des milieux d'accumulation de matière organique (Wallschlager et al. 1998b; Wallschlager et al. 1998a). Ainsi, les métaux lourds présents dans le chenal, comme le Hg, et qui ont une haute affinité pour la matière organique, peuvent se déposer lors des inondations et s'accumuler dans les horizons de surface riches en humus (Grigal 2003; Kolka et al. 2001; Wallschlager et al. 1996). Sa concentration va ensuite diminuer avec la profondeur, coïncidant avec une diminution du matériel organique (Bishop et al. 1998; Grigal 2003).

Pour certains sols, le Hg va également se rencontrer un peu plus en profondeur dans les horizons B (20-30 cm), zone d'accumulation de matière organique et de minéraux (Lee et al. 1994). Les plus fortes concentrations en Hg sous sa forme méthylée se retrouveront également dans les horizons de surface, en relation avec le Hg total (HgT), zones de forte activité biologique. Elle ne représente néanmoins que 0,1% du HgT (Grigal 2003; Harmon et al. 2004).

2.4. *Spéciation du Hg dans les milieux aquatiques et terrestres*

La spéciation du Hg dans les environnements aquatiques et terrestres est conduite par différents mécanismes, principalement par la méthylation/déméthylation, la précipitation, la complexation et/ou l'oxydoreduction. Ces processus seront très importants dans le cycle du Hg car ils vont contrôler la formation de MeHg, toxique pour les êtres vivants.

2.4.1. *Processus de méthylation / déméthylation*

La méthylation et la déméthylation sont des mécanismes dépendants des propriétés physico-chimiques du milieu et de la concentration en Hg présent : elles vont

s'opérer plutôt par des processus biotiques à forte concentration, alors que les processus abiotiques vont dominer à plus faible concentration.

2.4.1.1. La méthylation

La méthylation peut s'opérer par voie biotique ou abiotique.

- La méthylation biotique

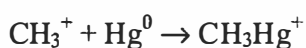
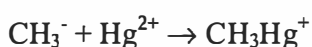
Les plaines alluviales sont reconnues comme étant des milieux propices à la méthylation du Hg (Galloway and Branfireun 2004; Gilmour et al. 1992; King et al. 2002; Roulet et al. 2001), qui s'opère principalement sous l'action des bactéries sulfato-réductrices anaérobies (Benoit et al. 2001a; Benoit et al. 2001b; Benoit et al. 1999; Compeau and Bartha 1984; Gilmour et al. 1992; Harmon et al. 2004; King et al. 2002; Martin-Doimeadios et al. 2004). Plus de 19 genres de ces bactéries ont été décrites (King et al. 2002).

Ces organismes assurent leur croissance en utilisant l'oxygène des sulfates SO_4^{2-} présents dans le milieu nécessaire à leur respiration. Elles vont ainsi générer des ions sulfides comme produit de leur activité métabolique (Harmon et al. 2004; King et al. 2002). Les composés du soufre qui leur sont disponibles proviennent principalement de dérivés de la décomposition des plantes et de leurs exsudats. Le Hg ingéré par les bactéries sulfato-réductrices n'a pas de fonction réelle. Le MeHg généré est seulement le produit d'une réaction accidentelle à travers des processus métaboliques à l'intérieur du cytoplasme (Benoit et al. 2001b).

Le transport du Hg à l'intérieur de micro-organismes tels que les bactéries ou les cellules algales, reste encore actuellement ambigu. Deux modèles principaux ont été identifiés. Le Hg peut entrer dans les cellules par diffusion passive à travers la membrane lipidique sous forme soluble et lipophile telles que HgCl_2 ou HgS^0 . La forme

HgS^0 a été considérée pour l'équipe de Benoît et al (1999, 2000) comme l'espèce la plus probable car elle est non chargée et de petite taille. Le transfert peut également s'effectuer via le transport d'une protéine *mer-T*, dans laquelle Hg(II) aurait pris la place de certains ions divalents (Golding et al. 2002; Morel et al. 1998).

La méthylation à l'intérieur du cytoplasme est conduite de façon la plus probable par le dérivé méthyl de la vitamine B_{12} , méthylcobalamine noté MeCoB_{12} , qui est associé à des protéines à l'intérieur des cellules (Weber 1993). Il offre en effet son radical méthyl au Hg pour former MeHg :



Ainsi, la croissance de ces bactéries et l'augmentation de leur densité vont favoriser la méthylation de ce contaminant (Benoît et al. 2001a; King et al. 2002).

Cette méthylation biotique est influencée par une grande variété de facteurs environnementaux (Choi and Bartha 1994; Matilainen 1995; Mauro et al. 2002; Miskimmin et al. 1992; Xun et al. 1987). L'efficacité de la méthylation biotique dépend également de la concentration du Hg disponible (plutôt que l'ensemble du HgT), qui à son tour est influencée par la température, pH, potentiel redox et la présence d'agents complexant organiques et inorganiques.

- La méthylation abiotique

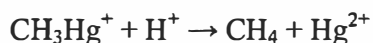
Les mécanismes abiotiques responsables de la formation du MeHg sont peu connus. Le principal agent de méthylation du Hg(II) serait le matériel humique, principalement sous forme d'acides fulviques, présents en grande quantité dans les sols. Les réactions de transméthylation, impliquant des complexes organométalliques (entre autres les acides fulviques et humiques), sont également considérées comme une voie possible de la méthylation du Hg (Celo et al. 2006; Ebinghaus and Wilken 1993).

2.4.1.2. La déméthylation

Parallèlement dans l'environnement, la concentration nette en MeHg est contrôlée par les processus de méthylation et de déméthylation, c'est à dire par un équilibre entre Hg(II) et MeHg (Martin-Doimeadios et al. 2004; Oremland et al. 1991; Pak and Bartha 1998; Schuster 1991). C'est ainsi que dans les sols, les niveaux de MeHg excèdent rarement 1 à 1,5% de la concentration en HgT (Pak and Bartha 1998).

Ce sont principalement des micro-organismes qui sont responsables de la dégradation biotique du MeHg, notamment par les bactéries sulfidogènes anaérobies strictes et méthanogènes sous les conditions anaérobies et aérobies (Korthals and Winfrey 1987; Marvin-Dipasquale et al. 2000; Oremland et al. 1991; Pak and Bartha 1998). La déméthylation réductrice est contrôlée par ces bactéries qui décomposent le MeHg par des processus enzymatiques (protéine *mer-B*, lyase organomercure) et ainsi générer du Hg inorganique (Gabriel and Williamson 2004; Schluter 2000). Puis, sous certaines conditions anaérobies et en présence d'une forte concentration en Hg dans le milieu, une seconde étape microbienne intervient en transformant le Hg(II) sous la forme Hg^0 par l'intermédiaire d'enzymes reductases *mer-A* présentes dans leur cytoplasme (Schluter 2000).

Le MeHg peut également subir une dégradation par les radiations lumineuses (Mailman et al. 2006; Morel et al. 1998; Sellers et al. 1996). La réaction d'hydrolyse est la suivante :



2.4.2. Précipitation et complexation du Hg dans le sol

Tel qu'énoncé précédemment, les sols alluviaux sont des sites riches en matériel organique. Ce dernier, sous sa forme dissoute, est considéré comme étant le plus fort complexe sorbant dans les sols pour le Hg(II) et MeHg (Amirbahman et al. 2002; Gabriel and Williamson 2004; Hintelmann et al. 1997; Wallachslager et al. 1996), et spécialement sous des conditions acides (Schluter 2000; Schuster 1991). Cette interaction, par l'intermédiaire de ligands sulfure réduit, sites de liaisons présents dans les matières organiques dissoutes (Benoit et al. 1999; Grigal 2003; Haitzer et al. 2003; Ravichandran 2004) reste cependant encore mal identifiée car elle est très complexe et est associée aux conditions physico-chimiques du milieu et aux concentrations en Hg (Haitzer et al. 2003).

Il a été découvert que les interactions se réalisaient préférentiellement avec les molécules d'acide humique, car ce sont de grosses molécules à forte masse molaire (Hintelmann et al. 1997; Wallachslager et al. 1998a), et sont composées d'un grand nombre de groupes sulfure responsables de la complexation (Hintelmann et al. 1997; Karlsson and Skjellberg 2003). Cette association est importante et jouera un rôle dans la disponibilité du Hg qui peut être assimilé par les bactéries méthylatrices et donc à la formation et à l'accumulation de MeHg dans les organismes de la chaîne alimentaire. Elle dépend de plusieurs facteurs physico-chimiques, dont la présence d'ions dissous, principalement les ions sulfures et chlorures, le pH et la température (Gabriel and Williamson 2004).

2.4.3. Effets des ions

Les bactéries méthylantes ont besoin pour croître des ions sulfides, qu'elles transforment en ions sulfures S(II). Leur croissance va s'opérer de façon optimale jusqu'à une concentration maximale de SO_4^{2-} , au-dessus de laquelle le taux de

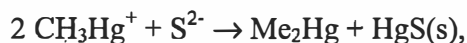
méthylation sera diminué par une forte production de S(II). Ces ions ainsi formés joueront alors un rôle inhibiteur sur la formation de MeHg (Gilmour et al. 1992).

À forte concentration en Hg(II), plusieurs réactions abiotiques se mettent en place. Premièrement, il se forme un précipité HgS(s) très insoluble par la réaction :



non disponible pour les bactéries méthylatrices (Harmon et al. 2004).

Une autre réaction a lieu sous ces conditions, où c'est la forme méthylée du Hg qui va réagir avec les ions S(II) :



dont le résultat est la formation de deux composés non biodisponibles, HgS(s) et l'espèce Me₂Hg volatile (Benoit et al. 2001b; Weber 1993). Également, S(II) peut diminuer la perméabilité du Hg aux membranes cellulaires (Benoit et al. 2001b), et ainsi participer à une diminution de la méthylation biotique.

À l'inverse, à faible concentration de S(II), ce dernier va se complexer à Hg(II) pour former un complexe soluble HgS⁰ (Weber 1993). Comme vu précédemment, ce complexe va pouvoir être assimilé par les bactéries pour subir ensuite la méthylation.

D'autres ions, comme les ions chlorures, favorisent la formation de chloro-complexes en se liant à Hg(II), formes assimilables par les bactéries. Ils participent donc à la méthylation (Gabriel and Williamson 2004). Les sources principales des chlorures dans les milieux aquatiques sont les rejets d'eaux usées urbaines et d'eaux provenant du dégel des voiries qui ont lieu essentiellement au printemps. En milieu oxique, le Hg, surtout la forme complexée au matériel humique, s'adsorbe facilement avec les oxydes de fer, plus que le Hg(II) seul, et conduit donc à son accumulation dans les sols (Fadini and Jardim 2001; Roulet and Lucotte 1995; Xu and Allard 1991). Sous cette forme complexée avec le fer, le Hg va se retrouver en plus grande quantité dans les sols inondés car les oxydes de fer sont plus abondants dans ces zones que celles non inondées (Roulet and Lucotte 1995).

2.4.4. Effets du pH et de la température

Le pH a des conséquences controversées sur la méthylation du Hg en fonction des conditions du milieu, mais les éléments responsables restent encore actuellement mal connus.

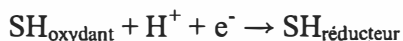
Premièrement, une diminution du pH, associée à une augmentation de la température (Harmon et al. 2004) dans le milieu environnant, vont réduire l'adsorption du Hg aux matières organiques. Les protons H^+ entrent effectivement en compétition avec les ions métalliques sur les sites de liaison et ainsi les remplacer, rendant une plus grande partie de Hg disponible pour la méthylation (Barkay et al. 1997; Gabriel and Williamson 2004; Haitzer et al. 2003; Kelly et al. 2003).

À l'inverse, les conditions acides peuvent favoriser la formation d'un solide $HgS(s)$ et donc minimiser la biodisponibilité de $Hg(II)$ (Steffan et al. 1988).

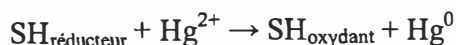
2.4.5. Les réactions d'oxydoréduction

La volatilisation du Hg depuis le sol, sous les formes Hg^0 et Me_2Hg , peut avoir lieu par l'intermédiaire de processus abiotiques permettant ainsi de réduire la quantité de Hg disponible pour la méthylation.

Les substances humiques (SH), entre autres acides fulviques et humiques, une fois complexées avec $Hg(II)$, contribuent à sa réduction grâce à leur pouvoir réducteur, dont le produit généré est Hg^0 , forme volatile du Hg (Allard and Arsenie 1991; Gabriel and Williamson 2004; Schluter 2000) :



La réduction s'écrit alors sous la forme :



À l'inverse, Hg^0 peut être oxydé en Hg(II) dans un milieu aquatique en présence d'une forte concentration en ions chlorures et la présence de particules, ces derniers entraînant une réaction d'oxydation du Hg^0 par l'oxygène (Morel et al. 1998).

2.5. *Le Hg chez les producteurs primaires*

Une étude réalisée par Coquery and Welbourn (1994) a montré que l'ériocaulon septangulaire (*Eriocaulon septangulare*), plante aquatique submergée commune au Québec, a la capacité d'absorber le Hg par ses racines depuis les sédiments, tandis que son absorption par les feuilles se réalisait directement à partir de la colonne d'eau. Hill et al. (1996) ont de plus démontré qu'en milieu aquatique, les algues sont capables de concentrer le Hg aussi bien sous forme inorganique qu'organique. Ces concentrations peuvent être jusqu'à mille fois supérieures à celles présentes dans la colonne d'eau environnante. Aussi, le périphyton peut maintenir un cycle microbien qui, par l'intermédiaire de la réduction de sulfates, encourage la méthylation du Hg (Cleckner et al. 1999). Ces mécanismes représentent un point important car le périphyton peut se développer sur les sites nouvellement inondés et être abondant en terme de biomasse dans les plaines alluviales. Il constitue alors une porte d'entrée pour le Hg dans les réseaux trophiques terrestres.

Les végétaux supérieurs sont également sujets à l'assimilation du Hg présent dans le sol. Cependant, la dynamique du Hg à l'intérieur de la plante reste encore controversée. Certaines études ont démontré que ce contaminant, une fois puisé par les racines, reste stocké dans celles-ci, ces dernières jouant le rôle de barrières limitant son transfert à travers la plante vers le feuillage (Grigal 2003; Patra and Sharma 2000; Schwesig and Krebs 2003). Ainsi, la présence de Hg détecté sur les feuilles ne peut être que d'origine atmosphérique (Ericksen et al. 2003; Fleck et al. 1999; Rea et al. 2002; Xiao et al. 1998). D'autres auteurs ont, quant à eux, démontré l'existence d'un transport de Hg véhiculé par le phloème à l'intérieur de la plante vers les feuilles (Bishop et al.

1998). Ce transfert à l'intérieur de la plante est variable selon les espèces et reste toutefois limité.

Göthberg and Greger (2006) ont mis en évidence que malgré la faible quantité de Hg qui atteignent les feuilles et les jeunes pousses de lisier d'eau (*Ipomoea aquatica*), une grande proportion peut être transformée en MeHg à l'intérieur de celles-ci.

2.6. Le Hg chez les consommateurs

Par son affinité avec les groupements sulfhydriles de certaines protéines, le Hg sous la forme méthylmercure est incorporé dans la chaîne alimentaire et s'y accumule en raison de taux d'excrétion faibles. De plus, sa forte stabilité lui offre un fort potentiel de bioamplification, processus par lequel le prédateur concentre une substance (ou un élément) à un niveau supérieur à celui de sa proie (Atwell et al. 1998; Cabana and Rasmussen 1994; Hill et al. 1996; Morel et al. 1998). Les premiers organismes du réseau trophique contiennent par conséquent une faible teneur en Hg, la part de MeHg par rapport au HgT restant également faible. Et par son pouvoir à s'amplifier, les individus des niveaux trophiques supérieurs contiennent une concentration en Hg plus importante et le ratio MeHg/HgT suit également cette tendance. Ce rapport a été analysé sur des organismes benthiques vivant dans les lacs. Il augmente de 35-50% à 70-95% entre les détritivores-brouteurs et les prédateurs (Tremblay et al. 1996).

Une étude menée dans une plaine alluviale contaminée par le Hg (Cocking et al. 1991) avait comme but premier d'élucider les voies d'accumulation du Hg dans les organismes terrestres qui exploitent ces types de milieu, en distinguant les organismes détritiques vivant et se nourrissant du sol de ceux du feuillage. Les résultats ont démontré que le Hg s'accumule seulement dans les individus détritivores. Ceci a confirmé le fait que la pollution du milieu terrestre par le Hg lors d'inondation n'a pas atteint le réseau du feuillage en raison de son stockage dans les racines des plantes, ces

dernières obstruant le transport de ce polluant vers les parties hautes (Grigal 2003; Patra and Sharma 2000; Schwesig and Krebs 2003).

Des expérimentations plus spécifiques ont été élaborées sur les lombrics. Ces détritivores ont la faculté d'accumuler le Hg présent dans leur environnement contaminé, pouvant atteindre des concentrations bien supérieures à celles du sol dans lequel ils demeurent (Beyer et al. 1985). Cette accumulation est d'autant plus élevée que le pH baisse.

3. Conclusion

La contamination des chaînes alimentaires aquatiques dans les réservoirs riches en Hg d'origine terrestre est bien documentée. Cependant, peu d'études ont étudié le mouvement inverse, la contamination des écosystèmes terrestre par le Hg d'origine aquatique. Ainsi, étudier plusieurs rivières et une section de plaine inondée par celles-ci, dont la Saint-Maurice réputée comme très contaminée par le Hg, devrait nous permettre de mettre en évidence de plus fortes concentrations en Hg du sol et de la chaîne alimentaire dans les sites adjacents aux rivières ayant des concentrations plus élevées. De plus, identifier deux types de chaîne alimentaire, les organismes dont les consommateurs se nourrissent des plantes vertes à ceux se nourrissant de la matière organique du sol, nous permettra de montrer, comme le citent certains travaux, seulement la contamination du réseau trophique lié au sol.

4. Bibliographie

- Aastrup, M., J. Johnson, E. Bringmark, L. Bringmark, and A. Iverfeldt. 1991. Occurrence and Transport of Mercury within a Small Catchment-Area. *Water Air and Soil Pollution* **56**: 155-167.
- Allard, B., and I. Arsenie. 1991. Abiotic reduction of mercury by humic substances in aquatic system - an important process for the mercury cycle. *Water Air and Soil Pollution* **56**: 457-464.
- Amirbahman, A., A. L. Reid, T. A. Haines, J. S. Kahl, and C. Arnold. 2002. Association of methylmercury with dissolved humic acids. *Environmental Science & Technology* **36**: 690-695.
- Atwell, L., K. A. Hobson, and H. E. Welch. 1998. Biomagnification and bioaccumulation of mercury in an arctic marine food web: insights from stable nitrogen isotope analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**: 1114-1121.
- Barkay, T., M. Gillman, and R. R. Turner. 1997. Effects of dissolved organic carbon and salinity on bioavailability of mercury. *Applied and Environmental Microbiology* **63**: 4267-4271.
- Benoit, J. M., C. C. Gilmour, and R. P. Mason. 2001a. The influence of sulfide on solid phase mercury bioavailability for methylation by pure cultures of *Desulfobulbus propionicus* (1pr3). *Environmental Science & Technology* **35**: 127-132.
- . 2001b. Aspects of bioavailability of mercury for methylation in pure cultures of *Desulfobulbus propionicus* (1pr3). *Applied and Environmental Microbiology* **67**: 51-58.
- Benoit, J. M., C. C. Gilmour, R. P. Mason, and A. Heyes. 1999. Sulfide controls on mercury speciation and bioavailability to methylating bacteria in sediment pore waters. *Environmental Science & Technology* **33**: 951-957.
- Beyer, W. N., E. Cromartie, and G. B. Moment. 1985. Accumulation of methylmercury in the earthworm, *Eisenia-foetida*, and its effect on regeneration. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **35**: 157-162.
- Bishop, K. H., Y. H. Lee, J. Munthe, and E. Dambrine. 1998. Xylem sap as a pathway for total mercury and methylmercury transport from soils to tree canopy in the boreal forest. *Biogeochemistry* **40**: 101-113.
- Bodaly, R.A., V.L. St. Louis, M.J. Patterson, R.J.P. Fudge, B.D. Hall, D.M. Rosenberg, and J.W.M. Rudd. 1997. Bioaccumulation of mercury in the aquatic food chain

- in newly flooded areas. In: Metal ions in biological systems, volume 34: mercury and its effects on environment and biology. A. Sigel and H. Sigel (eds.). Marcel Dekker, New York, NY. p. 259-287.
- Bodaly, R. A., and R. J. P. Fudge. 1999. Uptake of mercury by fish in an experimental boreal reservoir. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **37**: 103-109.
- Cabana, G., and J. B. Rasmussen. 1994. Modeling food-chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature* **372**: 255-257.
- Celo, V., D. R. S. Lean, and S. L. Scott. 2006. Abiotic methylation of mercury in the aquatic environment. *Science of the Total Environment* **368**: 126-137.
- Choi, S. C., and R. Bartha. 1994. Environmental-factors affecting mercury methylation in estuarine sediments. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **53**: 805-812.
- Cleckner, L. B., C. C. Gilmour, J. P. Hurley, and D. P. Krabbenhoft. 1999. Mercury methylation in periphyton of the Florida Everglades. *Limnology and Oceanography* **44**: 1815-1825.
- Cocking, D., R. Hayes, M. L. King, M. J. Rohrer, R. Thomas, and D. Ward. 1991. Compartmentalization of mercury in biotic components of terrestrial flood-plain ecosystems adjacent to the South River at Waynesboro, Va. *Water Air and Soil Pollution* **57-8**: 159-170.
- Compeau, G., and R. Bartha. 1984. Methylation and demethylation of mercury under controlled redox, Ph, and salinity conditions. *Applied and Environmental Microbiology* **48**: 1203-1207.
- Driscoll, C. T., J. Holsapple, C. L. Schofield, and R. Munson. 1998. The chemistry and transport of mercury in a small wetland in the Adirondack region of New York, USA. *Biogeochemistry* **40**: 137-146.
- Ebinghaus, R., and R. D. Wilken. 1993. Transformations of mercury species in the presence of Elbe River bacteria. *Applied Organometallic Chemistry* **7**: 127-135.
- Ericksen, J. A., M. S. Gustin, D. E. Schorran, D. W. Johnson, S. E. Lindberg, and J. S. Coleman. 2003. Accumulation of atmospheric mercury in forest foliage. *Atmospheric Environment* **37**: 1613-1622.
- Fadini, P. S., and W. F. Jardim. 2001. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury? *Science of the Total Environment* **275**: 71-82.
- Feraud J., R. André-Jehan, J. M. Bardintzeff, P. Barrier., B. Bonin, P. Freyssinet, A. Hernandez, C. Hocquard, B. Kladnik, P. Lagny, J. Lorenz, J. C. Michel, M.

- Millet, J. F. Orru, D. Raymond, B. Rezun, F. Saupe, P. Solety, F. Teygeol, N. Thomas, J. F. Thomassin, and J. Wise. 2005. Le Mercure. *Géochronique*, n° 93, mars 2005, pp. 10-43
- Fleck, J. A., D. F. Grigal, and E. A. Nater. 1999. Mercury uptake by trees: An observational experiment. *Water Air and Soil Pollution* **115**: 513-523.
- Forshay, K. J., and E. H. Stanley. 2005. Rapid nitrate loss and denitrification in a temperate river floodplain. *Biogeochemistry* **75**: 43-64.
- Gabriel, M. C., and D. G. Williamson. 2004. Principal biogeochemical factors affecting the speciation and transport of mercury through the terrestrial environment. *Environmental Geochemistry and Health* **26**: 421-434.
- Galloway, M. E., and B. A. Branfireun. 2004. Mercury dynamics of a temperate forested wetland. *Science of The Total Environment* **325**: 239-254.
- Gergel, S. E., S. R. Carpenter, and E. H. Stanley. 2005. Do dams and levees impact nitrogen cycling? Simulating the effects of flood alterations on floodplain denitrification. *Global Change Biology* **11**: 1352-1367.
- Gilmour, C. C., E. A. Henry, and R. Mitchell. 1992. Sulfate stimulation of mercury methylation in fresh-water sediments. *Environmental Science & Technology* **26**: 2281-2287.
- Golding, G. R., C. A. Kelly, R. Sparling, P. C. Loewen, J. W. M. Rudd, and T. Barkay. 2002. Evidence for facilitated uptake of Hg(II) by *Vibrio anguillarum* and *Escherichia coli* under anaerobic and aerobic conditions. *Limnology and Oceanography* **47**: 967-975.
- Gothberg, A., and M. Greger. 2006. Formation of methyl mercury in an aquatic macrophyte. *Chemosphere* **65**: 2096-2105.
- Goulding, M. 1980. *The fishes and the forest*. Berkeley, CA: Univ. Calif. Press. 180 p.
- Grigal, D. F. 2003. Mercury sequestration in forests and peatlands: A review. *Journal Of Environmental Quality* **32**: 393-405.
- Haitzer, M., G. R. Aiken, and J. N. Ryan. 2003. Binding of mercury(II) to aquatic humic substances: Influence of pH and source of humic substances. *Environmental Science & Technology* **37**: 2436-2441.
- Hall, B. D., and V. L. S. Louis. 2004. Methylmercury and total mercury in plant litter decomposing in upland forests and flooded landscapes. *Environmental Science & Technology* **38**: 5010-5021.

- Harmon, S. M., J. K. King, J. B. Gladden, G. T. Chandler, and L. A. Newman. 2004. Methylmercury formation in a wetland mesocosm amended with sulfate. *Environmental Science & Technology* **38**: 650-656.
- Hecky, R. E., D. J. Ramsey, R. A. Bodaly, and N. E. Strange. In *Advances in Mercury Toxicology*; Suzuki, T., Ed.; Plenum: New York, 1991; pp 33-52.
- Hernandez, M. E., and W. J. Mitsch. 2006. Influence of hydrologic pulses, flooding frequency, and vegetation on nitrous oxide emissions from created riparian marshes. *Wetlands* **26**: 862-877.
- Hill, W. R., A. J. Stewart, and G. E. Napolitano. 1996. Mercury speciation and bioaccumulation in lotic primary producers and primary consumers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**: 812-819.
- Hintelmann, H., P. M. Welbourn, and R. D. Evans. 1997. Measurement of complexation of methylmercury(II) compounds by freshwater humic substances using equilibrium dialysis. *Environmental Science & Technology* **31**: 489-495.
- Holland, M. M. 1988. SCOPE/MAB technical consultations on landscape boundaries: report of a SCOPE/MAB workshop on ecotones, 5-7 January 1987, France. *Biology International, Special Issue 17*: 47-106.
- Jefferies, R. L. 2000. Allochthonous inputs: integrating population changes and food-web dynamics. *Trends in Ecology & Evolution* **15**: 19-22.
- Johansson, K., M. Aastrup, A. Andersson, L. Bringmark, and A. Iverfeldt. 1991. Mercury in Swedish Forest Soils and Waters - Assessment of Critical Load. *Water Air and Soil Pollution* **56**: 267-281.
- Karlsson, T., and U. Skjellberg. 2003. Bonding of ppb levels of methyl mercury to reduced sulfur groups in soil organic matter. *Environmental Science & Technology* **37**: 4912-4918.
- Kelly, C. A. and others 1997. Increases in fluxes of greenhouse gases and methyl mercury following flooding of an experimental reservoir. *Environmental Science & Technology* **31**: 1334-1344.
- Kelly, C. A., J. W. M. Rudd, and M. H. Holoka. 2003. Effect of pH on mercury uptake by an aquatic bacterium: Implications for Hg cycling. *Environmental Science & Technology* **37**: 2941-2946.
- King, J. K., S. M. Harmon, T. T. Fu, and J. B. Gladden. 2002. Mercury removal, methylmercury formation, and sulfate-reducing bacteria profiles in wetland mesocosms. *Chemosphere* **46**: 859-870.

- Kolka, R. K., D. F. Grigal, E. A. Nater, and E. S. Verry. 2001. Hydrologic cycling of mercury and organic carbon in a forested upland-bog watershed. *Soil Science Society Of America Journal* **65**: 897-905.
- Korthals, E. T., and M. R. Winfrey. 1987. Seasonal and Spatial Variations In Mercury Methylation and Demethylation In An Oligotrophic Lake. *Applied and Environmental Microbiology* **53**: 2397-2404.
- Mailman, M., L. Stepnuk, N. Cicek, and R. A. Bodaly. 2006. Strategies to lower methyl mercury concentrations in hydroelectric reservoirs and lakes: A review. *Science of the Total Environment* **368**: 224-235.
- Martin-Doimeadios, R. C. and others 2004. Mercury methylation/demethylation and volatilization pathways in estuarine sediment slurries using species-specific enriched stable isotopes. *Marine Chemistry* **90**: 107-123.
- Marvin-Dipasquale, M. and others 2000. Methyl-mercury degradation pathways: A comparison among three mercury-impacted ecosystems. *Environmental Science & Technology* **34**: 4908-4916.
- Mason, R. P., W. F. Fitzgerald, and F. M. M. Morel. 1994. The Biogeochemical Cycling of Elemental Mercury - Anthropogenic Influences. *Geochimica Et Cosmochimica Acta* **58**: 3191-3198.
- Matilainen, T. 1995. Involvement of Bacteria in Methylmercury Formation in Anaerobic Lake Waters. *Water Air and Soil Pollution* **80**: 757-764.
- Mauro, J. B. N., J. R. D. Guimaraes, H. Hintelmann, C. J. Watras, E. A. Haack, and S. A. Coelho-Souza. 2002. Mercury methylation in macrophytes, periphyton, and water - comparative studies with stable and radio-mercury additions. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* **374**: 983-989.
- Mierle, G., and R. Ingram. 1991. The Role of Humic Substances in the Mobilization of Mercury from Watersheds. *Water Air and Soil Pollution* **56**: 349-357.
- Miskimmin, B. M., J. W. M. Rudd, and C. A. Kelly. 1992. Influence Of Dissolved Organic-Carbon, Ph, and Microbial Respiration Rates On Mercury Methylation and Demethylation In Lake Water. *Canadian Journal Of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**: 17-22.
- Morel, F. M. M., A. M. L. Kraepiel, and M. Amyot. 1998. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annual Review Of Ecology and Systematics* **29**: 543-566.
- Munthe, J., H. Hultberg, Y. H. Lee, H. Parkman, A. Iverfeldt, and I. Renberg. 1995. Trends of mercury and methylmercury in deposition, runoff water and sediments

in relation to experimental manipulations and acidification. *Water Air and Soil Pollution* **85**: 743-748.

- Oremland, R. S., C. W. Culbertson, and M. R. Winfrey. 1991. Methylmercury Decomposition In Sediments and Bacterial Cultures - Involvement Of Methanogens and Sulfate Reducers In Oxidative Demethylation. *Applied and Environmental Microbiology* **57**: 130-137.
- Pak, K. R., and R. Bartha. 1998. Mercury methylation and demethylation in anoxic lake sediments and by strictly anaerobic bacteria. *Applied and Environmental Microbiology* **64**: 1013-1017.
- Patra, M., and A. Sharma. 2000. Mercury toxicity in plants. *Botanical Review* **66**: 379-422.
- Polis, G. A., W. B. Anderson, and R. D. Holt. 1997. Toward an integration of landscape and food web ecology: The dynamics of spatially subsidized food webs. *Annual Review Of Ecology and Systematics* **28**: 289-316.
- Polis, G. A., and S. D. Hurd. 1995. Extraordinarily High Spider Densities On Islands - Flow Of Energy From The Marine To Terrestrial Food Webs and The Absence Of Predation. *Proceedings Of The National Academy Of Sciences Of The United States Of America* **92**: 4382-4386.
- Polis, G. A., and D. R. Strong. 1996. Food web complexity and community dynamics. *American Naturalist* **147**: 813-846.
- Porvari, P., and M. Verta. 1995. Methylmercury Production in Flooded Soils - a Laboratory Study. *Water Air and Soil Pollution* **80**: 765-773.
- Ravichandran, M. 2004. Interactions between mercury and dissolved organic matter - a review. *Chemosphere* **55**: 319-331.
- Rea, A. W., S. E. Lindberg, T. Scherbatskoy, and G. J. Keeler. 2002. Mercury accumulation in foliage over time in two northern mixed-hardwood forests. *Water Air and Soil Pollution* **133**: 49-67.
- Robertson, A. I., P. Bacon, and G. Heagney. 2001. The responses of floodplain primary production to flood frequency and timing. *Journal Of Applied Ecology* **38**: 126-136.
- Roulet, M., J. R. D. Guimaraes, and M. Lucotte. 2001. Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of an amazonian floodplain - Effect of seasonal inundation. *Water Air and Soil Pollution* **128**: 41-60.

- Roulet, M., and M. Lucotte. 1995. Geochemistry of Mercury in Pristine and Flooded Ferralitic Soils of a Tropical Rain-Forest in French-Guiana, South-America. *Water Air and Soil Pollution* **80**: 1079-1088.
- Rudd, J. W. M. 1995. Sources of Methyl Mercury to Fresh-Water Ecosystems - a Review. *Water Air and Soil Pollution* **80**: 697-713.
- Saint-Louis, V. L., J. W. M. Rudd, C. A. Kelly, K. G. Beaty, R. J. Flett, and N. T. Roulet. 1996. Production and loss of methylmercury and loss of total mercury from boreal forest catchments containing different types of wetlands. *Environmental Science & Technology* **30**: 2719-2729.
- Schluter, K. 2000. Review: evaporation of mercury from soils. An integration and synthesis of current knowledge. *Environmental Geology* **39**: 249-271.
- Schuster, E. 1991. The Behavior Of Mercury In The Soil With Special Emphasis On Complexation and Adsorption Processes - A Review Of The Literature. *Water Air and Soil Pollution* **56**: 667-680.
- Schwesig, D., and O. Krebs. 2003. The role of ground vegetation in the uptake of mercury and methylmercury in a forest ecosystem. *Plant and Soil* **253**: 445-455.
- Scruton, D.A., E.L. Petticrew, L.J. LeDrew, M.R. Anderson, U.P. Williams, B.A. Bennett, and E.L. Hill. 1994. Methylmercury levels in fish tissue from three reservoir systems in insular Newfoundland, Canada. In: *Mercury pollution: integration and synthesis*. C.J. Watras and J.W. Huckabee (eds.). Lewis Publ., Boca Raton, FL. p. 441-455.
- Sellers, P., C. A. Kelly, J. W. M. Rudd, and A. R. Machutcheon. 1996. Photodegradation of methylmercury in lakes. *Nature* **380**: 694-697.
- Steffan, R. J., E. T. Korthals, and M. R. Winfrey. 1988. Effects Of Acidification On Mercury Methylation, Demethylation, and Volatilization In Sediments From An Acid-Susceptible Lake. *Applied and Environmental Microbiology* **54**: 2003-2009.
- Tremblay, A., M. Lucotte, and I. Rheault. 1996. Methylmercury in a benthic food web of two hydroelectric reservoirs and a natural lake of Northern Quebec (Canada). *Water Air and Soil Pollution* **91**: 255-269.
- Wallschlager, D., M. V. M. Desai, M. Spengler, and R. D. Wilken. 1998b. Mercury speciation in floodplain soils and sediments along a contaminated river transect. *Journal Of Environmental Quality* **27**: 1034-1044.
- Wallschlager, D., M. V. M. Desai, M. Spengler, C. C. Windmoller, and R. D. Wilken. 1998a. How humic substances dominate mercury geochemistry in contaminated floodplain soils and sediments. *Journal Of Environmental Quality* **27**: 1044-1054.

- Wallschlager, D., M. V. M. Desai, and R. D. Wilken. 1996. The role of humic substances in the aqueous mobilization of mercury from contaminated floodplain soils. *Water Air and Soil Pollution* **90**: 507-520.
- Ward, J. V., K. Tockner, D. B. Arscott, and C. Claret. 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* **47**: 517-539.
- Weber, J. H. 1993. Review Of Possible Paths For Abiotic Methylation Of Mercury(Ii) In The Aquatic Environment. *Chemosphere* **26**: 2063-2077.
- Xiao, Z., J. Sommar, O. Lindqvist, and E. Giouleka. 1998. Atmospheric mercury deposition to grass in southern Sweden. *Science Of The Total Environment* **213**: 85-94.
- Xu, H., and B. Allard. 1991. Effects of a Fulvic-Acid on the Speciation and Mobility of Mercury in Aqueous-Solutions. *Water Air and Soil Pollution* **56**: 709-717.
- Xun, L., N. E. R. Campbell, and J. W. M. Rudd. 1987. Measurements of Specific Rates of Net Methyl Mercury Production in the Water Column and Surface Sediments of Acidified and Circumneutral Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **44**: 750-757.

CHAPITRE 2 : PROJET DE RECHERCHE

1. Introduction

En écologie aquatique, les systèmes rivières et plaines d'inondation ont longtemps été étudiés en tant que deux entités fonctionnant de façon indépendante. Ce n'est qu'à la fin des années 80 qu'apparaît le concept de "flood pulse", introduit par Junk et al. (1989) pour expliquer le rôle central des interactions entre la zone riveraine et la rivière sur le fonctionnement du système rivière - plaine alluviale. Les écosystèmes adjacents ont en effet des frontières perméables qui permettent des échanges d'énergie et de nutriments (Polis and Strong 1996). Les mouvements spatiaux de nutriments, de détritiques et d'organismes échangés entre habitats peuvent ainsi fortement influencer la dynamique des producteurs primaires et des consommateurs (Polis et al. 1997). Les apports étant supérieurs à la productivité *in-situ*, sont susceptibles de faire profiter les organismes d'une plus grande quantité de ressources d'origine allochtone (Polis et al. 1997). Aussi, les études de Nakano and Murakami (2001) ont démontré que les flux saisonniers réciproques de proies entre un ruisseau et son bassin versant entraînaient une plus grande densité de consommateurs dans les deux habitats, comparés à d'autres habitats isolés. Cependant, des contaminants tels les métaux lourds et d'autres éléments peuvent également être échangés entre deux milieux, puis déposés et contaminer le milieu récepteur (Amoros and Petts 1993).

Le mercure (Hg) est un important constituant naturel de la roche mère, du sol, des sédiments d'eau douce, de l'eau, du biote et de l'air, que l'on retrouve à des concentrations très variables (Groupe d'étude nord-américain sur le mercure 2000). De fortes concentrations ont toutefois été observées dans des environnements aquatiques et terrestres, contaminés indirectement par dépôt atmosphérique et directement par son rejet dans l'eau. Sous certaines conditions physico-chimiques, le Hg peut être méthylé principalement par l'intermédiaire de certaines bactéries anaérobies pour former le

méthylmercure (MeHg) (Compeau and Bartha 1984; Harmon et al. 2004; Stamenkovic et al. 2005), connu pour représenter l'espèce la plus toxique lors de son assimilation par les êtres vivants. Le Hg et ses dérivés présentent en effet un fort potentiel de bioaccumulation et de bioamplification, processus par lequel sa concentration augmente en même temps que le niveau trophique (Atwell et al. 1998; Cabana and Rasmussen 1994; Hill et al. 1996). De nombreuses recherches ont porté sur la bioaccumulation du Hg par les lombrics (Cocking et al. 1991 ; Edwards and Bohlen 1996) du fait de leur capacité à facilement bioconcentrer certains métaux lourds dans leurs tissus (Cocking et al. 1994) : le facteur de bioaccumulation utilisant le ratio entre la concentration en Hg dans les lombrics et celle dans les sols est souvent retrouvé positif (Beyer et al. 1985; Burton et al. 2006); Cocking et al. 1994). Le MeHg est le principal composé mis en cause dans ces phénomènes. La méthylation du Hg joue ainsi un rôle majeur dans les transferts de ce contaminant à travers les chaînes alimentaires (Cocking et al. 1994).

Pendant les phases d'inondation, de nombreuses études ont démontré des apports de contaminants appartenant au milieu terrestre vers le milieu aquatique. Certains chercheurs se sont concentrés sur les déplacements du Hg depuis le bassin terrestre inondé vers l'eau de certains réservoirs hydroélectriques (Porvari and Verta 1995; Tremblay and Lucotte 1997). La mise en eau des réservoirs et donc les inondations ont ainsi été démontrées comme responsables de la méthylation du Hg dans les sols inondés (Kelly et al. 1997; Saint-Louis et al. 2004) et de sa libération depuis les sols contaminés inondés vers la colonne d'eau des réservoirs, conduisant à de fortes concentrations en Hg observées dans l'eau et dans les organismes aquatiques. Dans ces milieux, les conditions de faible pH, d'une forte concentration en carbone organique dissous et en nutriments, et des conditions anaérobiques favorisent la méthylation du Hg (Branfireun et al. 1999; Matilainen 1995; Morel et al. 1998; Saint-Louis et al. 1994; Zillioux et al. 1993).

Il existe un mouvement inverse possible, le transfert lors des crues printanières de contaminants depuis un milieu aquatique contaminé vers un écosystème terrestre sain. Stoughton and Marcus (2000) avaient effectivement montré que lors d'une

inondation de la rivière Soda Butte (Yellowstone National Park, États-Unis) fortement contaminée par l'exploitation minière, des concentrations élevées en métaux traces avaient été enregistrées dans les sédiments des plaines d'inondation, et ce jusqu'à 28 kilomètres en aval de la source de contamination. La sédimentation dans ces zones exposées aux inondations serait la conséquence d'une haute affinité entre la matière organique et certains métaux, tels le Hg (Wallschlager et al. 1998b; Wallschlager et al. 1998a; Wallschlager et al. 1996), qui se dépose alors pendant les crues dans la plaine d'inondation pour s'accumuler dans les sols (Birkett et al. 2002; Cocking et al. 1991; Roulet et al. 2001). Cette affinité, influencée par la présence de ligands sulfure réduit présents dans la matière organique dissoute (Benoit et al. 1999; Grigal 2003; Haitzer et al. 2003; Ravichandran 2004), est dépendante de variables physico-chimiques des sols du bassin versant, principalement par l'oxygène, la présence d'ions chlorures et sulfures, du pH et de la température (Gabriel and Williamson 2004; Haitzer et al. 2003). L'interaction entre la matière organique et le MeHg est moins forte que celle avec le Hg ionique (Gabriel and Williamson 2004; Wallschlager et al. 1998a). Deux voies possibles expliqueraient alors la présence de MeHg dans les milieux inondés : le transfert du MeHg d'origine aquatique par les inondations, et/ou la méthylation du Hg ionique dans les sols. En effet, le transfert par inondation suivi de son dépôt, déterminés entre autre par le débit et le temps de résidence de l'eau, peuvent dépendre de la quantité des matières en suspension transportées par la rivière et de leur qualité, en particulier de la matière organique présente (Amoros and Petts 1993). Puis, les inondations qui modifient les conditions redox de ces milieux alluviaux pourraient également encourager la méthylation *in situ* du Hg présent dans les sols (Saint-Louis et al. 1996; Winfrey and Rudd 1990). Après le retrait des eaux d'inondations, le Hg d'origine aquatique ainsi déposé dans les plaines, va pouvoir être assimilé, au même titre que les nutriments et la matière organique, par les organismes terrestres qui profitent de ces nouvelles sources d'énergie (Cocking et al. 1991). La méthylation du Hg accentuée par les inondations pourrait ainsi accroître la contamination en MeHg du réseau trophique terrestre. Les végétaux supérieurs, comme les plantes aquatiques, sont sujets à l'assimilation du Hg présent dans les sols (Bishop et al. 1998; Rea et al. 2002). Cependant, sa translocation vers les parties aériennes à l'intérieur de la plante reste encore controversée. Certaines

études ont ainsi démontré qu'une fois absorbé par les racines, le Hg reste stocké dans celles-ci, ces dernières jouant le rôle de barrière stoppant la translocation du Hg vers les parties aériennes des plantes (Grigal 2003; Patra and Sharma 2000; Schwesig and Krebs 2003). Ceci démontrerait que le transfert du Hg se maintiendrait au niveau du réseau détritique, organismes en contact direct avec les détritiques du sol qui leur servent de nourriture et qu'ils assimileront par la même occasion les contaminants s'ils sont présents. Les organismes brouteurs du réseau des plantes qui se nourrissent de leurs parties aériennes ne seraient pas contaminés par le Hg d'origine aquatique (Cocking et al. 1991). Ainsi, son transfert dans les organismes sera différent suivant l'exposition ou non des composantes d'un écosystème récepteur à la contamination.

Dans ce présent travail, qui a pour but d'analyser le transfert potentiel du Hg depuis les rivières vers les écosystèmes terrestres adjacents lors des inondations printanières, nous proposons de sélectionner une série de sites situés le long de rivières variant en terme de Hg, de carbone organique dissous et de nutriments, variables connues pour influencer les concentrations en Hg dans les eaux à l'intérieur des réservoirs et des lacs naturels. Nous allons ainsi vérifier si la variabilité de ces paramètres entre les rivières est reflétée dans les sols inondés. De plus, la variabilité spatiale du Hg dans les sols a pu être expliquée par la quantité de matière organique présente (Amirbahman et al. 2002; Gabriel and Williamson 2004; Schuster 1991; Wallschlager et al. 1996). Donc, pour démontrer que les sols inondés adjacents à une rivière ayant de fortes concentrations en Hg dans l'eau et les sédiments ont également une forte concentration en Hg, au delà d'un site contrôle, nous allons tenir compte des effets de la matière organique dans les sols.

Nous examinerons ensuite les concentrations en Hg des réseaux trophiques terrestres soumis aux inondations afin de mettre en évidence ceux qui sont susceptibles d'être contaminés par le Hg. Nous nous attendons donc à ce que les invertébrés du réseau détritique échantillonnés sur des sols à forte concentration en Hg aient également de plus fortes concentrations en Hg comparés à ceux récoltés dans les sites témoins non inondés et ceux du réseau des plantes.

2. Matériel et méthodes

2.1. Aire d'étude

Six rivières du bassin versant du fleuve Saint-Laurent ont été sélectionnées (Fig. 2.1, Annexe 1). Le choix de ces cours d'eau s'est reposé sur une gamme de type de bassin versant, et plus particulièrement sur l'occupation des sols en amont de leur point d'échantillonnage (Tab. 2.1) qui peut alors influencer la qualité physico-chimique des eaux (Tab. 2.2). Les bases de données concernant les caractéristiques physiques et physico-chimiques des bassins versants proviennent de la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) fournie par le Ministère de l'Environnement du Québec (MENV, 2004). La superficie des bassins versants et de chaque catégorie d'utilisation du territoire (milieux agricoles, forestiers et humides) ainsi que la distance à la source ont été calculées à partir d'un système d'information géographique (logiciel ArcGIS). Les variables physico-chimiques ont été échantillonnées une fois par mois sur huit années, de 1996 à 2003, exceptée la rivière Chaudière, qui l'a été sur cinq années (1996, 2000, 2001, 2002 et 2003). Néanmoins dans le cas de certains cours d'eau agricoles, plusieurs mesures ont été réalisées au cours d'un même mois.

Les superficies des bassins varient entre 490 km² pour la rivière l'Assomption à 42121 km² pour la Saint-Maurice (Tab. 2.1). L'échantillonnage s'est effectué à proximité de leur source pour les rivières Assomption et du Loup, et présentent des eaux de type oligotrophes. Elles sont situées en rive nord du Saint-Laurent et l'occupation du sol en amont de leur bassin versant est représentée en majorité par la forêt (environ 90% en superficie totale). Les sites des rivières Chaudière, Etchemin et Saint-Maurice ont été échantillonnés proche de l'embouchure avec le fleuve Saint-Laurent. Les deux premières, coulant en rive sud de celui-ci, montrent des eaux eutrophes avec de fortes concentrations en nutriments. Leur bassin versant occupé par de plus grandes superficies consacrées à l'agriculture conduit ainsi à des eaux plus productives. A l'inverse, la

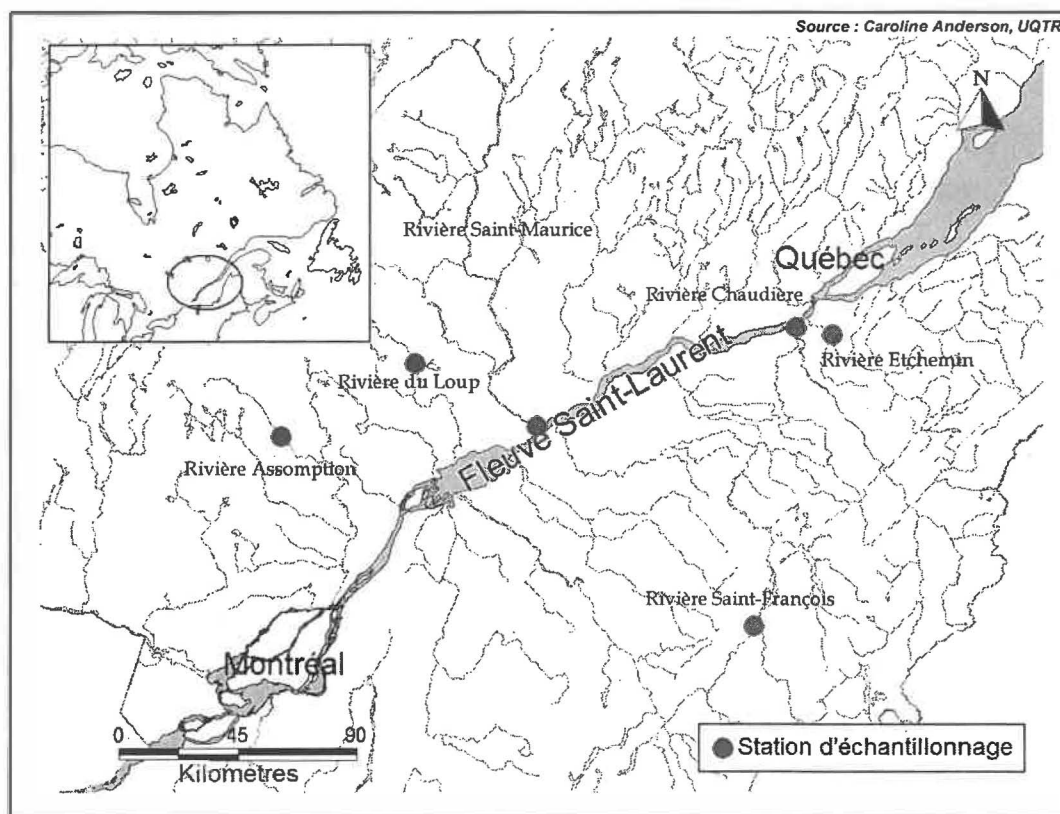


Figure 2.1. Localisation des sites d'échantillonnage des rivières sélectionnées.

Tableau 2.1. Principales caractéristiques physiques des bassins versants en amont des points d'échantillonnage. Ces données proviennent de la banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) du Ministère de l'Environnement du Québec (MENV, 2004).

	Superficie du bassin en amont (km ²)	Distance à la source (km)	Superficie en milieux humides (%)	Superficie forestière (%)	Superficie agricole (%)
Assomption	490	45	0,03	92,74	0,03
Chaudière	6745	235	0,68	75,80	19,36
Etchemin	1476	199	0,79	71,25	24,64
du Loup	767	47	0,77	89,10	0,00
Saint-François	2953	77	0,28	84,12	11,73
Saint-Maurice	42121	439	0,07	90,84	2,05

Tableau 2.2. Principales caractéristiques physico-chimiques mesurées à proximité du point d'échantillonnage de nos stations. Ces données proviennent de la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) du Ministère de l'Environnement du Québec (MENV, 2004). Les valeurs représentent la moyenne (écart type) de toutes les données collectées pendant la campagne d'échantillonnage. Les variables mesurées sont : azote total filtré (N-TOTF), phosphore total (P-TOT), carbone organique dissous (COD), pH et turbidité. Les mesures de turbidité sont exprimées en UTN (unité de turbidité néphélométrique).

	N-TOTF (mg.l ⁻¹)	N	P-TOT (mg.l ⁻¹)	N	COD (mg.l ⁻¹)	N	pH (Unité)	N	Turbidité (UTN)	N
Assomption	0,27 (0,15)	93	0,010 (0,006)	92	4,9 (0,8)	88	6,54	89	0,6 (0,2)	89
Chaudière	1,63 (1,87)	24	0,058 (0,066)	24	7,8 (2,6)	23	7,62	25	12,1 (26,3)	25
Etchemin	1,27 (0,72)	97	0,088 (0,235)	97	6,1 (1,9)	97	7,68	98	6,8 (14,1)	97
Du Loup	0,23 (0,12)	92	0,010 (0,004)	92	4,8 (0,7)	90	6,80	90	0,6 (0,2)	90
Saint-François	0,46 (0,11)	104	0,023 (0,043)	92	7,6 (1,4)	90	7,62	91	6,5 (28,4)	90
Saint-Maurice	0,27 (0,06)	88	0,018 (0,013)	88	5,9 (1,0)	88	6,67	88	2,1 (2,8)	88

rivière Saint-Maurice, en rive nord du fleuve, présente quant à elle au point d'échantillonnage des eaux plutôt mésotrophes du fait de la domination de son bassin versant par la forêt. La rivière Saint-François a été échantillonnée proche du centre de son linéaire et présente également à cet endroit des eaux de type mésotrophe. En plus d'apports en carbone organique dissous ou en nutriments ou autres éléments influençant le Hg liés aux activités agricoles, le bassin versant des rivières Etchemin, Saint-François et Saint-Maurice ont bénéficié de fortes activités industrielles passées qui présentement ont pu contribuer à hausser le Hg dans ces rivières.

Deux sites ont été associés à chacune des six rivières, le premier étant une zone alluviale inondée par les crues printanières et le deuxième une zone témoin strictement terrestre. Nous pourrions ainsi vérifier si les organismes terrestres de la plaine d'inondation exhibent des concentrations de Hg qui reflèteraient ceux de la rivière, à la différence des individus vivant sur le site non inondé. Le choix des deux sites inondé et non inondé pour chaque rivière reposait sur leur même type de végétation, de leur accessibilité et qu'ils soient strictement terrestre et inondé. Pour les rivières Chaudière, du Loup, Saint-Maurice et Saint-François, la distance qui sépare les sites inondé et non inondé variait entre 4 et 15 km, alors que pour les rivières Assomption et Etchemin, les sites étaient plus proches, approximativement espacés de 250 mètres. Les sites inondés et non inondés de la rivière Saint-Maurice sont situés en forêt, et les sites des cinq autres rivières localisés en prairie. Les sites inondés ont été visités en juillet 2004. Ils ont été sélectionnés suivant des critères mettant en évidence des inondations antérieures, comme par exemple des laisses de crues (débris conservés dans les feuilles d'arbres par exemple), ainsi que l'altitude lue sur les cartes du Québec au 1/50000. La présence d'inondation pour chaque site inondé a été par la suite confirmée visuellement pendant les hautes eaux en mai de l'année suivant l'échantillonnage (2005). Ainsi, les sites inondés par les rivières Saint-Maurice, du Loup et Saint-François sont largement en eau lors des inondations, hauteur d'eau comprise entre un et deux mètres pour les deux premières, et environ 50 centimètres pour la Saint-François. Les sites inondés des rivières Etchemin, Assomption et Chaudière n'étaient pas submergés le jour de la visite. Mais la plaine était recouverte de détritus frais d'une épaisseur d'environ cinq

centimètres sédimentés pendant la crue, et les herbes étaient penchées et tassées dans le sens du courant de la rivière, ce qui ne faisait aucun doute quant à une inondation quelques jours auparavant.

2.2. Échantillonnage

Une première phase d'échantillonnage des sites inondés et non inondés des 6 rivières sélectionnées a été réalisée du 5 juillet au 17 septembre 2004.

Suite à de très fortes concentrations notés sur la rivière Saint-Maurice, que nous allons explorer plus tard, un autre site non inondé sur l'Île Saint-Quentin, à environ 500 mètres du site inondé, et trois autres sites inondés par cette rivière en amont de l'île, ont été échantillonnés les 29 et 30 mai 2006. Le site le plus en amont se situe juste en aval du barrage de La Tuque, à environ 170 kilomètres du site inondé de Trois-Rivières. Puis le second est localisé au lieu-dit Le Carignan, et enfin le troisième à la Baie de Giguère (Fig. 2.2).

Dans les deux campagnes d'échantillonnage de 2004 et 2006, des triplicatas d'eau et de sédiments ont été prélevés pour chacune des rivières au même emplacement que celui des sites inondés. Les échantillons d'eau ont été prélevés à environ 25 centimètres de la surface à l'aide d'une pompe péristaltique munie d'un tube en téflon, puis conservés avec ajout de BrCl dans des flacons en téflon. Les dix premiers centimètres de sédiments ont été récoltés avec un cylindre en plastique sous une colonne d'eau de la rivière de 30 centimètres environ et à cinq mètres de la berge, et ont été maintenus dans des sacs à congélation. Le tout a été conservé à -18°C jusqu'à leur analyse. Les échantillons de sédiment ont ensuite été lyophilisés à -45°C.

Pour chaque site inondé au printemps et leur site terrestre associé, des prélèvements d'arthropodes ont été réalisés suivant deux réplicats séparés d'une distance de dix mètres, parallèlement à la berge. Dans les sites inondés, l'échantillonnage a été effectué à dix mètres de la rivière, perpendiculairement à l'écoulement. Pour les sites

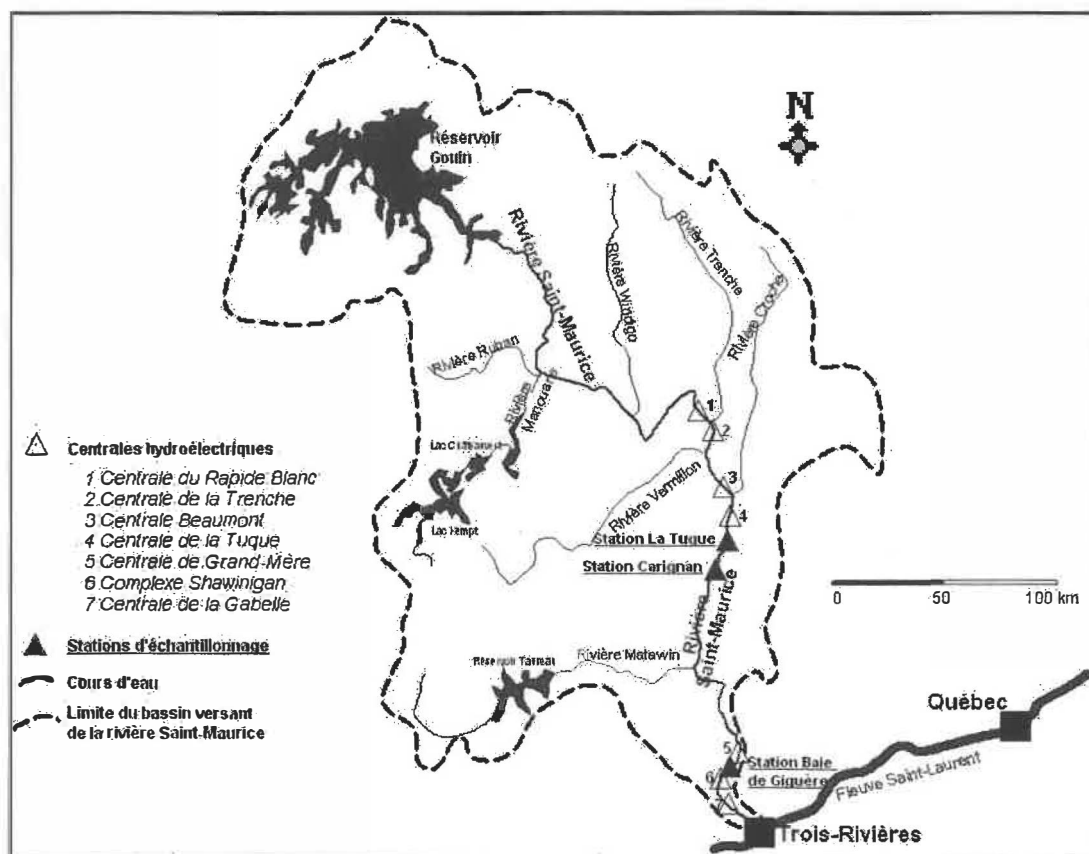


Figure 2.2. Localisation des sites d'échantillonnage sur la rivière Saint-Maurice (mai 2006).

non inondés, il a été effectué à dix mètres d'un point pris au hasard, parallèlement au site inondé. Les organismes vivant sur le sol ont été prélevés à l'aide de pièges fosses aux sites inondés et non inondés de la campagne d'échantillonnage de 2004. Chacun des sites comprenait trois pièges par réplikat. Les pièges fosses consistaient à des verres à boire en plastique de 720 millilitres enterrés dans le sol de sorte que la partie supérieure du verre affleure avec le sol. Environ 250 millilitres d'eau savonneuse ont été ajoutés et un couvercle a été déposé à l'aide de brindilles trouvées sur place à environ deux centimètres du sol au-dessus du verre afin d'empêcher l'eau de pluie d'y pénétrer. Une attente de 48 à 96 heures a été nécessaire pour garantir la présence de plusieurs taxons. Les invertébrés sur la végétation herbacée à environ 50 centimètres du sol ont été recueillis à l'aide d'un filet entomologique et d'un parapluie aux mêmes emplacements que les pièges fosses, aussi à raison de deux réplikats par site. La collecte de ces invertébrés s'est répétée plusieurs fois durant la saison estivale d'échantillonnage, afin d'obtenir une diversité et une quantité suffisante pour les analyses de Hg. Les arthropodes ainsi échantillonnés ont été conservés dans l'eau à l'intérieur de sacs à congélation, fermés hermétiquement puis entreposés dans un congélateur au laboratoire. L'identification des invertébrés a été effectuée jusqu'à la famille (Paquin and Duperré 2003 ; Borror and White 1991 ; Larochelle 1983 ; Chagnon and Robert 1962), puis dissociés dans un premier temps en composantes du réseau détritique et du réseau vert, puis dans un second temps en consommateurs primaires et prédateurs pour chacune des composantes. Les consommateurs primaires du réseau détritiques sont un groupe taxonomique indicateur de Hg, étant surtout représentés par les lombrics, largement utilisés en tant que modèle pour évaluer la biodisponibilité des contaminants dans les écosystèmes terrestres (Hinton and Veiga 2002). Ils ingèrent en effet une grande quantité de sol et sont en contact avec le substrat qu'ils consomment. Tous les invertébrés ont ensuite été séchés à l'étuve à 60°C pendant au moins 72 heures puis broyés. Avant le séchage, les Lumbricidae ont été maintenus vivant sur du papier humide durant 48 heures pour permettre au tube digestif de se vider. Pour les trois sites inondés par les crues printanières le long de la rivière Saint-Maurice et échantillonnées en 2006, seuls les lumbricidae ont été récoltés. Ils ont subi comme pour les échantillonnages de 2004 une dépuración de leur tube digestif avant leur séchage à l'étuve. En plus des familles

échantillonnées dans cette présente étude, des données de concentrations en Hg provenant d'un échantillonnage de l'Île Saint-Quentin réalisé pendant l'été 2003 (Bulté G., non publiées) ont été ajoutées à la station Saint-Maurice pour les sites inondé et non inondé. Elles incluent deux familles d'invertébrés détritiques (Lumbricidae, Carabidae), deux familles brouteurs (Pentatomidae, Cicadellidae) et une famille de musaraigne (Soricidae).

Des échantillons de sol ont été prélevés sur les sites inondés en triplicat à 0, 10, 35 et 60 mètres par rapport au niveau d'eau de la rivière sur deux transects parallèles et séparés de dix mètres, et perpendiculaires à l'écoulement de la rivière. Dans les sites non inondés, les prélèvements ont été réalisés également en triplicat à 0, 10, 35 et 60 mètres, mais dans ce cas-ci par rapport à un point pris au hasard, et suivant deux transects séparés de dix mètres et parallèles à ceux du site inondé. Ils ont été effectués à l'aide d'une petite pelle en plastique, d'une surface d'environ 15×15 centimètres sur les cinq premiers centimètres en retirant la couche de litière. Le sol des sites échantillonnés lors de la seconde phase a seulement été prélevé en triplicat aux points d'échantillonnage situés à dix mètres par rapport à la rivière, à l'endroit de prélèvement des invertébrés. Les échantillons de sol ont ensuite été placés dans des sacs à congélation et congelés. Ils ont enfin été lyophilisés à -45°C.

Pendant la dernière campagne d'échantillonnage (en 2006), seuls les échantillons de sol et des lombrics ont été prélevés suivant le même protocole cité ci-dessus.

Tous les résultats concernant les concentrations en HgT en MeHg dans les sols des sites inondés et non inondés présentés par la suite proviennent des échantillons prélevés aux points d'échantillonnage dix mètres.

2.3. Détermination des concentrations de Hg total et de MeHg et des masses de la matière organique

Le HgT et le MeHg (ng.g^{-1} dw) ont été mesurés au Département de biologie à l'Université de Montréal. Les concentrations de Hg total ont été calculées par absorption atomique. L'instrument analytique employé pour les échantillons de sols, de sédiments des rivières et des invertébrés était un DMA-80 (Direct mercury analyser) de Milestones. Cette quantification se fait par combustion de l'échantillon solide et analyse du Hg dans la phase gazeuse par absorbance à 254 nm. Pour l'analyse du HgT dans l'eau, les échantillons ont subi une oxydation du Hg au BrCl , suivi d'une réduction au SnCl_2 . Ce Hg est ensuite transféré vers un gaz porteur (argon) et transporter vers des trappes en or pour être amalgamé. La totalité du Hg est ensuite désorbée par la chaleur et mesurée par fluorescence.

Le MeHg a été mesuré par éthylation en phase aqueuse (Bloom 1989), puis par séparation en chromatographie gazeuse isothermique et par détection par spectroscopie à fluorescence atomique à vapeur froide. Pour ce faire, les échantillons de sols, de sédiments et d'invertébrés ont été extraits avec cinq millilitres d'acide nitrique 4M. Puis un millilitre de l'extrait a été utilisé pour faire l'analyse des sols et sédiments et 0.1 millilitre pour les invertébrés.

Tous les échantillons de sédiments de rivière et de sols ont été lyophilisés jusqu'à l'obtention de poids constant et puis pesés, pour fournir la masse sèche de l'échantillon. Ils ont ensuite été brûlés pendant au moins deux heures à 500°C pour donner la matière organique combustible (cendres). Le pourcentage de la matière organique dans les échantillons de sédiment et de sol a alors été mesuré comme suit :

Equation 1 : $\% \text{ de matière organique} = (\text{masse d'échantillon sec} - \text{masse des cendres}) * (\text{masse d'échantillon sec})^{-1}$

2.4. Détermination du facteur de bioaccumulation

Afin de décrire le transfert du Hg depuis le sol vers les invertébrés terrestres, nous avons calculé le facteur de bioaccumulation décrit par l'équation :

Equation 2 : Facteur de bioaccumulation = (Hg dans les invertébrés terrestres) * (Hg dans les sols)⁻¹

Les concentrations en Hg dans les invertébrés terrestres et dans les sols sont exprimées en ng.g⁻¹.

2.5. Analyse statistique

Pour tester les relations entre le Hg total des différentes variables liées à l'eau, aux sédiments, sols et invertébrés terrestres, les analyses statistiques ont été conduites par des analyses de variance à deux facteurs, le premier étant la variable "stations d'échantillonnage" (six rivières sélectionnées), le deuxième étant la variable "site inondé / site non inondé", suivi du test de comparaison de Tukey, et des régressions multiples. La valeur de $p < 0.05$ a été considérée comme significative.

Pour examiner la relation entre les invertébrés terrestres récoltés en milieu inondé et ceux récoltés en milieu non inondé à la station de l'Île Saint-Quentin, nous avons utilisé une analyse de covariance, avec la moyenne de Hg des invertébrés en milieu inondé en tant que variable dépendante, la moyenne de Hg des invertébrés en milieu non inondé comme covariable, et le type de réseau trophique (détritvores par opposition aux brouteurs) en tant que variable dichotomique.

La normalité des données a été corrigée par la transformation des variables en Log base 10.

3. Résultats

3.1. Transfert du Hg depuis le milieu aquatique vers le milieu terrestre

Les concentrations en HgT dans l'eau varient en moyenne de 2,3 à 15,3 ng.l⁻¹ (Tab. 2.3). Une analyse de variance a trouvé une différence significative du HgT entre les six rivières ($F=83,896$, $P<0,001$), et une analyse de comparaison par le test de Tuckey a trouvé que la rivière Saint-Maurice ressort très clairement par rapport aux autres rivières ($P<0,05$).

Les concentrations en HgT dans les sédiments sont variables dans les neuf stations échantillonnées et fluctuent en moyenne de 3,9 ng.g⁻¹ à 145 ng.g⁻¹ (Tab. 2.3). Une analyse de variance montre en effet que la concentration moyenne en HgT dans les sédiments diffère significativement entre les stations ($F=7,477$, $P<0,001$). Deux stations de la rivière Saint-Maurice, Giguère et Île Saint-Quentin sont les plus contaminées (en moyenne 145,0 et 62,5 ng.g⁻¹ respectivement), et les stations Carignan et du Loup sont les moins contaminées (en moyenne 8,6 et 3,9 ng.g⁻¹ respectivement). Les concentrations moyennes en MeHg sont peu variables pour huit des stations, de 0,09 ng.g⁻¹ à 0,46 ng.g⁻¹, exceptées pour la station Giguère dont le MeHg est en moyenne de 4,63 ng.g⁻¹ (Tab. 2.3). Une analyse de variance a soutenu cet effet en indiquant que la concentration du MeHg dans les sédiments diffère significativement entre les rivières ($F=30,576$, $P<0,001$), et le test *post-hoc* de Tukey a ajouté que seule la concentration en MeHg dans les sédiments de la rivière Saint-Maurice à la station de Giguère était significativement plus élevée que dans les autres stations ($P<0,05$).

Les concentrations moyennes en HgT dans les sédiments pour cinq rivières, l'Assomption, Chaudière, Etchemin, du Loup et Saint-François sont corrélées significativement avec la quantité de matière organique dans ces mêmes sédiments ($r^2=0,93$, $P=0,008$). Les stations de la rivière Saint-Maurice ne suivent pas cette relation (Fig. 2.3.A) et présentent une grande variabilité dans leurs concentrations. Elles contiennent en effet des sédiments plus ou moins contaminés que la valeur qui serait

Tableau 2.3. Concentrations en Hg dans l'eau et les sédiments de 6 rivières du bassin versant du fleuve Saint-Laurent. Les valeurs représentent la moyenne et l'écart type entre parenthèses de 3 mesures par rivière.

	HgT Eau (ng.l ⁻¹)	HgT sédiments (ng.g ⁻¹)	HgT sédiments (ng.g ⁻¹ de MO)	MeHg sédiments (ng.g ⁻¹)	MeHg sédiments (ng.g ⁻¹ de MO)
Assomption	2,3 (0,1)	25,1 (6,1)	555,3 (215,8)	0,46 (0,04)	9,2 (2,8)
Chaudière	7,5 (0,6)	12,8 (2,8)	501,6 (113,8)	0,26 (0,04)	13,4 (4,0)
Etchemin	5,5 (0,3)	10,2 (0,2)	442,8 (61,5)	0,38 (0,03)	15,7 (3,5)
Du Loup	2,4 (0,2)	3,9 (0,6)	393,4 (36,1)	0,09	7,9
Saint-François	4,6 (0,5)	13,7 (6,3)	463,9 (142,6)	0,45 (0,17)	15,1 (4,4)
Saint-Maurice - La Tuque	nd*	45,0 (50,3)	2317,5 (2104,7)	0,10 (0,04)	7,4 (6,0)
Saint-Maurice - Carignan	nd*	8,6 (9,0)	233,1 (57,7)	0,30 (0,28)	7,9 (9,0)
Saint-Maurice - Giguère	nd*	145,0 (76,1)	1868,2 (599,9)	4,63 (0,71)	90,4 (35,4)
Saint-Maurice - Île Saint-Quentin	15,3 (4,9)	62,5 (12,0)	7861,5 (3053,4)	0,32 (0,23)	33,4 (21,8)

*nd : aucune données disponibles

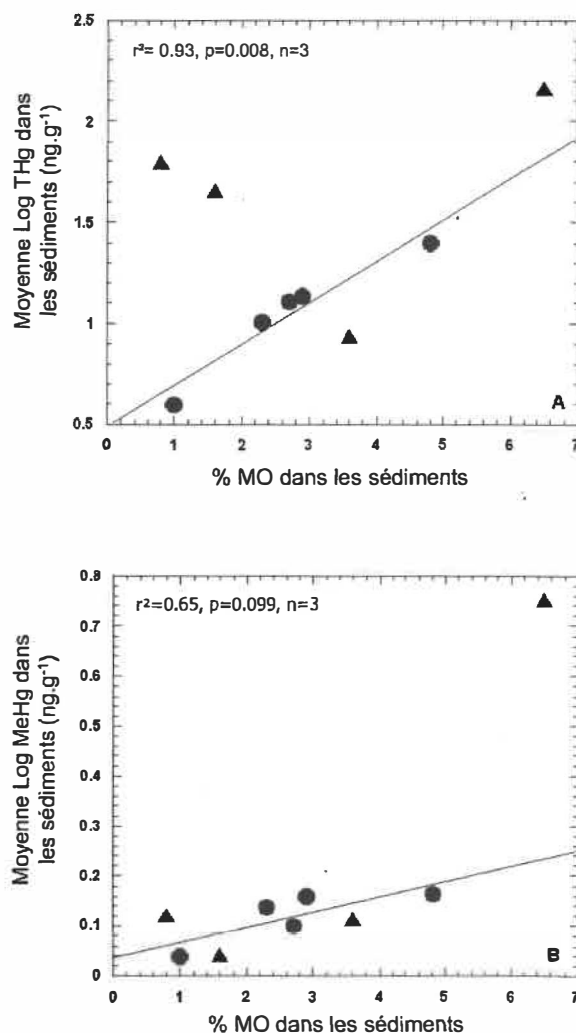


Figure 2.3. Relation entre le pourcentage de matière organique (% de MO) et la concentration en Hg dans les sédiments (exprimée en ng.g⁻¹) de 6 rivières du bassin versant du fleuve Saint-Laurent : Hg total (HgT) (A) et Methylmercure (MeHg) (B). Les valeurs représentent la moyenne de 3 mesures par rivière. ● Sites sélectionnés dans cette étude autres que ceux de la rivière Saint-Maurice ; ▲ Sites des stations de la rivière Saint-Maurice. Les droites de régression excluent les données de concentrations en HgT et en MeHg des stations de la rivière Saint-Maurice.

prédite, comme dans le cas des autres rivières, par le pourcentage de matière organique. La corrélation pour les mêmes cinq rivières entre le MeHg et la matière organique est presque significative ($r^2=0,65$, $P=0,099$, Fig. 2.3.B). Les concentrations en MeHg pour les stations de la Saint-Maurice suivent en effet la tendance, exceptée la station de Giguère dont les sédiments contiennent beaucoup plus de MeHg que ce que pourrait prédire la quantité de matière organique. Ainsi, en considérant que la quantité de matière organique explique dans les sédiments les concentrations en Hg, nous avons corrigé ces dernières par la matière organique (Tab. 2.3), ce qui nous permettra de comparer les six rivières entre elles. Les plus fortes concentrations sont alors retrouvées dans les sédiments de la rivière Saint-Maurice à la station de l'Île Saint-Quentin (7861,5 ng HgT.g⁻¹ de matière organique) qui représentent entre trois et trente fois la concentration en Hg dans les sédiments des autres rivières. Les sédiments de la station de la Baie de Giguère contiennent la plus grande concentration en MeHg (90,4 ng.g⁻¹ de matière organique), ce qui représente entre 2,5 à 12 fois les concentrations des huit autres stations.

Aucune relation entre la concentration du HgT dans l'eau et les sédiments (en ng.g⁻¹) n'a été révélée ($r^2=0,382$, $P=0,191$). Cependant, les concentrations très élevées dans l'eau et les sédiments des deux stations en aval de la rivière Saint-Maurice ressortent très nettement.

Les concentrations en HgT et en MeHg dans les sols sont présentées dans les tableaux 2.4 et 2.5. Les concentrations en HgT dans les sols inondés et non inondés des neuf stations sont variables et diffèrent significativement (ANOVA : $F=52,935$, $P<0,001$ et $F=12,972$, $P<0,001$ respectivement). Un test de comparaison de Tukey révèle que trois sites inondés par la rivière Saint-Maurice (Carignan, Giguère et Île Saint-Quentin) et le site inondé par la rivière Assomption présentent les plus fortes concentrations en HgT, alors que les cinq autres sites inondés exhibent des concentrations similaires. Les sols non inondés de la station Assomption ont les plus fortes concentrations (151,9 ng.g⁻¹), les plus faibles étant rencontrées à la station de Etchemin (22,4 ng.g⁻¹). Les concentrations en MeHg dans les sols inondés et non inondés sont également variables et

Tableau 2.4. Concentrations en Hg total (HgT) dans les sols des sites inondés et non inondés de 6 rivières du bassin versant du fleuve Saint-Laurent. Les valeurs représentent la moyenne et l'écart type entre parenthèses de 6 mesures par station.

	HgT dans les sols (ng.g ⁻¹)		HgT dans les sols (ng.g ⁻¹ de MO)	
	Inondé	Non inondé	Inondé	Non inondé
Assomption	108,3 (44,6)	151,9 (133,2)	653,1 (84,0)	502,4 (109,1)
Chaudière	18,8 (5,2)	48,2 (4,2)	746,4 (168,7)	351,6 (73,6)
Etchemin	24,7 (5,9)	22,4 (2,4)	413,5 (57,5)	380,7 (19,9)
Du Loup	23,5 (18,7)	30,8 (8,7)	295,7 (95,8)	285,2 (65,2)
Saint-François	22,3 (6,3)	81,9 (5,2)	519,5 (78,3)	552,5 (26,1)
Saint-Maurice - La tuque	27,6 (5,5)	nd*	321,9 (128,2)	nd*
Saint-Maurice - Carignan	72,7 (13,6)	nd*	274,9 (88,2)	nd*
Saint-Maurice - Giguère	170,0 (42,1)	nd*	1266,3 (216,9)	nd*
Saint-Maurice - Île Saint-Quentin	258,4 (60,5)	64,8 (17,0)	5389,1 (1084,0)	413,7 (123,1)

*nd : aucune données disponibles

Tableau 2.5. Concentrations en Methylmercure (MeHg) dans les sols des sites inondés et non inondés de 6 rivières du bassin versant du fleuve Saint-Laurent. Les valeurs représentent la moyenne et l'écart type entre parenthèses de 6 mesures par station.

	MeHg dans les sols (ng.g ⁻¹)		MeHg dans les sols (ng.g ⁻¹ de MO)	
	Inondé	Non inondé	Inondé	Non inondé
Assomption	0,3 (0,23)	0,1 (0,07)	1,2 (1,1)	1,3 (1,0)
Chaudière	0,2 (0,04)	0,2 (0,11)	9,2 (3,0)	1,5 (0,8)
Etchemin	0,7 (0,02)	0,1 (0,03)	14,6 (2,4)	1,8 (0,6)
Du Loup	0,4 (0,15)	0,6 (0,27)	8,1 (2,3)	9,2 (4,8)
Saint-François	0,3 (0,15)	1,3 (0,59)	9,7 (4,3)	9,2 (3,8)
Saint-Maurice - La Tuque	0,5 (0,14)	nd*	5,7 (2,0)	nd*
Saint-Maurice - Carignan	0,5 (0,23)	nd*	2,3 (1,4)	nd*
Saint-Maurice - Baie de Giguère	5,2 (1,15)	nd*	40,0 (9,9)	nd*
Saint-Maurice - Île Saint-Quentin	3,7 (0,75)	0,6 (0,21)	75,4 (19,9)	2,6 (1,1)

*nd : aucune données disponibles

diffèrent significativement entre les stations (ANOVA : $F=79,632$, $P<0,001$ et $F=11,220$, $P<0,001$ respectivement). Une analyse *post-hoc* de Tukey a de plus montré une plus forte concentration en MeHg dans les sols inondés par la rivière Saint-Maurice aux stations de Giguère ($5,2 \text{ ng.g}^{-1}$) et de l'Île Saint-Quentin ($3,7 \text{ ng.g}^{-1}$), et dans les sols non inondés de la rivière Saint-François ($1,3 \text{ ng.g}^{-1}$) ($P<0,05$). Nous pouvons de plus noter que les concentrations en HgT dans les sols inondés par la rivière Assomption sont élevées (en moyenne $151,9 \text{ ng.g}^{-1}$) alors que le HgT dans l'eau est faible (en moyenne $2,3 \text{ ng.l}^{-1}$). À l'inverse, les sols inondés par la rivière Saint-Maurice à la station La Tuque présente une faible concentration en Hg (en moyenne $27,6 \text{ ng HgT.g}^{-1}$) alors que les sédiments présentent une forte concentration (en moyenne $45,0 \text{ ng HgT.g}^{-1}$).

Afin de vérifier le pouvoir prédictif de la matière organique sur le HgT dans les sols, nous avons mis en relation le HgT dans les sols inondés et non inondés prélevés à tous les points d'échantillonnage dans les deux transects pour chaque site et le pourcentage de matière organique (Annexe 5). Une analyse de régression met en évidence une corrélation significative pour les sites inondés et non inondés de chaque station entre ces deux variables. Une relation significative est également retrouvée dans les sols inondés et non inondés de cinq rivières l'Assomption, Chaudière, Etchemin, du Loup et Saint-François, comme dans le cas des sédiments, entre la moyenne en HgT et la quantité de matière organique ($r^2=0,95$, $P=0,005$ pour les sols inondés et $r^2=0,85$, $P=0,027$ pour les sols non inondés, Fig. 2.4.A). Cette tendance exclue les sites de la rivière Saint-Maurice, dont les concentrations moyennes en HgT dans les sols sont également très variables par rapport à ce qui pourrait être estimé par la quantité de matière organique. La corrélation est non significative dans le cas du MeHg dans les sols inondés et non inondés des cinq rivières ($r^2=0,029$, $P=0,785$ et $r^2=0,040$, $P=0,748$ respectivement, Fig. 2.4.B), avec une répartition hétérogène des concentrations par rapport à la quantité de matière organique.

La corrélation significative entre le HgT dans les sols et la quantité de matière organique nous a amené à corriger les concentrations en HgT par la matière organique. L'inconvénient est que nous minimisons l'effet inondation, mais nous permet de corriger

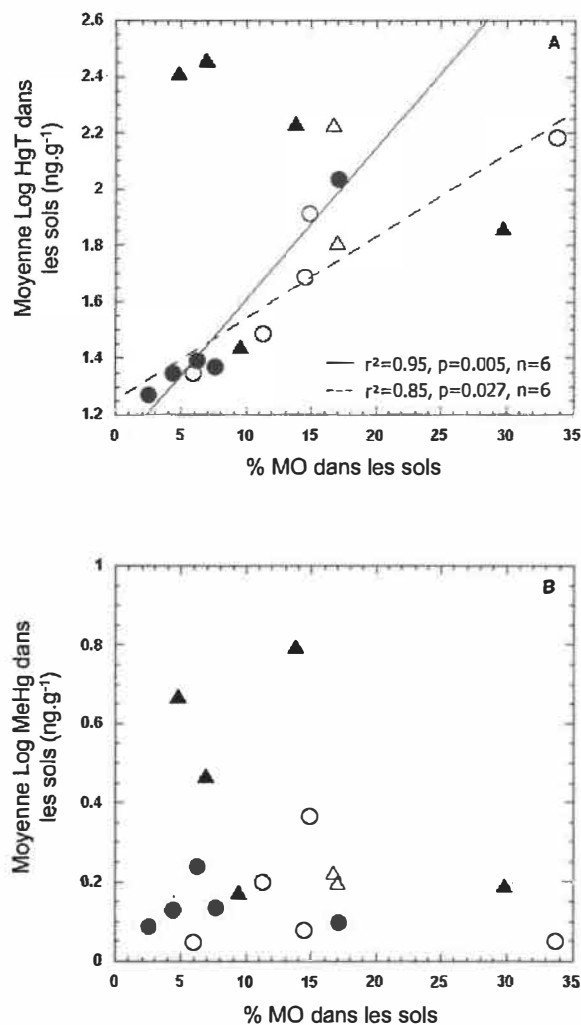


Figure 2.4. Relation entre le pourcentage de matière organique (% de MO) et la concentration en Hg (exprimée en ng.g⁻¹) dans les sols de 6 stations d'échantillonnage dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent : Hg total (HgT) (A) et Methylmercure (MeHg) (B). Les valeurs représentent la moyenne de 6 mesures par station. ● Sites inondés ; ▲ Sites inondés des stations de la rivière Saint-Maurice ; ○ Sites non inondés ; △ Sites non inondés des stations de la rivière Saint-Maurice. Les droites de régression de la figure 4.A. excluent les données de concentrations en HgT des stations de la rivière Saint-Maurice.

la répartition irrégulière du Hg sur les sols à l'intérieur des réplicats échantillonnés (Annexes 4 et 5), due à la topographie par exemple, et ainsi comparer les concentrations en HgT dans les sols entre les différents sites. Les résultats d'une analyse de variance montrent une différence significative du HgT dans les sols inondés et non inondés entre les stations ($F=87,551$, $P<0,001$ et $F=7,606$ et $P<0,001$ respectivement). Et une analyse de comparaison par le test de Tuckey a trouvé que les sols des sites inondés de l'Île Saint-Quentin et de la Baie de Giguère ressortent comme ayant le plus de HgT (5389,1 ng.g⁻¹ de matière organique et 1266,3 ng.g⁻¹ de matière organique respectivement) ($P<0,05$), concentrations de 1,7 à 20 fois plus importantes que les autres stations (Tab. 2.4). Le test de comparaison de Tukey montre de plus que les sols non inondés dans les différentes stations ont quant à eux des concentrations en HgT très variables. Dans notre étude, malgré l'absence de relation entre le MeHg et la quantité de matière organique dans les sols, nous avons néanmoins corrigé les concentrations par la matière organique, dans le but de corriger les variations spatiales du MeHg liées à la répartition hétérogène de la matière organique dans nos échantillons. Ainsi, une analyse de variance a trouvé que les concentrations en MeHg dans les sols inondés et non inondés diffèrent significativement entre les stations ($F=33,533$, $P<0,001$ et $F=13,227$, $P<0,001$ respectivement), et une analyse de comparaison par le test de Tukey a trouvé que les sols des sites de Giguère et de l'Île Saint-Quentin inondés par la rivière Saint-Maurice ressortent clairement par rapport aux autres stations en présentant de fortes concentrations, à la différence des sites inondés par les rivières l'Assomption et Saint-Maurice à Carignan dont les sols montrent les plus faibles concentrations ($P<0,05$). Ce test a dévoilé une plus forte concentration pour les sites non inondés des stations Saint-François et du Loup ($P<0,05$).

Un test de Tukey pour une analyse de variance à deux facteurs croisés (HgT et inondé/non inondé) montre une différence significative de la concentration en HgT (corrigée par la matière organique) entre les sols inondés et non inondés ($F=140,638$, $P<0,001$) pour les stations Chaudière et Saint-Maurice à l'Île Saint-Quentin ($P<0,05$). Les sols inondés sont en effet de 1,3 à 13 fois plus concentrés en HgT que ceux non inondés (Tab. 2.4). Cette différence ne se retrouve pas pour les stations l'Assomption,

Etchemin, du Loup et Saint-François, qui présentent une concentration en Hg similaire entre les deux sites. Un test de Tukey pour une analyse de variance à deux facteurs croisés (MeHg et inondé/non inondé) indique de plus une différence significative du MeHg (corrigée par la matière organique) entre les sols inondés et non inondés ($F=10,814$, $P=0,002$) des stations Etchemin, Saint-François et Saint-Maurice à l'Île Saint-Quentin ($P<0,05$). Les sols des sites inondés par les rivières Chaudière, Etchemin et Saint-Maurice ont en effet des concentrations en MeHg entre 2 et 6,5 fois plus élevées qu'en milieu non inondé (Tab. 2.5). Les sols inondés par la rivière Saint-François contiennent quant à eux beaucoup moins de MeHg que ceux des sites non inondés.

Les sols non inondés échantillonnés au printemps 2006 à l'Île Saint-Quentin présentent une forte concentration en HgT ($168,3 \text{ ng.g}^{-1}$), mais une faible concentration de MeHg ($0,7 \text{ ng.g}^{-1}$), résultant un faible ratio (0,4%). La proportion de MeHg sur le HgT est inférieure à 2% pour les sols des sites inondés, excepté pour les stations Giguère (3,1%) et Etchemin (2,9%). Ce rapport reste inférieur à 1% dans les sols des sites non inondés, sauf pour les stations des rivières du Loup (1,9%) et Saint-François (1,6%).

Afin d'identifier les vecteurs responsables des apports de Hg d'origine aquatique sur les sols inondés, nous avons mis en relation les concentrations en HgT et en MeHg des sédiments (exprimées en ng.g^{-1}) et le HgT de l'eau avec celles des sols des sites inondés et non inondés (exprimées en ng.g^{-1}) de toutes les stations de cette présente étude. Il n'existe pas de relation significative entre le HgT des sols inondés et celui des eaux ($r^2=0,124$, $P=0,494$) et pour les sols non inondés ($r^2=0,024$, $P=0,771$). Par contre, il existe une corrélation positive entre la concentration en HgT et en MeHg des sols inondés et celle des sédiments provenant des rivières ($r^2=0,47$, $P=0,042$ pour le HgT et $r^2=0,53$, $P=0,025$ pour le MeHg, Fig. 2.5).

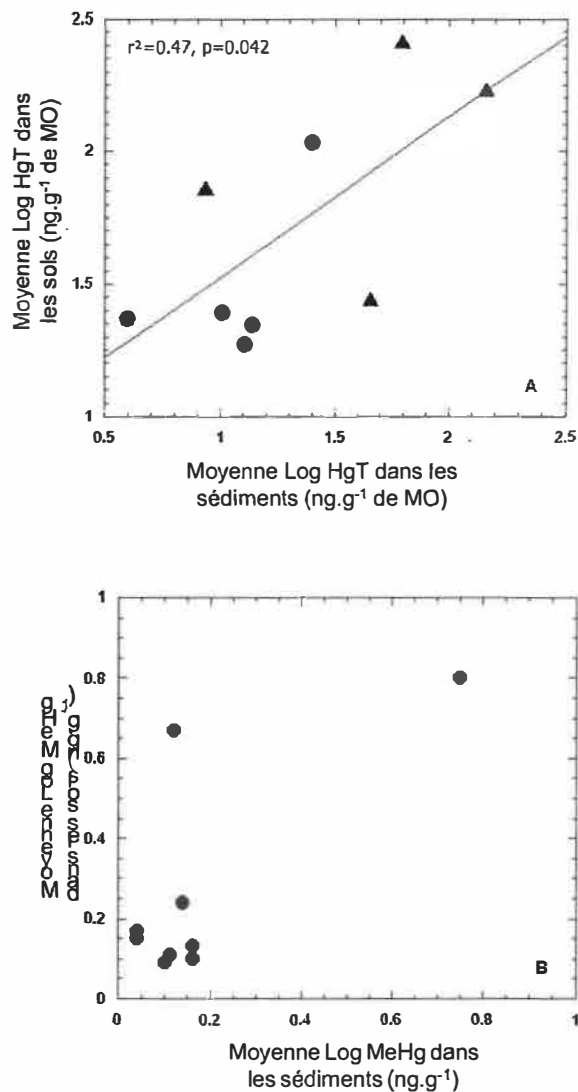


Figure 2.5. Relation entre les concentrations en Hg dans les sédiments et dans les sols, exprimées en ng.g⁻¹ : Hg total (HgT) (A) et Methylmercure (MeHg) (B). Les valeurs représentent la moyenne de 6 mesures par station. Les symboles sont définis à la Fig. 2.4. Les droites de régression incluent les données de concentrations en HgT et en MeHg des stations de la rivière Saint-Maurice.

3.2. Transfert du Hg dans la chaîne alimentaire terrestre

Les concentrations en Hg dans les organismes terrestres détritiques et brouteurs ont été mesurées afin d'examiner le transfert de ce contaminant dans la chaîne alimentaire terrestre (Tab. 2.6 et 2.7). Le HgT différait entre les consommateurs primaires détritivores appartenant aux sites inondés et non inondés (ANOVA à deux facteurs, $F=3,107$, $P=0,030$). Un test de comparaison de Tukey montre que seules les concentrations en HgT dans les consommateurs primaires présents dans le milieu inondé par la Saint-Maurice ont des concentrations plus élevées à ceux vivant dans les sites non inondés, 7,3 fois supérieures (Tab. 2.6). Une analyse de variance à deux facteurs indique que les concentrations en HgT dans les prédateurs du réseau détritiques récoltés en milieu inondé différaient significativement de ceux récoltés en milieu non inondé ($F=5,555$, $P<0,001$). Les résultats d'un test de Tuckey montrent également que seules les prédateurs capturés en milieu inondé par la rivière Saint-Maurice ont des concentrations en Hg significativement plus élevées qu'en milieu non inondé, de l'ordre de 4,5 fois plus (Tab. 2.7). Notons que les consommateurs primaires du réseau détritique vivant en milieux inondé et non inondé à la station de l'Assomption présentent également de fortes concentrations en HgT ($448,6 \text{ ng.g}^{-1}$ et $116,0 \text{ ng.g}^{-1}$ respectivement), mais que les prédateurs du réseau détritique présentent de faibles concentrations.

Nous avons mis en relation la concentration en Hg des invertébrés détritiques terrestres et des sols en distinguant les producteurs primaires des prédateurs (Fig. 2.6). Nous utilisons pour les sols les concentrations en Hg non corrigées par la matière organique étant donné que les consommateurs primaires à la base du réseau trophique dans le sol assimilent de la matière organique. Aucune corrélation n'a pu être mise en évidence dans le cas des consommateurs primaires en milieux inondés et non inondés ($r^2=0,65$, $P=0,098$ et $r^2=0,06$, $P=0,64$ respectivement) et des prédateurs en milieux inondés et non inondés ($r^2=0,62$, $P=0,061$ et $r^2=0,27$, $P=0,29$ respectivement). Cependant, ce ne sont pas les mêmes individus qui ont été récoltés d'un site à l'autre, et nous ne savons pas si les prédateurs se nourrissent des consommateurs primaires

Tableau 2.6. Concentrations en Hg total (HgT) dans les invertébrés terrestres détritivores et brouteurs de 6 rivières du bassin versant du fleuve Saint-Laurent. Les valeurs représentent la moyenne des consommateurs primaires échantillonnés et l'écart type entre parenthèses.

HgT dans les consommateurs primaires (ng.g ⁻¹)				
Stations	Site inondé		Site non inondé	
	Détritivores	Brouteurs	Détritivores	Brouteurs
Assomption	600,1 (340,6)	44,9	448,6	16,4 (8,1)
Chaudière	307,4 (314,2)	13,1 (7,2)	131,9 (127,0)	10,5 (8,2)
Etchemin	147,6 (111,9)	21,5 (31,5)	168,6 (108,2)	11,3 (9,3)
Du Loup	110,9 (116,4)	16,8 (24,2)	272,3 (288,0)	14,1 (23,2)
Saint-François	nd*	9,8 (4,1)	124,1 (17,4)	11,1 (5,8)
Saint-Maurice ¹	605,4 (333,6)	36,4 (17,2)	83,2 (46,9)	29,6 (22,8)

*nd : aucun consommateur primaire n'a été récolté à cette station

¹ Station de l'Île Saint-Quentin

Tableau 2.7. Concentrations en Hg total (HgT) dans les invertébrés terrestres détritivores et brouteurs de 6 rivières du bassin versant du fleuve Saint-Laurent. Les valeurs représentent la moyenne des prédateurs échantillonnés et l'écart type entre parenthèses.

HgT dans les prédateurs (ng.g ⁻¹)				
Stations	Site inondé		Site non inondé	
	Détritivores	Brouteurs	Détritivores	Brouteurs
Assomption	102,9 (65,2)	93,3 (53,8)	116,0 (66,2)	222,0 (88,7)
Chaudière	116,7 (51,9)	51,7 (53,5)	49,5	46,0 (32,9)
Etchemin	79,8 (32,9)	79,3 (66,5)	66,1 (39,9)	37,7 (38,0)
Du Loup	116,9 (46,6)	38,2 (24,5)	57,1 (26,6)	26,2 (27,4)
Saint-François	56,5 (24,3)	69,1 (42,4)	56,2 (27,9)	41,6 (39,2)
Saint-Maurice ¹	601,4 (212,7)	253,7 (80,3)	136,4 (95,8)	332,1 (103,8)

¹ Station de l'Île Saint-Quentin

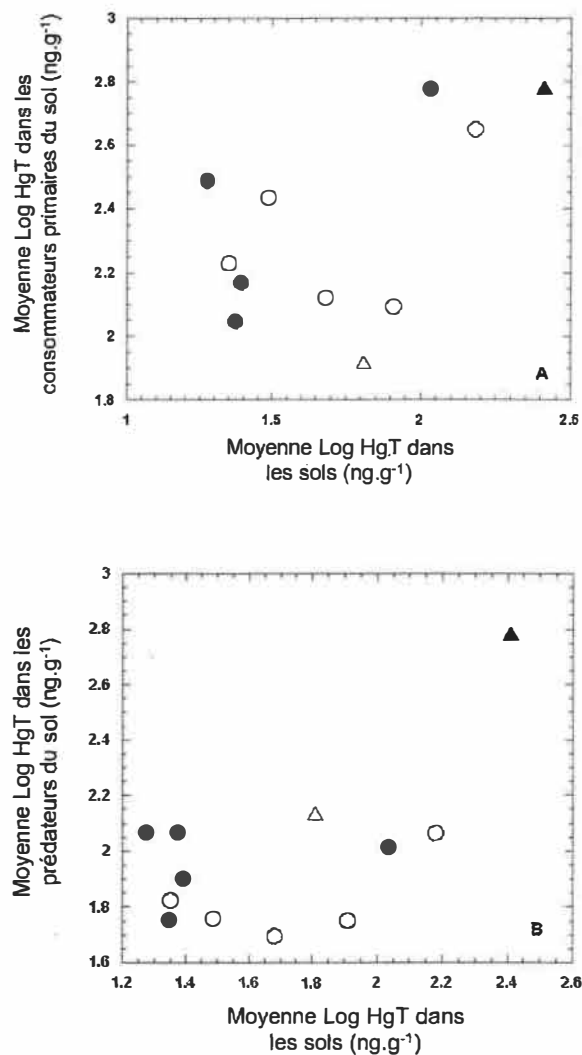


Figure 2.6. Relation entre le Hg total (HgT) dans les sols et dans les invertébrés détritiques : les consommateurs primaires (A) et les prédateurs (B). Chaque symbole représente une valeur du Hg dans les sols (moyenne de 6 mesures) et la valeur du Hg dans les invertébrés (moyenne des familles échantillonnées) pour chaque station. Les symboles sont définis à la Fig. 2.4.

échantillonnés. Nous nous sommes donc concentrés sur les sites inondé et non inondé de la rivière Saint-Maurice étant donné la forte contamination des détritivores consommateurs primaires et prédateurs (Tab. 2.6 et 2.7) et nous avons donc, pour les comparer, apparié les mêmes organismes dans les deux sites, inondé et non inondé (Fig. 2.7). Nous remarquons que les organismes détritiques ont des concentrations en HgT entre 3 et 20 fois supérieures en milieu inondé qu'en milieu non inondé, et entre 2 et 16 fois supérieures pour le MeHg.

Ces résultats nous ont amené à analyser les concentrations en HgT et en MeHg des lombrics, organismes à la base de la chaîne alimentaire qui se nourrissent de la matière organique du sol (Darwin, 1881) et qui sont donc susceptibles de consommer directement le Hg présent dans le sol. La concentration en Hg dans les lombrics tend à augmenter avec celle du sol (Fig. 2.8). Les valeurs du facteur de bioaccumulation pour le HgT sont toujours supérieures à 1 et varient entre 1,7 et 35,4, et ce rapport est le plus grand pour les organismes échantillonnés dans les sites inondés par les rivières Chaudière (35,4) et Saint-Maurice aux stations de la Tuque (17,2) et de Giguère (15,6), ainsi que pour le site non inondé de la rivière du Loup (15,5). Les facteurs de bioaccumulation dans les lombrics pour le MeHg, calculés seulement pour les sites inondés et le site non inondé de la rivière Saint-Maurice, varient entre 8,7 (station de la Baie de Giguère) et 72,8 (station Carignan). Ce coefficient pour le MeHg est entre 2 et 25 fois plus élevé que celui pour le HgT, excepté pour la station Giguère dont le coefficient pour le HgT est environ 2 fois plus grand que celui pour le MeHg. Pour tous les autres consommateurs primaires terrestres du réseau détritique récoltés en milieux inondés et non inondés dans les stations des six rivières sélectionnées dans cette étude, le coefficient de bioaccumulation varie entre 1,3 (site non inondé de la rivière Saint-Maurice) et 16,4 (site inondé par la rivière Chaudière). Ce coefficient pour les prédateurs varie entre 0,7 (site non inondé de la rivière Saint-François) et 6,2 (site inondé par la rivière Chaudière).

Le rapport MeHg/HgT a été évalué sur les organismes récoltés dans les sols inondés par la rivière Saint-Maurice à l'Île Saint-Quentin et dans les sols du site non

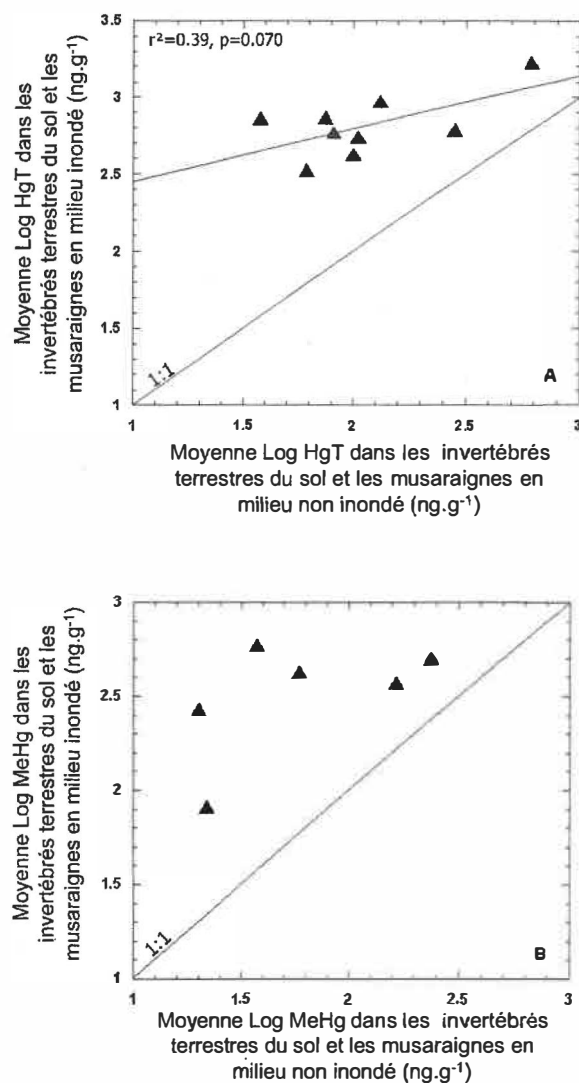


Figure 2.7. Relation entre le Hg dans les invertébrés terrestres du réseau détritique et les musaraignes en milieu inondé et non inondé de la station de la rivière Saint-Maurice. Chaque triangle représente une famille. Trois familles consommateurs primaires : Porcellionidae, Lumbricidae (2 données : années 2003 et 2004), Gryllidae. Quatre familles prédateurs : Carabidae (2 données : années 2003 et 2004), Phalangiidae, Staphylinidae, Soricidae (*Blarina sp.*).

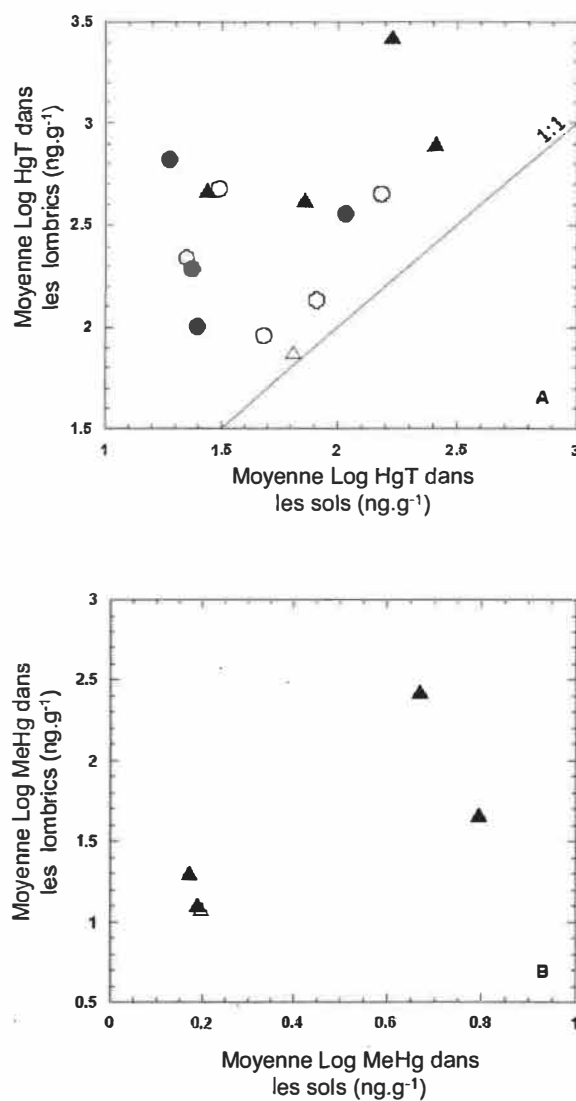


Figure 2.8. Concentration en Hg dans les tissus de *L. rubellus* après épuration de leur appareil digestif en fonction de la concentration en Hg dans les sols exprimée en ng/g de matière organique (MO) : Hg total (HgT) (A) et Methylmercure (MeHg) (B). Les symboles sont définis à la Fig. 2.4.

inondé afin de démontrer une bioamplification du MeHg (Fig. 2.9). Le pourcentage de MeHg par rapport au HgT est en moyenne de 1% dans les sols inondés et non inondés, passe en moyenne de 30% dans les consommateurs primaires en milieu inondé et 31% en milieu non inondé à 76% dans les prédateurs en milieu inondé et 69% en milieu non inondé.

Nous voulions vérifier quels compartiments du réseau trophique étaient impliqués dans le transfert du Hg à l'intérieur des chaînes alimentaires (les détritivores par opposition aux brouteurs). Une analyse de variance a indiqué qu'en milieux inondés et non inondés, le HgT dans les organismes brouteurs, consommateurs primaires et prédateurs (Tab. 2.6 et 7), était significativement moins élevé que dans les organismes détritiques ($F=122,587$, $P<0,001$ pour les consommateurs primaires et $F=15,780$, $P<0,001$ pour les prédateurs en sites inondés et $F=89,186$, $P<0,001$ pour les consommateurs primaires et $F=11,775$, $P=0,001$ pour les prédateurs en sites non inondés). Afin de mieux identifier le transfert de ce contaminant au sein de ces deux types de communautés, les détritivores et les brouteurs, nous nous sommes concentrés sur les sites inondés et non inondés de la rivière Saint-Maurice. Nous avons ainsi mis en relation le HgT des détritivores (invertébrés et musaraignes) et des brouteurs récoltés dans le site inondé opposés à ceux échantillonnés dans le site non inondé (Fig. 2.10). Nous remarquons qu'en milieu inondé, les organismes détritiques ont entre 10 et 15 fois plus de Hg que les organismes brouteurs. L'analyse de covariance révèle en effet une corrélation significative pour chacun des organismes détritiques et brouteurs entre les concentrations de Hg du site inondé et celui du site non inondé ($F=28,113$ et $P<0,001$), de même qu'une différence significative entre le Hg dans les organismes détritiques et dans les organismes brouteurs ($F=24,207$ et $P<0,001$).

4. Discussion

Notre étude consistait dans un premier temps à caractériser le transfert de Hg depuis les milieux aquatiques vers les écosystèmes terrestres lors des inondations

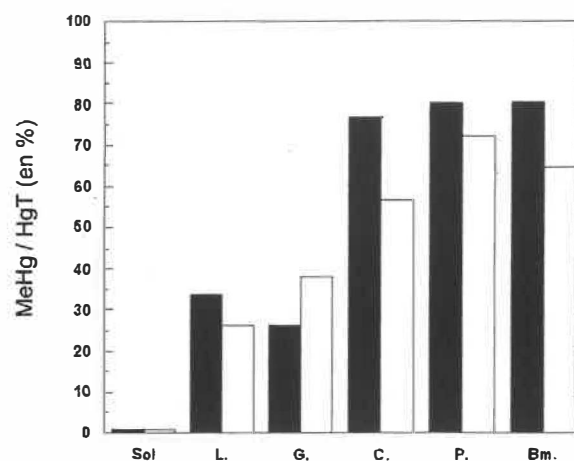


Figure 2.9. Rapport entre le méthylmercure (MeHg) et le Hg total (HgT) dans les organismes détritiques échantillonnés dans le site inondé (en noir) par la rivière Saint-Maurice à l'Île Saint-Quentin et dans le site non inondé (en blanc), et exprimé en pourcentage (%). Nous distinguons les consommateurs primaires (L. : Lombrics, G. : Grillacrididae), les prédateurs (C. : Carabidae, P. : Phalangiidae, Bm. : muscles de *Blarina* sp.).

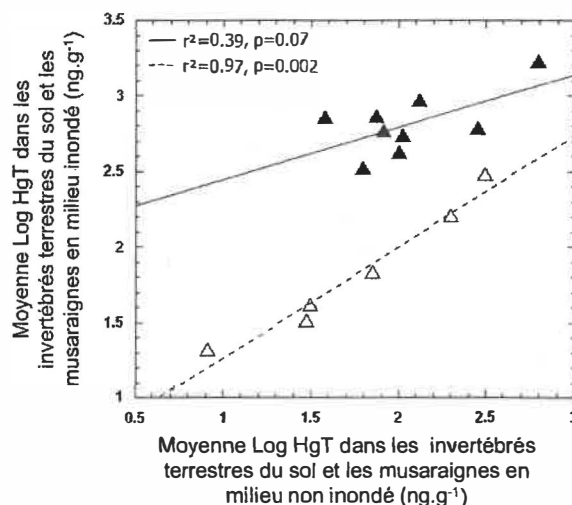


Figure 2.10. Relation entre le Hg total (HgT) dans les invertébrés terrestres et des musaraignes en milieu non inondé et inondé de la station de la rivière St-Maurice. Chaque triangle représente une famille. ▲, organismes détritiques ; △, organismes brouteurs. Les lignes pleines et en pointillés représentent les droites de régression. 9 familles détritivores : Porcellionidae, Staphilinidae, Phalangiidae, Lumbricidae (2 données : années 2003 et 2004), Carabidae (2 données : années 2003 et 2004), Gryllidae, Soricidae (*Blarina sp.*) ; 6 familles de type brouteur : Pentatomidae (2 données : années 2003 et 2004), Cicadellidae (2 données : années 2003 et 2004), Aphididae, Reduviidae.

printanières. Dans un second temps, nous voulions déterminer, après le retrait des eaux, quelle composante des réseaux trophiques terrestres, détritivores opposés aux brouteurs, était la plus affectée par la contamination du Hg d'origine aquatique.

4.1. Transfert du Hg depuis le milieu aquatique vers le milieu terrestre

Les valeurs des concentrations moyennes du HgT dans l'eau des rivières de cette présente étude (Tab. 2.3) dépassent le critère défini par Santé Canada pour la protection de la faune terrestre piscivore ($1,3 \text{ ng.l}^{-1}$) et de celui visant la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques ($1,8 \text{ ng.l}^{-1}$) (Lapierre 2002). La rivière Saint-Maurice présente les plus fortes concentrations en Hg ($15,3 \text{ ng.l}^{-1}$), entre deux et sept fois plus élevées que celles des cinq autres rivières (Tab. 2.3), ce qui est en accord avec Lapierre (2002) qui décrit cette rivière comme exposant la plus forte teneur en Hg des 23 tributaires du fleuve Saint-Laurent pour lesquels les mesures sont disponibles. Elle affiche en effet des concentrations comparables à celles de la rivière Carson (Nevada, États-Unis), tristement célèbre pour avoir été exposée à la fin du XIX^e siècle à une grande période d'extraction d'or et d'argent (Gustin et al. 1994). Cette dernière exhibe en aval de ces sites d'extraction des concentrations en HgT variant de 10 à 25 ng.l^{-1} (Richins and Risser 1975).

Les sédiments dans les rivières ont été reconnus comme lieu de stockage et donc une source potentielle de Hg (Pralhad and Seenayya 1988). Une corrélation positive entre la quantité de matière organique et le Hg dans les sédiments est souvent retrouvée (Kamman et al. 2005; Thompson-Roberts and Pick 2000; Warner et al. 2005). Nous rencontrons cette relation pour le HgT dans les rivières l'Assomption, Chaudière, Etchemin, du Loup et Saint-François (Fig. 2.3.A), démontrant alors que la concentration en HgT dans les sédiments pourrait être expliquée par la quantité de matière organique, conséquence de l'existence de fortes interactions entre le Hg et la matière organique (Wallschlager et al. 1998a). Cette hypothèse n'est pas valable pour les stations de la rivière Saint-Maurice qui se comportent différemment par rapport à ces cinq autres

rivières. Les concentrations en HgT dans les sédiments sont en effet très variables par rapport à ce qui pourrait être prédit par la quantité de matière organique présente, avec de fortes concentrations en Hg aux stations de Giguère et de l'Île Saint-Quentin. Ainsi, en se référant à la littérature et à nos résultats, nous avons démontré l'importance de la matière organique comme variable influençant la quantité de Hg contenu dans les sédiments. Une relation entre le MeHg et la matière organique a également été rapportée dans les sédiments (Kainz et al. 2003; Lambertsson and Nilsson 2006). Il n'existe en revanche pas de corrélation claire dans notre cas entre la quantité de matière organique et le MeHg (Fig. 2.3.B), sa production dans les sédiments pourrait en effet également être le résultat de processus de méthylation (Skylberg et al. 2003), influencés par un grand nombre de facteurs environnementaux (Ravichandran 2004).

Les plus grandes valeurs rencontrées correspondent aux stations de la rivière Saint-Maurice qui sont jusqu'à seize fois plus élevées que celles des autres stations. Cette rivière présente en effet dans les sédiments de fortes concentrations en Hg (en moyenne jusqu'à $145 \text{ ng HgT.g}^{-1}$ à la station de Giguère, Tab. 2.5), du même ordre de grandeur que les sédiments récoltés à la surface des sols inondés dans les Everglades (Floride, Etats-Unis), dont le Hg avoisine 120 ng.g^{-1} (Rood et al. 1995). Les sédiments de la rivière Carson renferme quant à eux en aval des mines d'extraction de fortes concentrations, comprises entre 7000 et 22000 ng HgT.g^{-1} (Tuttle et al. 2001). Les sédiments collectés dans la rivière Saint-Maurice comprenaient en moyenne des concentrations en MeHg allant jusqu'à $4,63 \text{ ng.g}^{-1}$ à la station de la Baie de Giguère (la quantité de matière organique passant de 4,4 à 8,7%), celles de la rivière Carson variant de 2 à $28,5 \text{ ng.g}^{-1}$ avec une quantité de matière organique comprise entre 2 et 5%. Les mesures du HgT et du MeHg dans ces deux rivières sont supérieures à ce qui serait prédit par la quantité de matière organique (Fig. 2.3). Ces résultats renforcent le fait que la rivière Saint-Maurice s'inscrit, comme la rivière Carson et les Everglades, en tant que rivière très contaminée par le Hg.

Le fait que le HgT dans les sols soit relié à la quantité de matière organique a déjà été révélé par plusieurs auteurs (Grigal 2003; Hissler and Probst 2005;

Ravichandran 2004), est confirmé par notre étude (Annexe 5). Ainsi, afin d'éliminer la variabilité de la quantité de matière organique dans les sols échantillonnés au sein des réplicats et comparer les sites entre eux, nous avons corrigé le HgT par la matière organique. Les concentrations moyennes du HgT dans les sols des cinq stations Assomption, Chaudière, Etchemin, du Loup et Saint-François, comme dans le cas des sédiments, sont effectivement reliées à la quantité de matière organique pour les sites inondés et non inondés (Fig. 2.4.A). Les stations de la Baie de Giguère et de l'Île Saint-Quentin inondées par la rivière Saint-Maurice exhibent quant à elles de fortes teneurs en HgT par rapport à ce qui serait prédit par la quantité de matière organique présente, renforçant la claire contamination de la rivière Saint-Maurice dans sa partie aval. Il n'existe cependant pas de corrélation entre le pourcentage de matière organique et le MeHg (Fig. 2.4.B), la distribution du MeHg n'étant visiblement pas reliée entièrement à la matière organique du sol (Remy et al. 2006). Cela pourrait être expliqué par l'influence d'autres facteurs dans les sols inondés que ceux étudiés, et qui seraient responsables d'une méthylation du Hg. Les plaines alluviales sont en effet reconnues comme étant des milieux propices à la méthylation du Hg (Galloway and Branfireun 2004; Gilmour et al. 1992; King et al. 2002; Roulet et al. 2001), qui s'opère principalement sous l'action des bactéries sulfato-réductrices anaérobies (Benoit et al. 2001b; Compeau and Bartha 1984; Gilmour et al. 1992). Une augmentation du MeHg dans les sols inondés suivant une inondation d'un réservoir a préalablement été mise en évidence, probablement due à l'effet stimulant sur l'activité des bactéries méthylatrices qui décomposent la matière organique dans les sols nouvellement inondés (Bodaly et al. 1997; Jackson 1991; Kelly et al. 1995). Des mécanismes abiotiques sont également responsables de la formation de MeHg. Le matériel humique, principalement sous forme d'acides fulviques, présents en grande quantité dans les sols serait également un agent de méthylation du Hg (Branfireun et al. 1999; Celo et al. 2006; Morel et al. 1998; Saint-Louis et al. 1994).

L'hétérogénéité du Hg par rapport à la quantité de matière organique dans les sédiments de la rivière Saint-Maurice qui est retrouvée dans les sols d'une part (Fig. 2.3 et 2.4) et la corrélation positive entre le HgT dans les sols inondés et les sédiments des

rivières (Fig. 2.5.A) d'autre part, indiquent que les sédiments semblent jouer le rôle d'un des vecteurs de transfert du Hg depuis les milieux aquatiques vers les milieux terrestres lors des inondations. Nous serions en accord avec l'étude de Polis et al. (1997) présentant les plaines d'inondation comme milieux propices à l'accumulation de sédiments d'origine aquatique : le Hg offrant une haute affinité pour la matière organique (Amirbahman et al. 2002; Gabriel and Williamson 2004), se dépose au même titre que les sédiments pour s'accumuler dans les sols inondés (Grigal 2003; Kolka et al. 2001; Wallschläger et al. 1996). Cette corrélation significative entre le MeHg dans les sols et les sédiments semble cependant graphiquement moins évidente (Fig. 2.5.B), et surtout devient non significative en l'absence des stations de Giguère et l'Île Saint-Quentin inondées par la rivière Saint-Maurice ($r^2=0,016$, $P=0,788$). Cette observation impliquerait une méthylation du Hg dans les sols inondés *in situ* en plus peut-être d'un transport du MeHg depuis le milieu aquatique vers le milieu terrestre via les sédiments. Cette possibilité serait soutenue par le fait que le MeHg est moins fortement lié à la matière organique que le Hg ionique (Gabriel and Williamson 2004; Wallschläger et al. 1998a). Dans la présente étude, les sédiments et les sols inondés des sites Giguère et Île Saint-Quentin de la rivière Saint-Maurice exhibent de fortes concentrations en HgT (exprimées en ng.g^{-1}), ce qui démontre bien une contamination des sols par les sédiments pendant les périodes d'inondation, phénomène absent dans les sols correspondants non inondés qui présentent de faibles concentrations en HgT (Tab. 2.3 et 2.4). Les fortes concentrations en HgT dans les sols inondés par la rivière l'Assomption sont également retrouvées dans les sols non inondés, contamination qui pourrait alors être d'origine atmosphérique et probablement dues à la grande quantité de matière organique présente (en moyenne 17% dans les sols inondés et 33% dans ceux non inondés), qui par la forte affinité avec le Hg ionique entraînerait de fortes concentrations en HgT. De plus, les sols inondés par la rivière Saint-Maurice à la station La Tuque exhibant de faibles concentrations de Hg par rapport aux sédiments fortement contaminés pourrait être le résultat du fort débit en aval du barrage de La Tuque qui empêcherait pendant l'inondation le dépôt des sédiments sur les sols inondés. Ainsi, la vitesse du courant et d'autres aspects hydrologiques (temps de résidence de l'eau lors d'inondation) pourraient donc être des facteurs importants à considérer.

Les sols inondés par la rivière Saint-Maurice, renfermant les plus fortes concentrations en Hg, ont des concentrations en HgT supérieures à celles des sols du site témoin non inondé (Tab. 2.4). Ceci est en concordance avec l'étude de Cocking et al. (1991). Ils ont montré que les concentrations en HgT dans des sols alluviaux à environ trois kilomètres en aval d'une usine responsable de la contamination par le Hg de la South River (Waynesboro, Virginia, USA) étaient comprises entre 8200 ng.g⁻¹ et 22000 ng.g⁻¹, et supérieures à celles sur un autre site non contaminé en amont de cette rivière qui ne dépassaient pas 100 ng.g⁻¹. Les sols inondés en amont du bassin versant de la rivière Saint-Maurice, La Tuque et Carignan, comportent de faibles concentrations (321,9 et 274,9 ng HgT.g⁻¹ de matière organique respectivement), alors que les sols de Giguère présentent de fortes concentrations (1266,3 ng HgT.g⁻¹ de matière organique). Ce dernier résultat est en accord avec la localisation du pôle industriel passé sur le bassin versant de la Saint-Maurice à Grand-Mère et Shawinigan, juste en amont de Giguère, avec des sites d'élimination de déchets dangereux d'anciennes usines de chlore et de soude caustique et de bancs de chaux, et des lieux d'enfouissement, contenant tous des résidus de Hg (Lapierre 2002), ce qui aurait contaminé les plaines alluviales en aval, et ce jusqu'à celle de l'Île Saint-Quentin. La différence de concentration en Hg entre les sols des sites inondés et non inondés ne s'observe pas dans les rivières Etchemin, du Loup et Saint-François, s'associant à de faibles concentrations du Hg présent dans les sédiments aquatiques. Nos observations sont de plus concordantes avec les résultats de certains auteurs ayant démontré que l'inondation était un facteur qui favorisait la méthylation du Hg dans les sols (Galloway and Branfireun 2004; Roulet et al. 2001; Saint-Louis et al. 1994). Premièrement, le site témoin non inondé échantillonné au printemps 2006 à l'Île Saint-Quentin, contenait de fortes concentrations en HgT (168,3 ng.g⁻¹) mais peu de MeHg (0,7 ng.g⁻¹) par rapport à son site connexe inondé (3,7 ng.g⁻¹), deuxièmement les sols inondés par les rivières présentant une concentration en HgT élevée (Chaudière, Etchemin et Saint-Maurice en aval de Grand-Mère) ont des concentrations de MeHg plus élevées que dans les sites non inondés (Tab. 2.5). Nous avons supposé que ces trois derniers sites ont plus longtemps été recouverts par les eaux d'inondation pendant les crues printanières. En effet, nous n'avons pas calculé le

temps de résidence des eaux sur les sols inondés, mais la hauteur d'eau variait entre 50 centimètres et deux mètres sur une durée d'une journée à environ deux semaines. Porvari and Verta (1995) avaient démontré que l'augmentation du taux de méthylation du Hg résultait principalement de la création des conditions anoxiques, créées par exemple par les inondations, favorisant l'activité des bactéries methylatrices. Ceci pourrait expliquer l'observation de faibles concentrations de MeHg par rapport à HgT dans les sols inondés par la rivière Assomption et ceux de Carignan, respectivement de 0,2% et 0,8%. Le site inondé par la rivière l'Assomption a eu un temps de résidence de l'eau assez court (données provenant du propriétaire du terrain). Dans les sols naturels, le MeHg par rapport au HgT reste inférieur à 1%, et a été estimé environ entre 10% et 30% dans les sols de tourbières et des sols podzoliques respectivement après 13 ans d'inondation (Lucotte et al. 1999). Nos résultats ont cependant révélé un rapport élevé de 3,2% dans les sols non inondés au site de la rivière du Loup, pouvant avoir pour origine la géologie de la région. Le site d'échantillonnage se situe en effet sur le Bouclier Canadien, représenté par le granite, rendant le sol plus acide, et donc favorable au processus de méthylation.

4.2. Transfert du Hg à l'intérieur de la chaîne alimentaire terrestre

Nous observons de plus dans cette étude que le Hg nouvellement déposé sur les sols pendant les périodes d'inondation est assimilé par les organismes détritiques. En effet, après le retrait des eaux, les communautés vivant sur les terres qui ont été inondées par la rivière Saint-Maurice à concentration en HgT dans les sédiments élevée, sont également contaminées, contrairement à celles demeurant sur les sols témoins non inondés et donc non liés au Hg d'origine aquatique (Tab. 2.6 et 2.7, Fig. 2.6). Cocking et al. (1991) avaient préalablement mis en évidence ce processus. Ils avaient mesuré des concentrations en HgT chez les détritivores (lombrics, isopodes, coléoptères et *Blarina sp.*) supérieures dans les sites inondés que dans le site contrôle non contaminé. Si l'on se réfère à notre échantillonnage le long de la rivière Saint-Maurice, décrite dans cette étude comme la plus contaminée de nos stations et donc avec des concentrations

suffisamment importantes pour utiliser ce contaminant en tant que traceur, tout le réseau détritique, consommateurs primaires et prédateurs, est contaminé. Le HgT présent dans les invertébrés détritiques variait de 0,08 à 1,3 $\mu\text{g.g}^{-1}$ dans le site inondé, alors que ces valeurs étaient inférieures à 0,5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ dans le site témoin non inondé. Le HgT mesuré sur les musaraignes demeurait en moyenne de 0,6 $\mu\text{g.g}^{-1}$ en milieu témoin non inondé, et en moyenne de 1,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ en milieu inondé, soit des teneurs environ trois fois plus élevées en moyenne en milieu inondé qu'en milieu non inondé. Ces insectivores, qui se nourrissent de proies vivant sur le sol tels que les lombrics par exemple, sont ainsi vulnérables à une contamination par le Hg. Nos résultats concernant les concentrations en Hg dans les lombrics montrent en effet qu'ils bioaccumulent le Hg, et surtout sous sa forme organique, à partir de sols contaminés (Fig. 2.8). Ainsi, les proies étant contaminées, le Hg qui est un métal lourd bioamplifiable (Atwell et al. 1998; Cabana and Rasmussen 1994), va également être transféré vers les prédateurs, la musaraigne dans notre cas (Fig. 2.9). Nos résultats indiquent de plus que le phénomène de bioamplification du MeHg est semblable en milieu inondé que non inondé, la concentration à la base de la chaîne alimentaire étant différente. Ainsi, en combinant nos données à celles recueillies par Cocking et al. (1991) pour la South River, nous illustrons bien que la contamination par le Hg d'origine aquatique des organismes terrestres vivant sur les plaines alluviales le long de la Saint-Maurice n'est pas un cas isolé.

Les consommateurs primaires du réseau détritique aux sites inondé et non inondé de la rivière l'Assomption montrent une forte concentration en HgT (600,1 ng.g^{-1} et 448,6 ng.g^{-1} respectivement, Fig. 2.6.A), conséquence probable de la forte concentration en HgT dans les sols inondé et non inondé (Tab. 2.4). Ces sols contiennent peu de MeHg (Tab. 2.5), soit un rapport de 0,3% dans les sols inondés et <0,1% dans ceux non inondés par rapport au HgT. Les sols échantillonnés dans les sites inondés par la rivière Saint-Maurice présentent également de fortes concentrations en Hg et renferment quant à eux une plus grande proportion de MeHg par rapport à HgT (1,4%). Les consommateurs primaires dans le site inondé montrent également une forte concentration en HgT (Tab. 2.6) et renferment environ 30% de MeHg (Fig. 2.9). Le caractère bioamplifiable du Hg impliquerait pour les sites inondé et non inondé de la rivière l'Assomption une forte

concentration en MeHg, et donc en HgT, dans les consommateurs primaires (Fig. 2.6.A). Mais les concentrations en Hg dans ces organismes devraient être plus faibles que ceux du site inondé par la rivière Saint-Maurice, qui présente une plus forte concentration en HgT dans les sols. Les prédateurs des sites de l'Assomption contiendraient également des concentrations en Hg élevées comme ceux au site inondé par la rivière Saint-Maurice, or ce n'est pas le cas (Fig. 2.6.B). Ce n'est par conséquent pas la forme organique du Hg qui est présent dans les consommateurs primaires dans les sites inondé et non inondé de la rivière Assomption.

Les concentrations en HgT contenues dans les organismes brouteurs des plantes à l'intérieur de nos sites inondés et non inondés étaient généralement faibles pour les six stations d'échantillonnage, ne dépassant pas $36,4 \text{ ng HgT.g}^{-1}$ et $29,6 \text{ ng HgT.g}^{-1}$ pour les consommateurs primaires des sites inondés et non inondés respectivement (Tab. 2.6) et ne dépassant pas $253,7 \text{ ng HgT.g}^{-1}$ et $332,1 \text{ ng HgT.g}^{-1}$ pour les prédateurs des sites inondés et non inondés respectivement (Tab. 2.7). Ces résultats suggèrent que les parties aériennes des plantes formant la base de ces chaînes ne jouent pas un rôle significatif de transfert de Hg vers ces consommateurs. Cette interprétation concorde avec les résultats rapportés par Bontidean et al. (2004) qui avaient cultivés des haricots (*Phaseolus vulgaris*) sur des sols en gradation croissante de Hg. De faibles concentrations de Hg ont été analysées dans les feuilles de la totalité des plants, et donc indépendantes des concentrations présentes dans les sols. Ils en ont déduit une limitation de la dynamique du Hg à l'intérieur de cette plante. L'étude conduite par Cocking et al. (1991) a de plus mis en évidence un stockage du Hg par les racines, car les mesures de concentrations de Hg dans les racines de plusieurs espèces de plantes recueillies sur les sites inondés contaminés variaient de $0,3$ à $2,9 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ en poids sec, alors que les quantités trouvées au niveau des feuilles correspondantes restaient plutôt négligeables, ne dépassant pas $0,5 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ en poids sec. Pour la station de la Saint-Maurice, les concentrations en HgT, plus faibles dans les organismes brouteurs que dans les détritivores (Fig. 2.10), supportent clairement ces observations. Les organismes brouteurs échapperaient ainsi à une contamination par le Hg d'origine aquatique. Donc un contaminant, le Hg dans notre

cas, n'influence pas, lors de son transfert par inondation, toutes les composantes du réseau trophique, comme le transfert de nutriments (azote, phosphore) le ferait.

5. Conclusion

Notre étude permet de conclure sur l'existence d'un transfert de Hg depuis une rivière très contaminée, représentée dans cette étude par la rivière Saint-Maurice, vers le milieu terrestre, mais également à l'identification des voies spécifiques de ce transfert. En effet, dans un premier temps, ce contaminant présent dans les rivières, est transporté lors des crues printanières vers les sols terrestres inondés par l'intermédiaire des sédiments aquatiques, puis est transféré vers les organismes détritiques par ingestion des détritus contaminés, depuis les consommateurs primaires jusqu'aux prédateurs (musaraignes). Aucune équivalence de transfert de Hg vers les brouteurs n'a été recensée. Cette démarche nous amène à l'identification de deux sources de nourriture disponibles pour les organismes terrestres, une réserve de production primaire fraîche non contaminée par le Hg d'origine aquatique pour les brouteurs par opposition à la réserve de détritus susceptible d'être contaminée par les crues de rivières contaminées pour les détritivores.

La matière organique semble jouer un rôle très important sur la concentration en HgT dans les sédiments et dans les sols de nos sites, excepté pour les stations de la rivière Saint-Maurice. Elle n'a cependant pas d'influence sur les concentrations en MeHg dans les sols et sédiments, qui seraient dépendantes des facteurs environnants et amplifiées par les inondations des sols alluviaux. Ainsi, les fortes concentrations en MeHg dans les sols des sites de l'Île Saint-Quentin et de Giguère inondés par la rivière Saint-Maurice, cas extrême de forte contamination par le Hg, seraient influencées par des facteurs autres que la quantité de matière organique, dans notre cas par la méthylation *in situ*. Cette forme organique est de plus amplifiée dans les organismes au fur et à mesure des niveaux trophiques, ce qui nous a permis de déterminer les composantes de l'écosystème terrestre qui sont les plus exposées à la contamination du Hg d'origine aquatique.

La chaîne alimentaire terrestre dont les organismes se nourrissent de communautés aquatiques dans des réservoirs contaminés par le Hg est bien connue pour présenter de fortes concentrations en Hg, comme par exemple les huards, ou bien les loutres (Evers 2005). Mais l'implication écologique de notre étude est la mise en évidence que même la chaîne alimentaire terrestre dont les organismes ne se nourrissent pas d'organismes aquatiques est également sujette à la contamination par le Hg d'origine aquatique, par l'intermédiaire des inondations de rivières contaminées dans notre cas. Il est clair que dans cette étude la rivière Saint-Maurice est un cas extrême de contamination par le Hg, surtout par rapport aux cinq autres rivières échantillonnées. Ainsi, d'autres études similaires sur des rivières ou des réservoirs à contamination équivalente permettraient de montrer s'il existe une généralisation de la contamination d'écosystèmes terrestres par des inondations de milieux aquatiques très contaminées. Il serait de plus intéressant de rechercher les niveaux trophiques supérieurs terrestres susceptibles d'être contaminés, en distinguant bien les prédateurs de proies terrestres, c'est à dire ceux se nourrissant d'organismes détritivores de ceux d'organismes brouteurs.

L'échelle spatiale de la contamination par le Hg dans les sites inondés par la rivière Saint-Maurice reliée au passé industriel à Grand-Mère et Shawinigan se fait ressentir jusqu'à 25 kilomètres en aval. Il serait donc intéressant d'étudier également l'échelle spatiale d'une telle contamination par le Hg d'origine anthropique.

6. Bibliographie

- Aastrup, M., J. Johnson, E. Bringmark, L. Bringmark, and A. Iverfeldt. 1991. Occurrence and Transport of Mercury within a Small Catchment-Area. *Water Air and Soil Pollution* **56**: 155-167.
- Allard, B., and I. Arsenie. 1991. Abiotic Reduction Of Mercury By Humic Substances In Aquatic System - An Important Process For The Mercury Cycle. *Water Air and Soil Pollution* **56**: 457-464.
- Amirbahman, A., A. L. Reid, T. A. Haines, J. S. Kahl, and C. Arnold. 2002. Association of methylmercury with dissolved humic acids. *Environmental Science & Technology* **36**: 690-695.
- Atwell, L., K. A. Hobson, and H. E. Welch. 1998. Biomagnification and bioaccumulation of mercury in an arctic marine food web: insights from stable nitrogen isotope analysis. *Canadian Journal Of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**: 1114-1121.
- Barkay, T., M. Gillman, and R. R. Turner. 1997. Effects of dissolved organic carbon and salinity on bioavailability of mercury. *Applied and Environmental Microbiology* **63**: 4267-4271.
- Benoit, J. M., C. C. Gilmour, and R. P. Mason. 2001a. The influence of sulfide on solid phase mercury bioavailability for methylation by pure cultures of *Desulfobulbus propionicus* (1pr3). *Environmental Science & Technology* **35**: 127-132.
- . 2001b. Aspects of bioavailability of mercury for methylation in pure cultures of *Desulfobulbus propionicus* (1pr3). *Applied and Environmental Microbiology* **67**: 51-58.
- Benoit, J. M., C. C. Gilmour, R. P. Mason, and A. Heyes. 1999. Sulfide controls on mercury speciation and bioavailability to methylating bacteria in sediment pore waters. *Environmental Science & Technology* **33**: 951-957.
- Beyer, W. N., E. Cromartie, and G. B. Moment. 1985. Accumulation Of Methylmercury In The Earthworm, *Eisenia-Foetida*, and Its Effect On Regeneration. *Bulletin Of Environmental Contamination and Toxicology* **35**: 157-162.
- Birkett, J. W., J. M. K. Noreng, and J. N. Lester. 2002. Spatial distribution of mercury in the sediments and riparian environment of the River Yare, Norfolk, UK. *Environmental Pollution* **116**: 65-74.
- Bishop, K. H., Y. H. Lee, J. Munthe, and E. Dambrine. 1998. Xylem sap as a pathway for total mercury and methylmercury transport from soils to tree canopy in the boreal forest. *Biogeochemistry* **40**: 101-113.

- Bloom, N. 1989. Determination of Picogram Levels of Methylmercury by Aqueous Phase Ethylation, Followed by Cryogenic Gas-Chromatography with Cold Vapor Atomic Fluorescence Detection. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **46**: 1131-1140.
- Bodaly, R. A., and R. J. P. Fudge. 1999. Uptake of mercury by fish in an experimental boreal reservoir. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **37**: 103-109.
- Bodaly, R. A. and others 1997. Bioaccumulation of mercury in the aquatic food chain in newly flooded areas, p. 259-287. *Metal Ions in Biological Systems*, Vol 34. Metal Ions in Biological Systems.
- Bontidean, L. and others 2004. Biosensors for detection of mercury in contaminated soils. *Environmental Pollution* **131**: 255-262.
- Branfireun, B. A., N. T. Roulet, C. A. Kelly, and J. W. M. Rudd. 1999. In situ sulphate stimulation of mercury methylation in a boreal peatland: Toward a link between acid rain and methylmercury contamination in remote environments. *Global Biogeochemical Cycles* **13**: 743-750.
- Burton, D. T., S. D. Turley, D. J. Fisher, D. J. Green, and T. R. Shedd. 2006. Bioaccumulation of total mercury and monomethylmercury in the earthworm *Eisenia fetida*. *Water Air and Soil Pollution* **170**: 37-54.
- Cabana, G., and J. B. Rasmussen. 1994. Modeling Food-Chain Structure and Contaminant Bioaccumulation Using Stable Nitrogen Isotopes. *Nature* **372**: 255-257.
- Celo, V., D. R. S. Lean, and S. L. Scott. 2006. Abiotic methylation of mercury in the aquatic environment. *Science of the Total Environment* **368**: 126-137.
- Choi, S. C., and R. Bartha. 1994. Environmental-Factors Affecting Mercury Methylation in Estuarine Sediments. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **53**: 805-812.
- Cleckner, L. B., C. C. Gilmour, J. P. Hurley, and D. P. Krabbenhoft. 1999. Mercury methylation in periphyton of the Florida Everglades. *Limnology and Oceanography* **44**: 1815-1825.
- Cocking, D., M.L. King, L. Ritchie, and R. Hayes. 1994. Earthworm bioaccumulation of mercury from contaminated flood plain soils. p. 381-395. In C.J. Watras and J.W. Huckabee (ed.) *Mercury pollution: Integration and synthesis*. Lewis Publ., Boca Raton, FL.

- Cocking, D., R. Hayes, M. L. King, M. J. Rohrer, R. Thomas, and D. Ward. 1991. Compartmentalization Of Mercury In Biotic Components Of Terrestrial Flood-Plain Ecosystems Adjacent To The South River At Waynesboro, Va. *Water Air and Soil Pollution* **57-8**: 159-170.
- Compeau, G., and R. Bartha. 1984. Methylation and Demethylation Of Mercury Under Controlled Redox, Ph, and Salinity Conditions. *Applied and Environmental Microbiology* **48**: 1203-1207.
- Coquery, M., and P. M. Welbourn. 1994. Mercury Uptake from Contaminated Water and Sediment by the Rooted and Submerged Aquatic Macrophyte *Eriocaulon-Septangulare*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **26**: 335-341.
- Darwin C. 1881. The formation of vegetable mould through the action of worms with observations on their habits. London: Murray, 298 p.
- Driscoll, C. T., J. Holsapple, C. L. Schofield, and R. Munson. 1998. The chemistry and transport of mercury in a small wetland in the Adirondack region of New York, USA. *Biogeochemistry* **40**: 137-146.
- Ebinghaus, R., and R. D. Wilken. 1993. Transformations of Mercury Species in the Presence of Elbe River Bacteria. *Applied Organometallic Chemistry* **7**: 127-135.
- Edwards, C.A. and P.J. Bohlen. 1996. Biology and ecology of earthworms. 3rd ed. Chapman & Hall, London, UK.
- Erickson, J. A., M. S. Gustin, D. E. Schorran, D. W. Johnson, S. E. Lindberg, and J. S. Coleman. 2003. Accumulation of atmospheric mercury in forest foliage. *Atmospheric Environment* **37**: 1613-1622.
- Fadini, P. S., and W. F. Jardim. 2001. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury? *Science of the Total Environment* **275**: 71-82.
- Fleck, J. A., D. F. Grigal, and E. A. Nater. 1999. Mercury uptake by trees: An observational experiment. *Water Air and Soil Pollution* **115**: 513-523.
- Forshay, K. J., and E. H. Stanley. 2005. Rapid nitrate loss and denitrification in a temperate river floodplain. *Biogeochemistry* **75**: 43-64.
- Gabriel, M. C., and D. G. Williamson. 2004. Principal biogeochemical factors affecting the speciation and transport of mercury through the terrestrial environment. *Environmental Geochemistry and Health* **26**: 421-434.
- Galloway, M. E., and B. A. Branfireun. 2004. Mercury dynamics of a temperate forested wetland. *Science Of The Total Environment* **325**: 239-254.

- Gergel, S. E., S. R. Carpenter, and E. H. Stanley. 2005. Do dams and levees impact nitrogen cycling? Simulating the effects of flood alterations on floodplain denitrification. *Global Change Biology* **11**: 1352-1367.
- Gilmour, C. C., E. A. Henry, and R. Mitchell. 1992. Sulfate Stimulation Of Mercury Methylation In Fresh-Water Sediments. *Environmental Science & Technology* **26**: 2281-2287.
- Golding, G. R., C. A. Kelly, R. Sparling, P. C. Loewen, J. W. M. Rudd, and T. Barkay. 2002. Evidence for facilitated uptake of Hg(II) by *Vibrio anguillarum* and *Escherichia coli* under anaerobic and aerobic conditions. *Limnology and Oceanography* **47**: 967-975.
- Gothberg, A., and M. Greger. 2006. Formation of methyl mercury in an aquatic macrophyte. *Chemosphere* **65**: 2096-2105.
- Grigal, D. F. 2003. Mercury sequestration in forests and peatlands: A review. *Journal Of Environmental Quality* **32**: 393-405.
- Gustin, M. S., G. E. Taylor, and T. L. Leonard. 1994. High-Levels of Mercury Contamination in Multiple Media of the Carson River Drainage-Basin of Nevada - Implications for Risk Assessment. *Environmental Health Perspectives* **102**: 772-778.
- Haitzer, M., G. R. Aiken, and J. N. Ryan. 2003. Binding of mercury(II) to aquatic humic substances: Influence of pH and source of humic substances. *Environmental Science & Technology* **37**: 2436-2441.
- Hall, B. D., and V. L. S. Louis. 2004. Methylmercury and total mercury in plant litter decomposing in upland forests and flooded landscapes. *Environmental Science & Technology* **38**: 5010-5021.
- Harmon, S. M., J. K. King, J. B. Gladden, G. T. Chandler, and L. A. Newman. 2004. Methylmercury formation in a wetland mesocosm amended with sulfate. *Environmental Science & Technology* **38**: 650-656.
- Helmke, P.A., W.P. Robarge, R.L. Korotev and P.J. Schomberg. 1979. Effects of soil-applied sewage sludge on concentrations of elements in earthworms. *Journal Of Environmental Quality* **8**: 322-327.
- Hernandez, M. E., and W. J. Mitsch. 2006. Influence of hydrologic pulses, flooding frequency, and vegetation on nitrous oxide emissions from created riparian marshes. *Wetlands* **26**: 862-877.
- Hill, W. R., A. J. Stewart, and G. E. Napolitano. 1996. Mercury speciation and bioaccumulation in lotic primary producers and primary consumers. *Canadian Journal Of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**: 812-819.

- Hintelmann, H., P. M. Welbourn, and R. D. Evans. 1997. Measurement of complexation of methylmercury(II) compounds by freshwater humic substances using equilibrium dialysis. *Environmental Science & Technology* **31**: 489-495.
- Hinton, J. J., and M. M. Veiga. 2002. Earthworms as bioindicators of mercury pollution from mining and other industrial activities. *Geochem.* **2**: 269-274.
- Hissler, C., and J. L. Probst. 2005. Mercury dynamic in a mountainous catchment polluted by chlor-alkali activity (Alsace, France). *Geochimica Et Cosmochimica Acta* **69**: A707-A707.
- Jackson, T. A. 1991. Biological and Environmental-Control of Mercury Accumulation by Fish in Lakes and Reservoirs of Northern Manitoba, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **48**: 2449-2470.
- Jefferies, R. L. 2000. Allochthonous inputs: integrating population changes and food-web dynamics. *Trends in Ecology & Evolution* **15**: 19-22.
- Johansson, K., M. Aastrup, A. andersson, L. Bringmark, and A. Iverfeldt. 1991. Mercury in Swedish Forest Soils and Waters - Assessment of Critical Load. *Water Air and Soil Pollution* **56**: 267-281.
- Kainz, M., M. Lucotte, and C. C. Parrish. 2003. Relationships between organic matter composition and methyl mercury content of offshore and carbon-rich littoral sediments in an oligotrophic lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **60**: 888-896.
- Kamman, N. C. and others 2005. Factors influencing mercury in freshwater surface sediments of northeastern North America. *Ecotoxicology* **14**: 101-111.
- Karlsson, T., and U. Skyllberg. 2003. Bonding of ppb levels of methyl mercury to reduced sulfur groups in soil organic matter. *Environmental Science & Technology* **37**: 4912-4918.
- Kelly, C. A. and others 1997. Increases in fluxes of greenhouse gases and methyl mercury following flooding of an experimental reservoir. *Environmental Science & Technology* **31**: 1334-1344.
- Kelly, C. A., J. W. M. Rudd, and M. H. Holoka. 2003. Effect of pH on mercury uptake by an aquatic bacterium: Implications for Hg cycling. *Environmental Science & Technology* **37**: 2941-2946.
- Kelly, C. A., J. W. M. Rudd, V. L. Louis, and A. Heyes. 1995. Is Total Mercury Concentration a Good Predictor of Methyl Mercury Concentration in Aquatic Systems. *Water Air and Soil Pollution* **80**: 715-724.

- King, J. K., S. M. Harmon, T. T. Fu, and J. B. Gladden. 2002. Mercury removal, methylmercury formation, and sulfate-reducing bacteria profiles in wetland mesocosms. *Chemosphere* **46**: 859-870.
- Kolka, R. K., D. F. Grigal, E. A. Nater, and E. S. Verry. 2001. Hydrologic cycling of mercury and organic carbon in a forested upland-bog watershed. *Soil Science Society Of America Journal* **65**: 897-905.
- Korthals, E. T., and M. R. Winfrey. 1987. Seasonal and Spatial Variations In Mercury Methylation and Demethylation In An Oligotrophic Lake. *Applied and Environmental Microbiology* **53**: 2397-2404.
- Lambertsson, L., and M. Nilsson. 2006. Organic material: The primary control on mercury methylation and ambient methyl mercury concentrations in estuarine sediments. *Environmental Science & Technology* **40**: 1822-1829.
- 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 no ENV/2002/0294, rapport no EA/2002-05, 128 p. et 14 annexes.
- Lucotte, M., R. Schetagne, N. Thérien, C. Langlois and A. Tremblay. 1999. Mercury in the biochemical cycle : natural environments and hydroelectric reservoirs of northern Quebec (Canada). *Environmental Science Series*. Springer-Verlag. 334 p.
- Mailman, M., L. Stepnuk, N. Cicek, and R. A. Bodaly. 2006. Strategies to lower methyl mercury concentrations in hydroelectric reservoirs and lakes: A review. *Science of the Total Environment* **368**: 224-235.
- Martin-Doimeadios, R. C. and others 2004. Mercury methylation/demethylation and volatilization pathways in estuarine sediment slurries using species-specific enriched stable isotopes. *Marine Chemistry* **90**: 107-123.
- Marvin-Dipasquale, M. and others 2000. Methyl-mercury degradation pathways: A comparison among three mercury-impacted ecosystems. *Environmental Science & Technology* **34**: 4908-4916.
- Mason, R. P., W. F. Fitzgerald, and F. M. M. Morel. 1994. The Biogeochemical Cycling of Elemental Mercury - Anthropogenic Influences. *Geochimica Et Cosmochimica Acta* **58**: 3191-3198.
- Matilainen, T. 1995. Involvement of Bacteria in Methylmercury Formation in Anaerobic Lake Waters. *Water Air and Soil Pollution* **80**: 757-764.
- Mauro, J. B. N., J. R. D. Guimaraes, H. Hintelmann, C. J. Watras, E. A. Haack, and S. A. Coelho-Souza. 2002. Mercury methylation in macrophytes, periphyton, and

- water - comparative studies with stable and radio-mercury additions. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* **374**: 983-989.
- Mierle, G., and R. Ingram. 1991. The Role of Humic Substances in the Mobilization of Mercury from Watersheds. *Water Air and Soil Pollution* **56**: 349-357.
- Miskimmin, B. M., J. W. M. Rudd, and C. A. Kelly. 1992. Influence Of Dissolved Organic-Carbon, Ph, and Microbial Respiration Rates On Mercury Methylation and Demethylation In Lake Water. *Canadian Journal Of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**: 17-22.
- Morel, F. M. M., A. M. L. Kraepiel, and M. Amyot. 1998. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annual Review Of Ecology and Systematics* **29**: 543-566.
- Munthe, J., H. Hultberg, Y. H. Lee, H. Parkman, A. Iverfeldt, and I. Renberg. 1995. Trends of mercury and methylmercury in deposition, runoff water and sediments in relation to experimental manipulations and acidification. *Water Air and Soil Pollution* **85**: 743-748.
- Nakano, S., and M. Murakami. 2001. Reciprocal subsidies: Dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *Proceedings Of The National Academy Of Sciences Of The United States Of America* **98**: 166-170.
- Oremland, R. S., C. W. Culbertson, and M. R. Winfrey. 1991. Methylmercury Decomposition In Sediments and Bacterial Cultures - Involvement Of Methanogens and Sulfate Reducers In Oxidative Demethylation. *Applied and Environmental Microbiology* **57**: 130-137.
- Pak, K. R., and R. Bartha. 1998. Mercury methylation and demethylation in anoxic lake sediments and by strictly anaerobic bacteria. *Applied and Environmental Microbiology* **64**: 1013-1017.
- Patra, M., and A. Sharma. 2000. Mercury toxicity in plants. *Botanical Review* **66**: 379-422.
- Polis, G. A., W. B. Anderson, and R. D. Holt. 1997. Toward an integration of landscape and food web ecology: The dynamics of spatially subsidized food webs. *Annual Review Of Ecology and Systematics* **28**: 289-316.
- Polis, G. A., and S. D. Hurd. 1995. Extraordinarily High Spider Densities On Islands - Flow Of Energy From The Marine To Terrestrial Food Webs and The Absence Of Predation. *Proceedings Of The National Academy Of Sciences Of The United States Of America* **92**: 4382-4386.
- Polis, G. A., and D. R. Strong. 1996. Food web complexity and community dynamics. *American Naturalist* **147**: 813-846.

- Porvari, P., and M. Verta. 1995. Methylmercury Production in Flooded Soils - a Laboratory Study. *Water Air and Soil Pollution* **80**: 765-773.
- Prahalad, A. K., and G. Seenayya. 1988. Insitu Partitioning and Biomagnification of Mercury in Industrially Polluted Husainsagar Lake, Hyderabad, India. *Water Air and Soil Pollution* **39**: 81-87.
- Ravichandran, M. 2004. Interactions between mercury and dissolved organic matter - a review. *Chemosphere* **55**: 319-331.
- Rea, A. W., S. E. Lindberg, T. Scherbatskoy, and G. J. Keeler. 2002. Mercury accumulation in foliage over time in two northern mixed-hardwood forests. *Water Air and Soil Pollution* **133**: 49-67.
- Remy, S., P. Prudent, and J. L. Probst. 2006. Mercury speciation in soils of the industrialised Thur River catchment (Alsace, France). *Applied Geochemistry* **21**: 1855-1867.
- Richins R.T. and A.C. Risser (1975) Total mercury in water sediment and selected aquatic organisms, Carson River, Nevada - 1972. *Pesticides Monitoring Journal* **9**:44-54.
- Robertson, A. I., P. Bacon, and G. Heagney. 2001. The responses of floodplain primary production to flood frequency and timing. *Journal Of Applied Ecology* **38**: 126-136.
- Rood, B. E., J. F. Gottgens, J. J. Delfino, C. D. Earle, and T. L. Crisman. 1995. Mercury Accumulation Trends in Florida Everglades and Savannas Marsh Flooded Soils. *Water Air and Soil Pollution* **80**: 981-990.
- Roulet, M., J. R. D. Guimaraes, and M. Lucotte. 2001. Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of an amazonian floodplain - Effect of seasonal inundation. *Water Air and Soil Pollution* **128**: 41-60.
- Roulet, M., and M. Lucotte. 1995. Geochemistry of Mercury in Pristine and Flooded Ferralitic Soils of a Tropical Rain-Forest in French-Guiana, South-America. *Water Air and Soil Pollution* **80**: 1079-1088.
- Rudd, J. W. M. 1995. Sources of Methyl Mercury to Fresh-Water Ecosystems - a Review. *Water Air and Soil Pollution* **80**: 697-713.
- Saint-Louis, V. L., J. W. M. Rudd, C. A. Kelly, K. G. Beaty, N. S. Bloom, and R. J. Flett. 1994. Importance Of Wetlands As Sources Of Methyl Mercury To Boreal Forest Ecosystems. *Canadian Journal Of Fisheries and Aquatic Sciences* **51**: 1065-1076.

- Saint-Louis, V. L., J. W. M. Rudd, C. A. Kelly, K. G. Beaty, R. J. Flett, and N. T. Roulet. 1996. Production and loss of methylmercury and loss of total mercury from boreal forest catchments containing different types of wetlands. *Environmental Science & Technology* **30**: 2719-2729.
- Saint-Louis, V. L. and others 2004. The rise and fall of mercury methylation in an experimental reservoir. *Environmental Science & Technology* **38**: 1348-1358.
- Schluter, K. 2000. Review: evaporation of mercury from soils. An integration and synthesis of current knowledge. *Environmental Geology* **39**: 249-271.
- Schuster, E. 1991. The Behavior Of Mercury In The Soil With Special Emphasis On Complexation and Adsorption Processes - A Review Of The Literature. *Water Air and Soil Pollution* **56**: 667-680.
- Schwesig, D., and O. Krebs. 2003. The role of ground vegetation in the uptake of mercury and methylmercury in a forest ecosystem. *Plant and Soil* **253**: 445-455.
- Sellers, P., C. A. Kelly, J. W. M. Rudd, and A. R. Machutcheon. 1996. Photodegradation of methylmercury in lakes. *Nature* **380**: 694-697.
- Siegel, S.M., B.Z. Siegel, N. Puerner, and T. Speitel. 1975. Water and soil biotic relations in mercury distribution. *Water Air and Soil Pollution* **4**: 9-18.
- Skylberg, U., J. Qian, W. Frech, K. Xia, and W. F. Bleam. 2003. Distribution of mercury, methyl mercury and organic sulphur species in soil, soil solution and stream of a boreal forest catchment. *Biogeochemistry* **64**: 53-76.
- Steffan, R. J., E. T. Korthals, and M. R. Winfrey. 1988. Effects Of Acidification On Mercury Methylation, Demethylation, and Volatilization In Sediments From An Acid-Susceptible Lake. *Applied and Environmental Microbiology* **54**: 2003-2009.
- Stoughton, J. A., and W. A. Marcus. 2000. Persistent impacts of trace metals from mining on floodplain grass communities along Soda Butte Creek, Yellowstone National Park. *Environmental Management* **25**: 305-320.
- Thompson-Roberts, E. S., and F. R. Pick. 2000. Total mercury in the water and sediments of St. Lawrence River wetlands compared with inland wetlands of Temagami North Bay and Muskoka-Haliburton. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **57**: 148-154.
- Tremblay, A., and M. Lucotte. 1997. Accumulation of total mercury and methyl mercury in insect larvae of hydroelectric reservoirs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **54**: 832-841.

- Tremblay, A., M. Lucotte, and I. Rheault. 1996. Methylmercury in a benthic food web of two hydroelectric reservoirs and a natural lake of Northern Quebec (Canada). *Water Air and Soil Pollution* **91**: 255-269.
- Tuttle, P.L., D.K. Higgins, and J. Quashnick. 2001. Mercury characterization in Lahontan Valley wetlands, Carson River Mercury Site, Lyon and Churchill Counties, Nevada, 1999. U.S. Fish and Wildlife Service, Region 1, Nevada Fish and Wildlife Office, Reno, Nevada. 32 pp.
- Wallschlager, D., M. V. M. Desai, M. Spengler, and R. D. Wilken. 1998b. Mercury speciation in floodplain soils and sediments along a contaminated river transect. *Journal Of Environmental Quality* **27**: 1034-1044.
- Wallschlager, D., M. V. M. Desai, M. Spengler, C. C. Windmoller, and R. D. Wilken. 1998a. How humic substances dominate mercury geochemistry in contaminated floodplain soils and sediments. *Journal Of Environmental Quality* **27**: 1044-1054.
- Wallschlager, D., M. V. M. Desai, and R. D. Wilken. 1996. The role of humic substances in the aqueous mobilization of mercury from contaminated floodplain soils. *Water Air and Soil Pollution* **90**: 507-520.
- Ward, J. V., K. Tockner, D. B. Arscott, and C. Claret. 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* **47**: 517-539.
- Warner, K. A. and others 2005. Effect of watershed parameters on mercury distribution in different environmental compartments in the Mobile Alabama River Basin, USA. *Science of the Total Environment* **347**: 187-207.
- Weber, J. H. 1993. Review Of Possible Paths For Abiotic Methylation Of Mercury(Ii) In The Aquatic Environment. *Chemosphere* **26**: 2063-2077.
- Winfrey, M. R., and J. W. M. Rudd. 1990. Environmental-Factors Affecting the Formation of Methylmercury in Low Ph Lakes. *Environmental Toxicology and Chemistry* **9**: 853-869.
- Xiao, Z., J. Sommar, O. Lindqvist, and E. Giouleka. 1998. Atmospheric mercury deposition to grass in southern Sweden. *Science Of The Total Environment* **213**: 85-94.
- Xu, H., and B. Allard. 1991. Effects of a Fulvic-Acid on the Speciation and Mobility of Mercury in Aqueous-Solutions. *Water Air and Soil Pollution* **56**: 709-717.
- Xun, L., N. E. R. Campbell, and J. W. M. Rudd. 1987. Measurements of Specific Rates of Net Methyl Mercury Production in the Water Column and Surface Sediments of Acidified and Circumneutral Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **44**: 750-757.

Zillioux, E. J., D. B. Porcella, and J. M. Benoit. 1993. Mercury Cycling and Effects in Fresh-Water Wetland Ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry* **12**: 2245-2264.

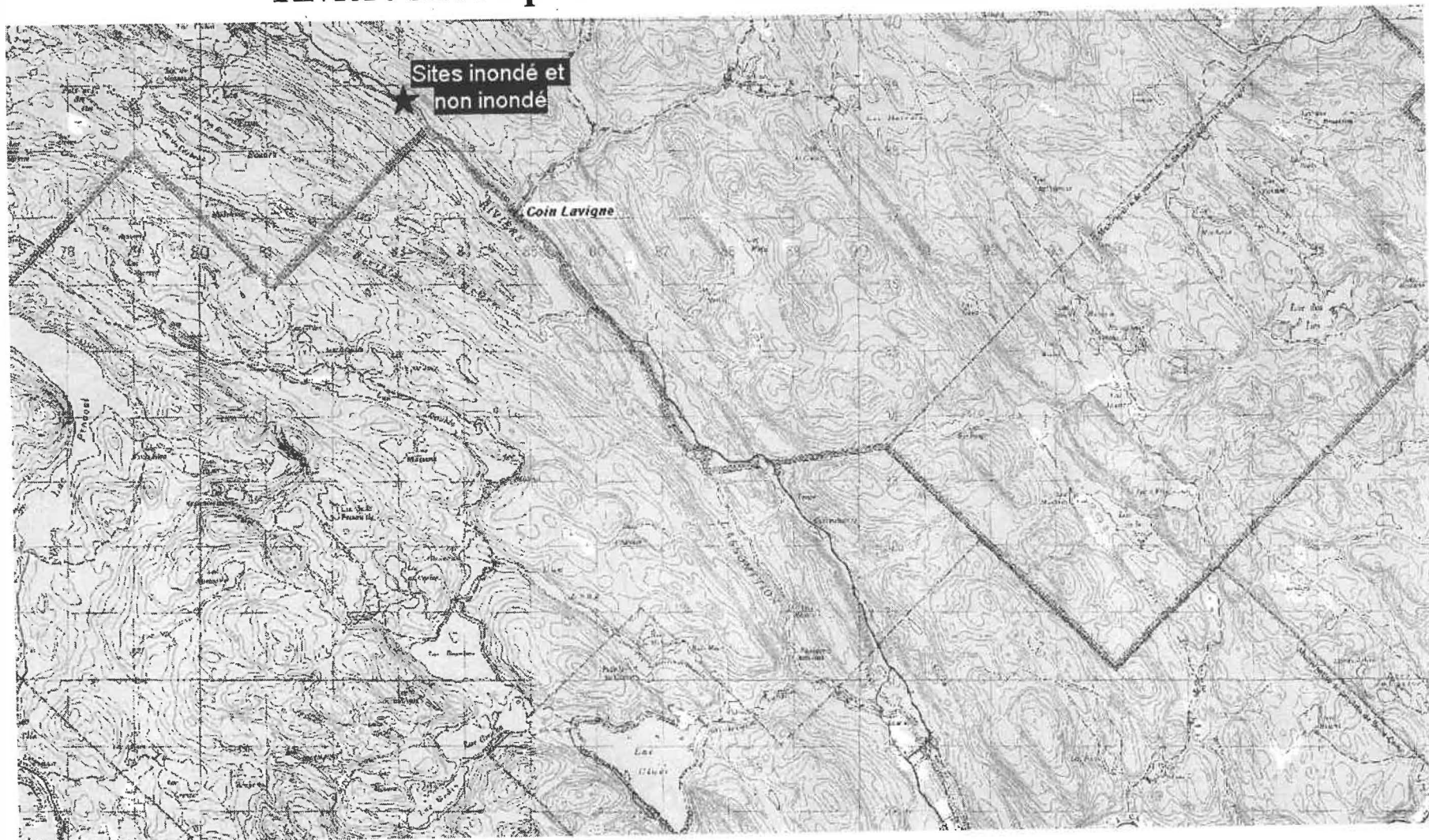
ANNEXES

Annexe 1. Coordonnées des stations échantillonnées.

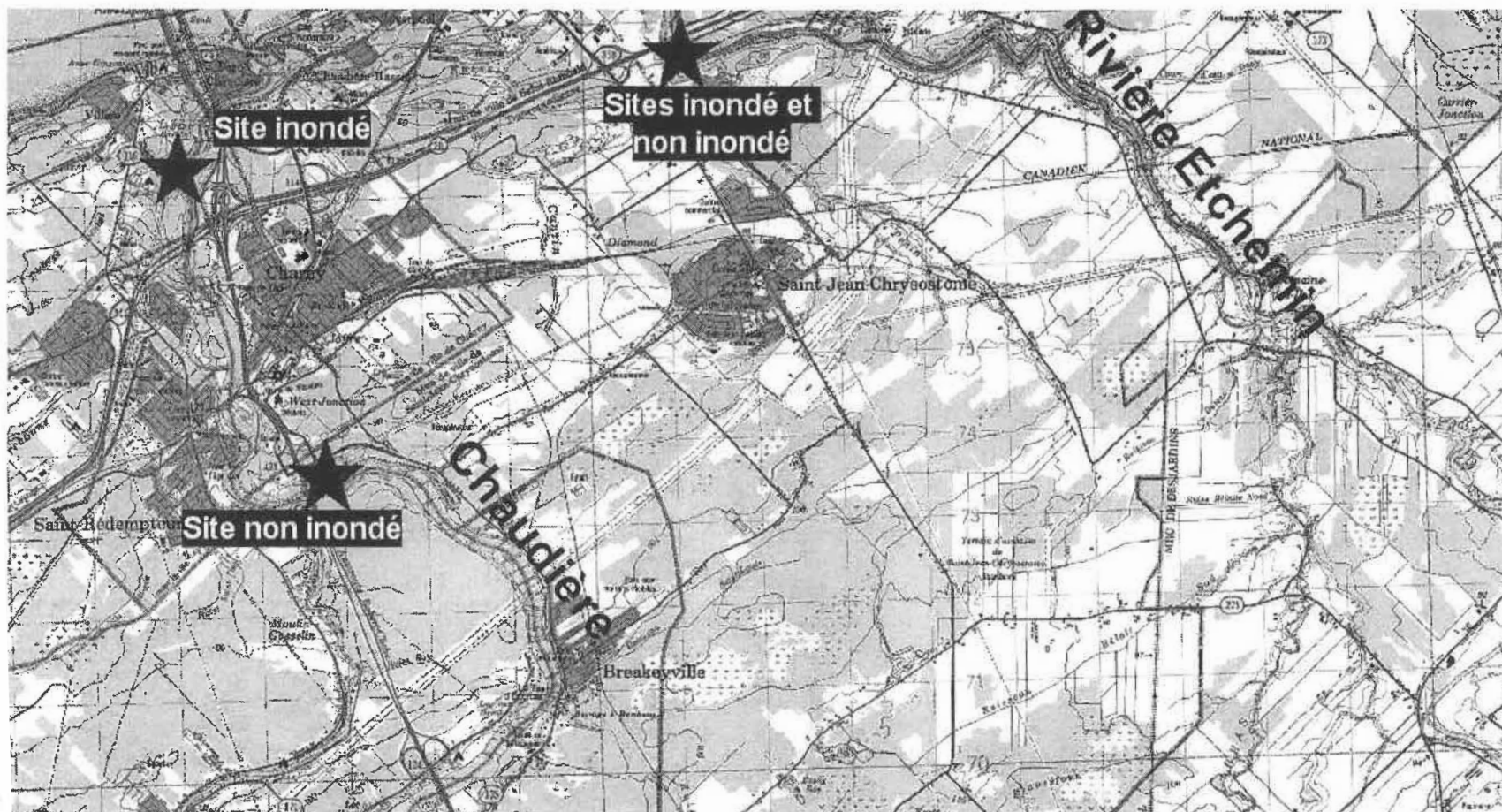
Nom de la rivière	Localisation	UTM_NORTH	UTM_EST	LATITUDE	LONGITUDE
L'Assomption	L'Assomption au pont couvert a 4.2 km au nord de Saint-Côme.	5126750	592750	46.2899905	-73.7954929
Chaudière	Chaudière au pont-route 132 a Saint-Romuald a 1.3 km de l'embouchure.	5178100	325600	46.7356766	-71.2821779
Du Loup	Du Loup au pont en aval du ruisseau Carufel a 20 km en amont de Saint-Alexis	5162150	638900	46.6005425	-73.1860524
Etchemin	Etchemin au pont-route 132 a Saint-Romuald	5180700	329800	46.7601395	-71.2282093
St-François	Saint-François en amont de la Massawippi au pont-route a Lennoxville	5027500	277000	45.3674973	-71.8471134
St-Maurice	Saint-Maurice a l'usine de filtration de Trois-Rivières	5139050	683750	46.3820529	-72.6100382

Annexe 2. Cartographie des sites inondés et non inondés des stations sélectionnées dans cette présente étude.

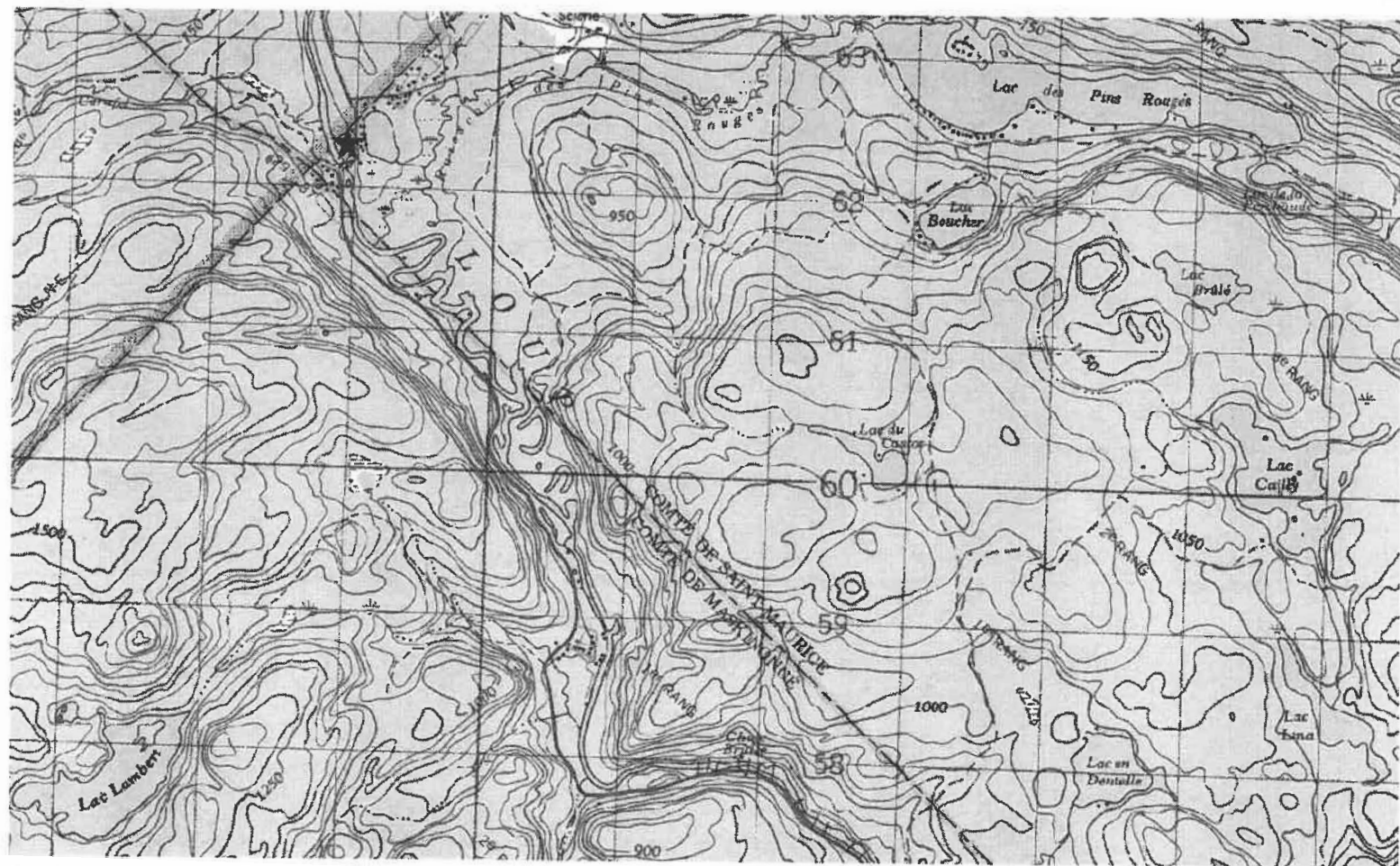
Rivière Assomption – Sites inondé et non inondé



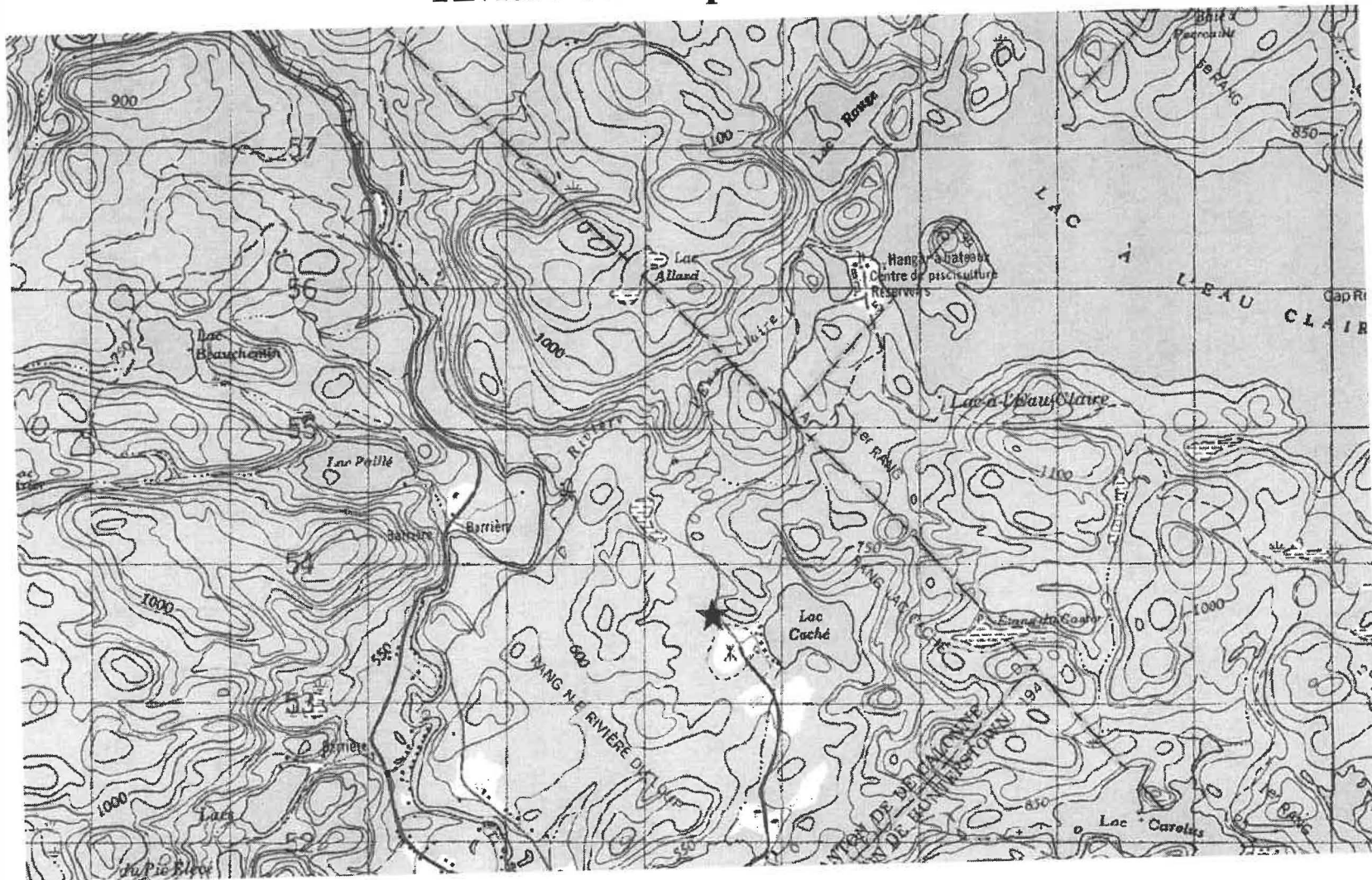
Rivières Chaudière et Etchemin – Sites inondé et non inondé



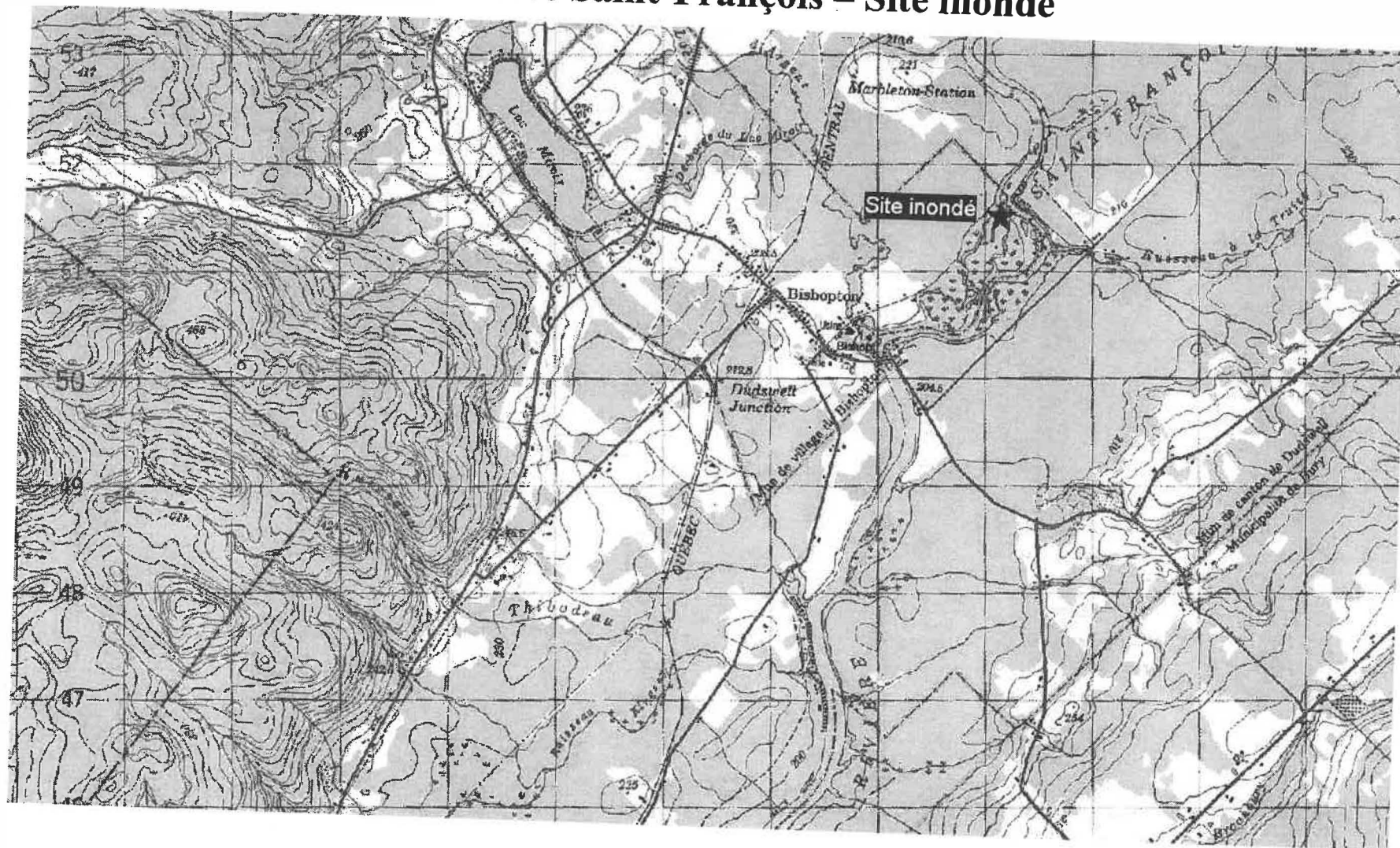
Rivière du Loup – Site inondé



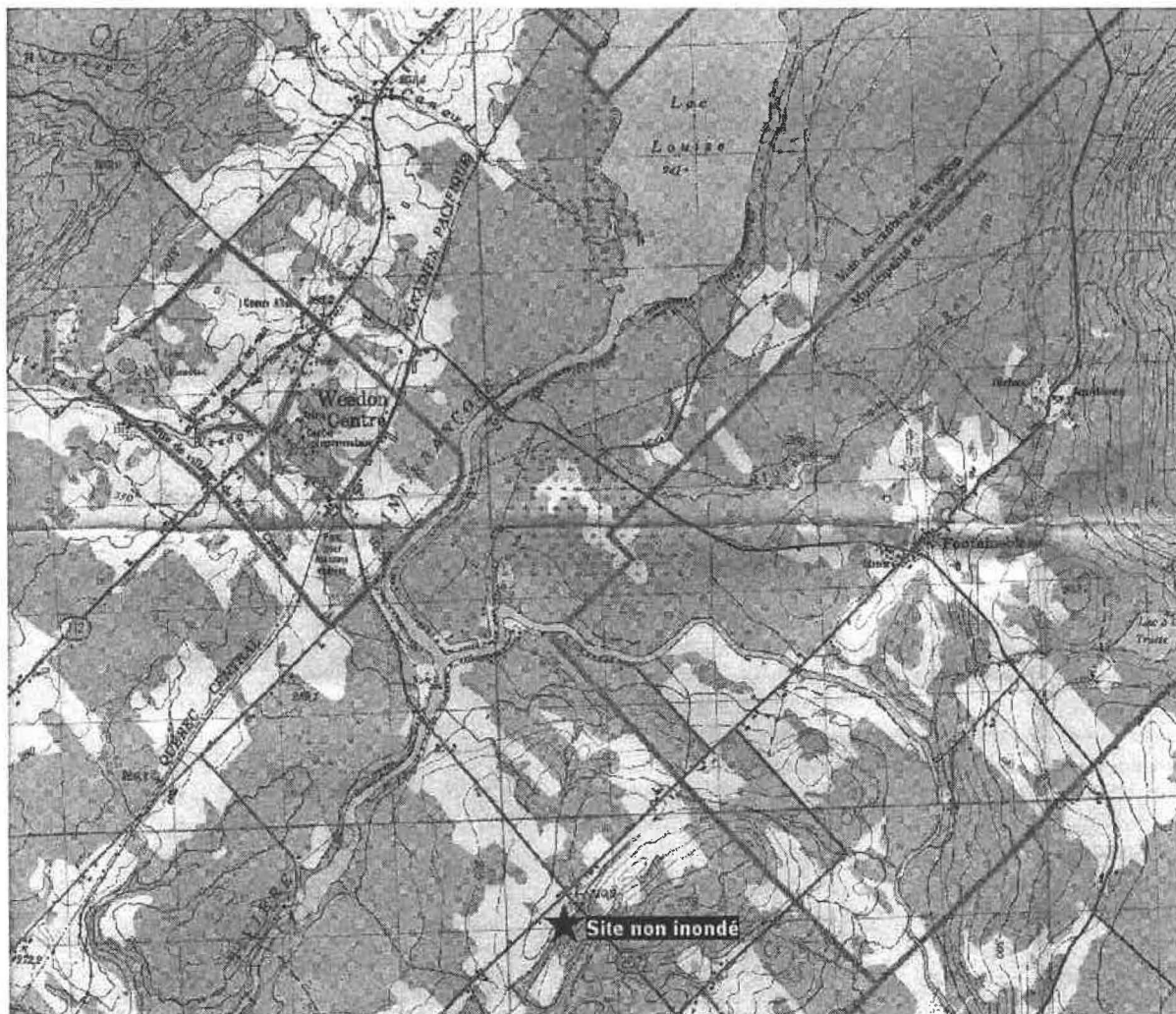
Rivière du Loup – Site non inondé



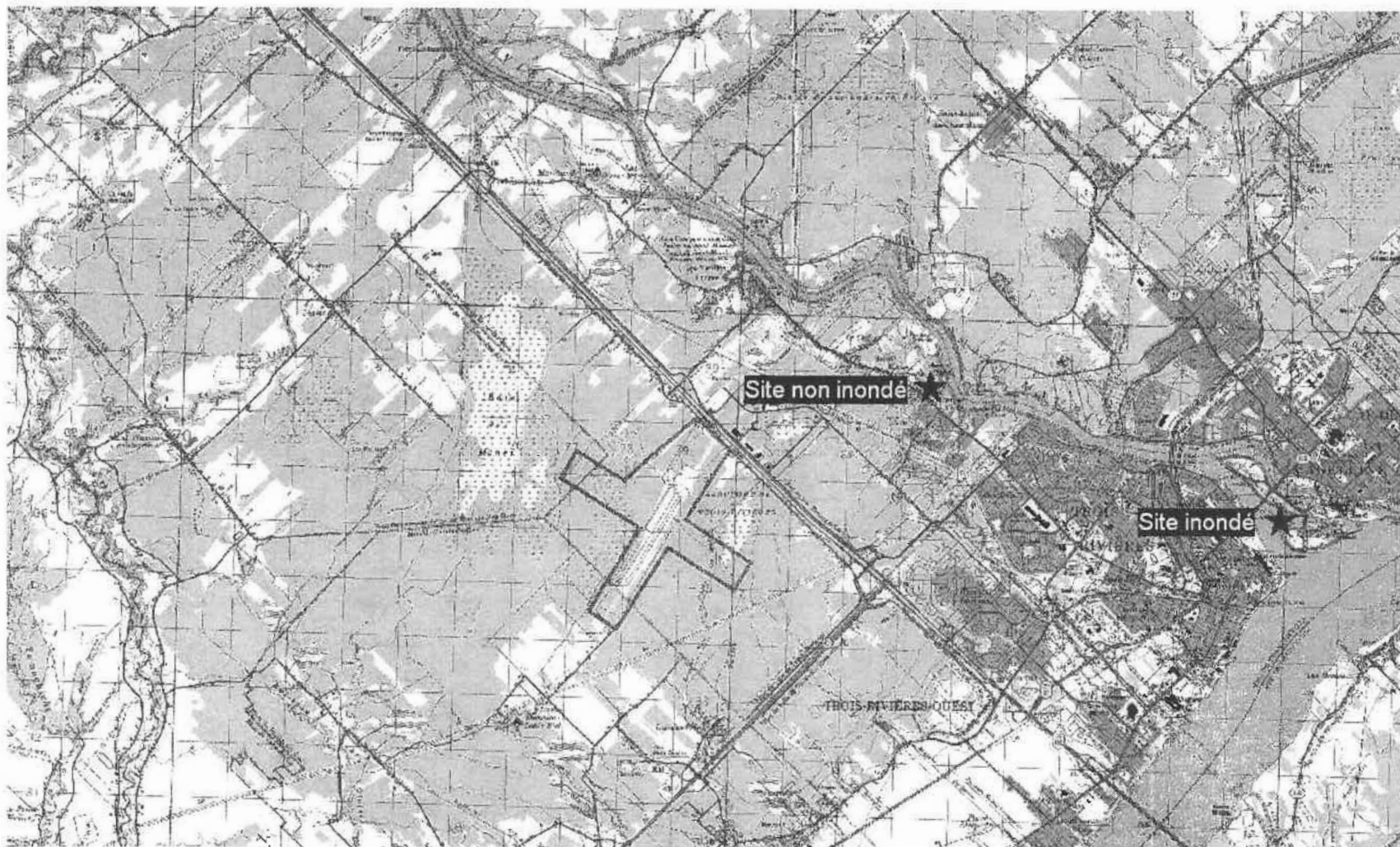
Rivière Saint-François – Site inondé



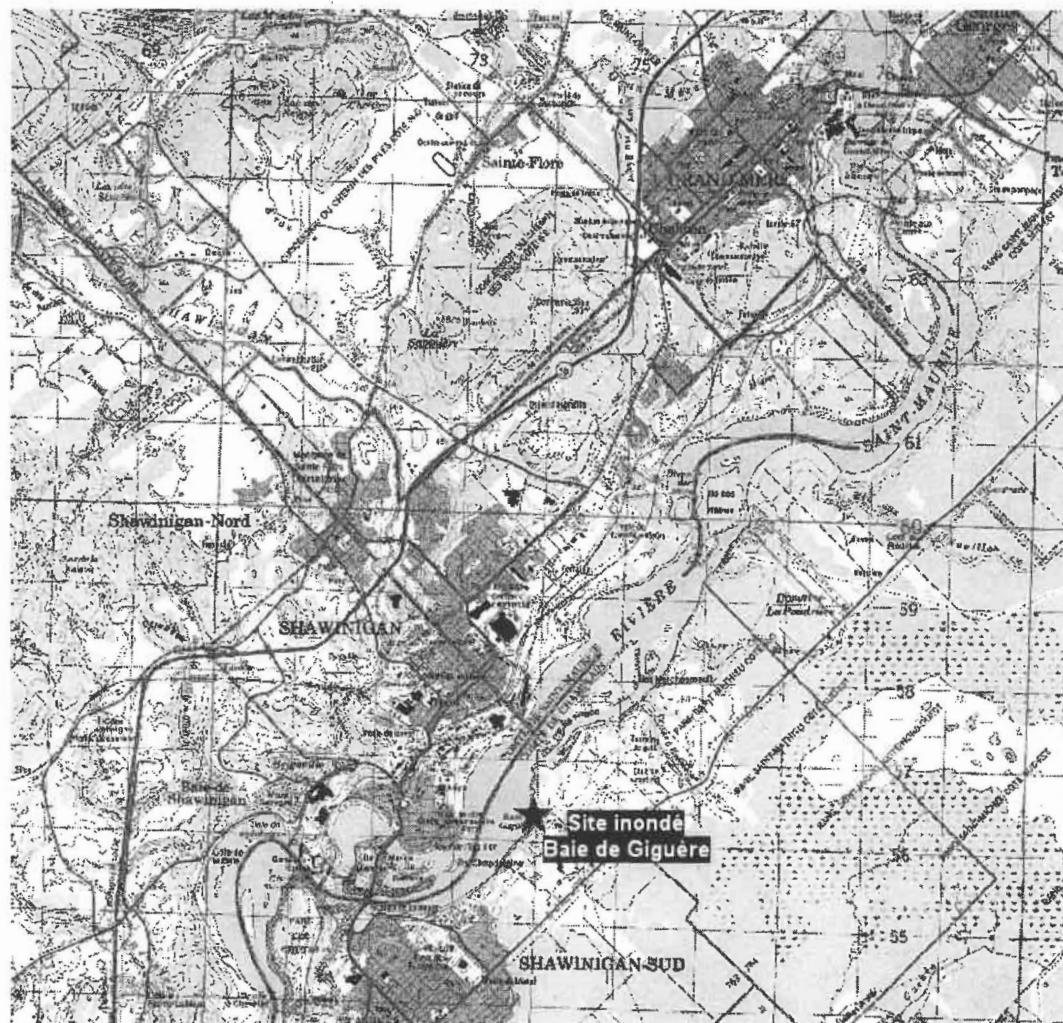
Rivière Saint-François – Site non inondé



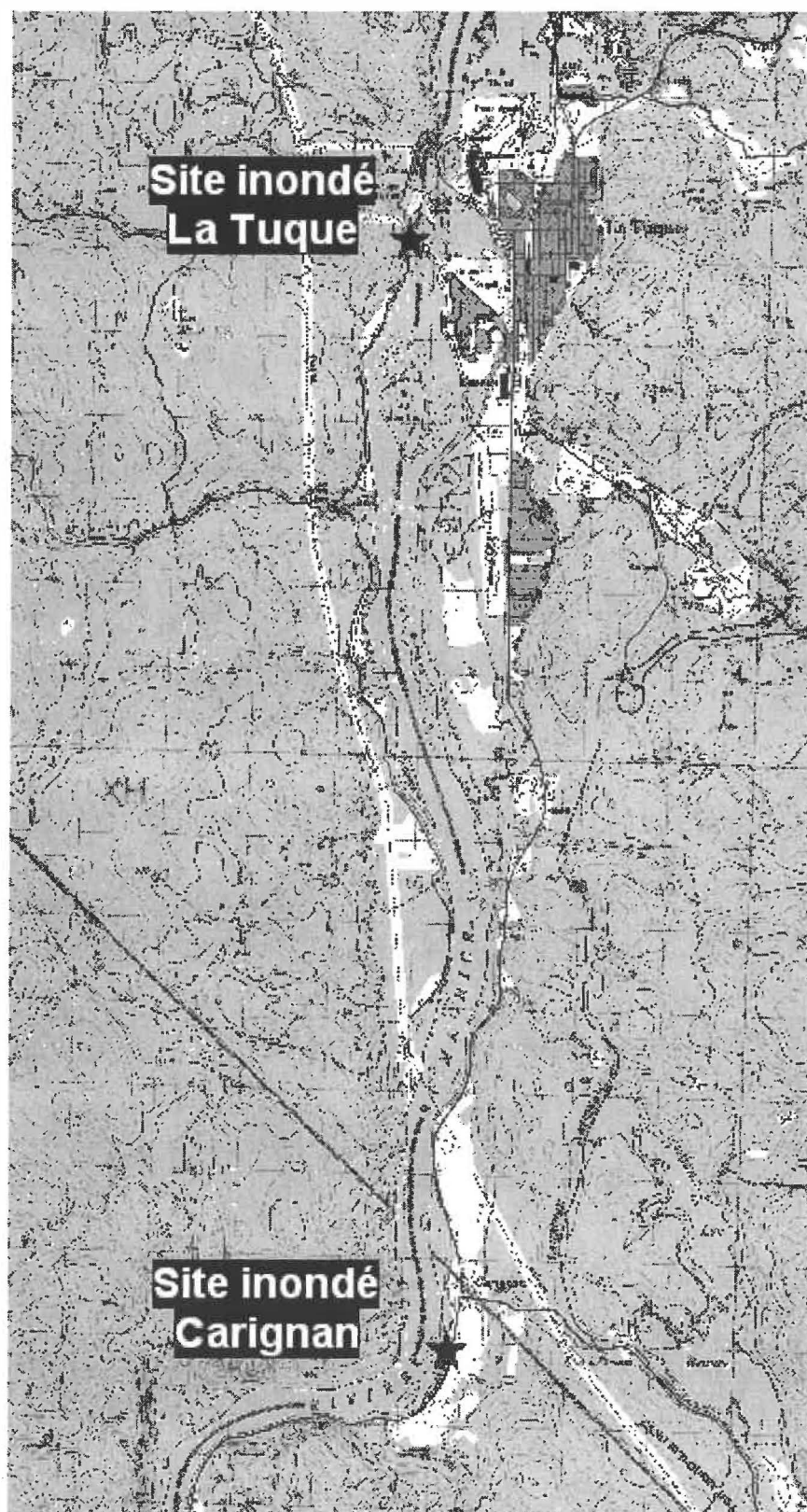
Rivière Saint-Maurice – Sites inondé et non inondé



Rivière Saint-Maurice – Site inondé – Baie de Giguère



Rivière Saint-Maurice – Sites inondés – Carignan et La Tuque



Annexe 3. Photographie des sites inondés et non inondés des stations sélectionnées dans cette présente étude.



L'Assomption – site inondé (Juillet 2004)



L'Assomption – site non inondé



L'Assomption – site inondé (Mai 2005)



Chaudière – site inondé (Juillet 2004)



Chaudière – site non inondé



Chaudière – site inondé (Mai 2005)



Etchemin – site inondé (Juillet 2004)



Etchemin – site non inondé



Etchemin – site inondé (Mai 2005)



Saint-François – site inondé (Juillet 2004)



Saint-François – site non inondé



Saint-François – site inondé (Mai 2005)



Saint-Maurice – site inondé (Juillet 2004)



Saint-Maurice – site non inondé



Saint-Maurice – site inondé (Mai 2005)



Du Loup – site inondé (Juillet 2004)



Du Loup – site non inondé



Du Loup – site inondé (Mai 2005)

Annexe 4. Données de HgT et MeHg analysés pour cette présente étude.

HgT (ng.l⁻¹) dans l'eau

Identification des échantillons	HgT (ng.l⁻¹)
Assomption A	2.25
Assomption B	2.34
Assomption C	2.17
Chaudière A	6.99
Chaudière B	8.16
Chaudière C	7.27
Etchemin A	5.23
Etchemin B	5.77
Etchemin C	5.55
Du Loup A	2.35
Du Loup B	2.30
Du Loup C	2.64
Saint-François A	4.06
Saint-François B	5.08
Saint-François C	4.71
Île Saint-Quentin A	18.76
Île Saint-Quentin C	11.84

Échantillon	Mercure			Mat. Org.				Ratio Hg/Mat. Org.		
	Hg	Moyenne Hg	Écart type Hg	Mat. Org. %	Mat. Org.	Moyenne Mat. Org.	Écart type Mat. Org.	Ratio	Moyenne Ratio	Écart type Ratio
Assomption A	19.1	25.1	6.1	3.8	0.038	0.048	0.017	503.7	555.3	215.8
Assomption B	24.9			6.7	0.067			370.0		
Assomption C	31.3			4.0	0.040			792.2		
Chaudière A	10.2	12.8	2.8	1.8	0.018	0.027	0.013	573.1	501.6	113.8
Chaudière B	12.3			2.2	0.022			561.4		
Chaudière C	15.8			4.3	0.043			370.4		
Etchemin A	10.0	10.2	0.2	2.2	0.022	0.023	0.003	459.3	442.8	61.5
Etchemin B	10.1			2.7	0.027			374.8		
Etchemin C	10.4			2.1	0.021			494.5		
Du Loup A	4.5	3.9	0.6	1.2	0.012	0.010	0.002	380.1	393.4	36.1
Du Loup B	3.3			0.8	0.008			434.3		
Du Loup C	4.0			1.1	0.011			365.8		
Saint-François A	9.1	13.7	6.3	2.9	0.029	0.029	0.006	310.4	463.9	142.6
Saint-François B	20.9			3.5	0.035			592.3		
Saint-François C	11.1			2.3	0.023			489.0		
La Tuque A	25.8	45.0	50.3	1.7	0.017	0.016	0.006	1548.0	2317.5	2104.7
La Tuque B	102.1			2.2	0.022			4698.6		
La Tuque C	7.2			1.0	0.010			705.8		
Carignan A	18.7	8.6	9.0	6.9	0.069	0.036	0.031	271.8	233.1	57.7
Carignan B	1.7			0.7	0.007			260.8		
Carignan C	5.3			3.2	0.032			166.8		
Giguère B	91.2	145.0	76.1	6.3	0.063	0.075	0.0	1443.9	1868.2	599.9
Giguère C	198.7			8.7	0.087			2292.4		
Île Saint-Quentin A	48.7	62.5	12.0	1.0	0.010	0.008	0.002	4856.4	7861.5	3053.4
Île Saint-Quentin B	68.3			0.9	0.009			7767.0		
Île Saint-Quentin C	70.6			0.6	0.006			10961.0		

Échantillon	MethylMercure			Mat. Org.			Ratio MeHg/Mat. Org.		
	MeHg	Moyenne Hg	Std Hg	Mat. Org.	Moyenne m.o.	Std m.o.	Ratio	Moyenne Ratio	Std Ratio
Assomption A	0.426	0.457	0.043	0.038	0.053	0.021	11.244	9.245	2.826
Assomption B	0.488			0.067			7.247		
Chaudière A	0.288	0.260	0.040	0.018	0.020	0.003	16.216	13.369	4.026
Chaudière B	0.231			0.022			10.522		
Etchemin A	0.395	0.377	0.027	0.022	0.024	0.004	18.225	15.718	3.545
Etchemin B	0.358			0.027			13.212		
Du Loup A	0.095	0.095		0.012	0.012		7.900	7.900	
Saint-François A	0.586	0.446	0.168	0.029	0.029	0.006	19.908	15.072	4.382
Saint-François B	0.492			0.035			13.941		
Saint-François C	0.259			0.023			11.367		
Île Saint-Quentin A	0.489	0.324	0.235	0.010	0.009	0.001	48.782	33.366	21.801
Île Saint-Quentin B	0.158			0.009			17.951		

HgT (ng.g⁻¹) dans les sols en milieu inondé

Stations	Échantillon	Mercure	Mat. Org.	Ratio	Moyenne Ratio	Écart type Ratio
Assomption	A 10m T1	147.077366	0.20634134	712.786708	653.0582935	83.9557632
	B 10m T1	151.501036	0.23703704	639.144994		
	C 10m T1	145.852101	0.28226626	516.718154		
	A 10m T2	83.8436535	0.12796952	655.184557		
	B 10m T2	62.0244894	0.08115514	764.270592		
	C 10m T2	59.2027217	0.09393608	630.244757		
Chaudière	A 10m T1	20.6091666	0.0218149	944.729074	746.4495476	168.721332
	B 10m T1	25.6927557	0.02706104	949.436948		
	C 10m T1	22.250845	0.03036483	732.783426		
	A 10m T2	12.7556064	0.02190905	582.207247		
	B 10m T2	12.8708208	0.02277634	565.096132		
	C 10m T2	18.5921981	0.02639271	704.444459		
Etchemin	A 10m T1	25.2238495	0.06259314	402.981023	413.4676854	57.4886153
	B 10m T1	21.4469149	0.04483341	478.36903		
	C 10m T1	18.0898055	0.03821892	473.32064		
	A 10m T2	34.7732184	0.10373984	335.196384		
	B 10m T2	21.4095473	0.05027489	425.849683		
	C 10m T2	27.1537063	0.07437551	365.089352		
Du Loup	A 10m T1	14.0656463	0.05508173	255.359541	295.7336058	95.8321037
	B 10m T1	10.4829615	0.04409778	237.720862		
	C 10m T1	10.0361265	0.06374909	157.431688		
	A 10m T2	27.8904156	0.07705117	361.972662		
	B 10m T2	19.1941913	0.04581851	418.917884		
	C 10m T2	59.1900924	0.17256637	342.998997		
Saint-François	A 10m T1	19.70791	0.03498309	563.35537	519.539875	78.3303123
	B 10m T1	17.5466585	0.03626091	483.900058		
	C 10m T1	15.9214429	0.0294275	541.039579		
	A 10m T2	21.2192723	0.03743583	566.817151		
	B 10m T2	26.5695284	0.07055316	376.588761		
	C 10m T2	32.7800018	0.05598267	585.53833		
Île Saint-Quentin	A 10m T1	357.463437	0.05117979	6984.46417	5389.064142	1084.01077
	B 10m T1	303.6913	0.04692429	6471.94233		
	C 10m T1	249.056036	0.05126582	4858.13009		
	A 10m T2	200.46522	0.03949628	5075.54696		
	B 10m T2	223.118341	0.05245819	4253.26075		
	C 10m T2	216.816147	0.0462192	4691.04054		
La Tuque	A 10m T1	22.6443482	0.1010101	224.179047	321.8540492	128.185287
	B 10m T1	33.1599128	0.1587889	208.830171		
	C 10m T1	26.3749306	0.10700729	246.477879		
	A 10m T2	25.4898266	0.07153322	356.335491		
	B 10m T2	22.439479	0.06515567	344.397942		
	C 10m T2	35.3759416	0.06421438	550.903765		
Carignan	A 10m T1	94.183691	0.5013181	187.872113	274.858276	88.1969377
	B 10m T1	76.7818527	0.24628821	311.756104		

	C 10m T1	72.7192716	0.3294598	220.722746		
	A 10m T2	52.380548	0.14978822	349.697386		
	B 10m T2	73.3413813	0.39204091	187.075835		
	C 10m T2	66.7796645	0.17034522	392.025472		
Giguère	A 10m T1	189.449326	0.20742049	913.358761	1266.333413	216.881946
	B 10m T1	194.189158	0.13517762	1436.54816		
	C 10m T1	147.365461	0.11700946	1259.43198		
	A 10m T2	125.120573	0.11165322	1120.6177		
	B 10m T2	131.461194	0.08886553	1479.32727		
	C 10m T2	232.472792	0.16740118	1388.71661		

HgT (ng.g⁻¹) dans les sols en milieu non inondé

Stations	Échantillon	Mercure	Mat. Org.	Ratio	Moyenne Ratio	Écart type Ratio
Assomption	A 10m T1	51.3352946	0.08325107	616.632254	502.3703978	109.124445
	B 10m T1	69.485133	0.1099493	631.974293		
	C 10m T1	34.9054948	0.07113594	490.687192		
	A 10m T2	387.768347	0.84370333	459.602719		
	B 10m T2	198.782234	0.4162081	477.602987		
	C 10m T2	169.015027	0.50045468	337.722941		
Chaudière	A 10m T1	46.9114347	0.13178195	355.977697	351.5616309	73.5609804
	B 10m T1	48.2973281	0.13858953	348.491907		
	C 10m T1	50.2900054	0.2388664	210.536124		
	A 10m T2	51.0265685	0.13100121	389.512203		
	B 10m T2	40.5210723	0.10491333	386.233773		
	C 10m T2	52.2951771	0.12492336	418.61808		
Etchemin	A 10m T1	24.520122	0.07101329	345.289204	380.6602673	19.8958132
	B 10m T1	23.2908369	0.06046399	385.201796		
	C 10m T1	24.2068911	0.06456801	374.905302		
	A 10m T2	23.196405	0.06055169	383.084333		
	B 10m T2	20.8820747	0.05165502	404.260298		
	C 10m T2	18.306052	0.04679214	391.220672		
Du Loup	A 10m T1	28.8245506	0.08209719	351.102781	285.2001439	65.1613825
	B 10m T1	21.8960653	0.06063929	361.087102		
	C 10m T1	31.6585422	0.11045972	286.607128		
	A 10m T2	38.2193087	0.14131737	270.450193		
	B 10m T2	21.1294086	0.11451451	184.51293		
	C 10m T2	42.8848969	0.16658163	257.440729		
Saint-François	A 10m T1	78.5205823	0.13450761	583.763138	552.5338516	26.1277312
	B 10m T1	79.7231115	0.14690626	542.680146		
	C 10m T1	77.7900744	0.13277444	585.881388		
	A 10m T2	85.5041617	0.16359375	522.661543		
	B 10m T2	90.8545414	0.16938319	536.384642		
	C 10m T2	78.9115723	0.14510278	543.832253		
Île Saint-Quentin	A 10m T1	49.7634424	0.20625798	241.267959	413.7125284	123.083021
	B 10m T1	97.1400052	0.27339181	355.314244		
	C 10m T1	66.9325676	0.20663597	323.91538		
	A 10m T2	56.3271144	0.10868647	518.25323		
	B 10m T2	55.5070215	0.1087507	510.406091		
	C 10m T2	63.055446	0.11827666	533.118267		

MeHg (ng.g⁻¹) dans les sols inondés

Stations	Échantillon	MeHg	Mat. Org.	Ratio	Moyenne Ratio	Écart type Ratio
Assomption	A 10m T1	0.46668794	0.20634134	2.26172775	1.157546846	1.1060525
	B 10m T1	0.01176467	0.23703704	0.0496322		
	B 10m T1	0.27526651	0.23703704	1.16128059		
Chaudière	A 10m T1	0.2464473	0.0218149	11.2972024	9.200011518	2.96587583
	B 10m T1	0.19220975	0.02706104	7.10282061		
Etchemin	A 10m T1	0.74044609	0.06259314	11.8295077	14.60530488	2.4346699
	B 10m T1	0.69973379	0.04483341	15.6074185		
	B 10m T1	0.73432591	0.04483341	16.3789885		
Du Loup	A 10m T1	0.61014225	0.05508173	11.0770341	8.066846809	2.3371749
	B 10m T1	0.3710313	0.04409778	8.41383231		
	B 10m T1	0.20951639	0.04409778	4.75117811		
	A 10m T1	0.41356748	0.05508173	7.50825083		
	B 10m T1	0.2864738	0.04409778	6.4963321		
	A 10m T1	0.55932491	0.05508173	10.1544534		
Saint-François	A 10m T1	0.56068799	0.03498309	16.0274017	9.72790725	4.34421319
	B 10m T1	0.30509547	0.03626091	8.41389353		
	A 10m T1	0.21187298	0.03498309	6.05644022		
	B 10m T1	0.30509547	0.03626091	8.41389353		
Île Saint-Quentin	A 10m T1	3.13830524	0.05117979	61.3192239	75.42022767	19.9418308
	B 10m T1	4.20072025	0.04692429	89.5212315		
La Tuque	A 10m T2	0.46243471	0.07153322	6.46461444	5.676686237	1.99497692
	B 10m T2	0.47873747	0.06515567	7.34759476		
	C 10m T2	0.43392663	0.06421438	6.75746862		
	A 10m T1	0.36871105	0.1010101	3.65023942		
	B 10m T1	0.4249986	0.1587889	2.67650075		
	C 10m T1	0.76656809	0.10700729	7.16369945		
Carignan	A 10m T1	0.39591915	0.5013181	0.78975634	2.315841411	1.43229029
	B 10m T1	0.75968377	0.24628821	3.08453162		
	C 10m T1	0.93981622	0.3294598	2.85259758		
	A 10m T2	0.53018233	0.14978822	3.53954627		
	B 10m T2	0.08839279	0.39204091	0.22546827		
	C 10m T2	0.57971005	0.17034522	3.40314838		
Giguère	A 10m T1	5.12136184	0.20742049	24.6907223	39.98879251	9.93219292
	B 10m T1	4.73079311	0.13517762	34.9968672		
	C 10m T1	4.30088784	0.11700946	36.7567518		
	A 10m T2	5.09380977	0.11165322	45.6217013		
	B 10m T2	4.70453776	0.08886553	52.9399647		
	C 10m T2	7.52079038	0.16740118	44.9267478		

MeHg (ng.g⁻¹) dans les sols non inondés

Stations	Échantillon	MeHg	Mat. Org.	Ratio	Moyenne Ratio	Std Ratio
Assomption	A 10m T1	0.16671048	0.08325107	2.00250259	1.286000043	1.01328762
	B 10m T1	0.06261585	0.1099493	0.5694975		
Chaudière	A 10m T1	0.34733578	0.13178195	2.63568556	1.478955412	0.80526056
	A 10m T1	0.1094841	0.13178195	0.8307974		
	A 10m T1	0.06740476	0.13178195	0.51148704		
	A 10m T1	0.2888985	0.13178195	2.19224637		
	B 10m T1	0.19551042	0.13858953	1.4107157		
	B 10m T1	0.17916859	0.13858953	1.29280039		
Etchemin	A 10m T1	0.09319921	0.07101329	1.31241922	1.768262838	0.64466022
	B 10m T1	0.13447835	0.06046399	2.22410645		
Du Loup	A 10m T1	0.41240293	0.08209719	5.02335035	9.234522642	4.7525641
	B 10m T1	0.8681068	0.06063929	14.3159131		
	B 10m T1	0.37044394	0.06063929	6.10897562		
	B 10m T1	0.88013895	0.06063929	14.5143348		
	B 10m T1	0.37657237	0.06063929	6.21003927		
Saint-François	A 10m T1	0.72349018	0.13450761	5.37880494	9.17630869	3.75602346
	B 10m T1	1.36045352	0.14690626	9.2606912		
	B 10m T1	1.89353796	0.14690626	12.8894299		
Île Saint-Quentin	A 10m T1	0.94962884	0.20625798	4.60408287	2.646179366	1.11418792
	B 10m T1	0.51719722	0.27339181	1.89178022		
	A 10m T1	0.47276146	0.20625798	2.29208807		
	A 10m T1	0.49867323	0.20625798	2.41771602		
	A 10m T1	0.41771978	0.20625798	2.02522965		

HgT (ng.g⁻¹) dans les invertébrés terrestres

Rivière	Sites	Transect	Famille	[HgT] ng.g ⁻¹
ASS	I	1	Nabidae	32.5
ASS	I	1	Cicadellidae	44.9
ASS	I	1	Carabidae	37.3
ASS	I	1	Phalangidae	99.7
ASS	I	1	Lycosidae	218.3
ASS	I	1	lumbricidae	840.9
ASS	I	1	Limacidae	79.4
ASS	I	2	Nabidae	112.3
ASS	I	2	Carabidae	48.4
ASS	I	2	Phalangidae	89.3
ASS	I	2	Lycosidae	124.2
ASS	I	2	Salticidae	134.9
ASS	I	2	lumbricidae	359.3
ASS	I	2	Limacidae	322.3
ASS	NI	1	Carabidae	46.5
ASS	NI	1	Phalangidae	149.1
ASS	NI	1	Lycosidae	169.1
ASS	NI	2	Nabidae	159.3
ASS	NI	2	Pentatomidae	10.7
ASS	NI	2	Cicadellidae	22.1
ASS	NI	2	Carabidae	34.7
ASS	NI	2	Phalangidae	100.9
ASS	NI	2	Lycosidae	195.4
ASS	NI	2	Salticidae	284.8
ASS	NI	2	lumbricidae	448.6

Rivière	Sites	Transect	Famille	[HgT] ng.g ⁻¹
CHA	I	1	Cicadellidae	7.1
CHA	I	1	Carabidae	127.0
CHA	I	1	Lycosidae	139.7
CHA	I	1	Salticidae	111.4
CHA	I	1	lumbricidae	182.9
CHA	I	2	Nabidae	35.7
CHA	I	2	Pentatomidae	6.8
CHA	I	2	Aphididae	12.9
CHA	I	2	Cercopidae	21.8
CHA	I	2	Cicadellidae	21.9
CHA	I	2	Membracidae	7.8

CHA	I	2	Carabidae	41.3
CHA	I	2	Coccinellidae	8.0
CHA	I	2	Lycosidae	158.7
CHA	I	2	Isopodes	74.6
CHA	I	2	Lumbricidae	664.8
CHA	I	2	Limacidae	149.0
CHA	NI	1	Nabidae	29.2
CHA	NI	1	Cercopidae	6.3
CHA	NI	1	Cicadellidae	8.6
CHA	NI	1	Membracidae	4.1
CHA	NI	1	Curculionidae	13.1
CHA	NI	1	Coccinellidae	12.0
CHA	NI	1	Lycosidae	49.5
CHA	NI	1	Salticidae	92.0
CHA	NI	1	Thomisidae	38.0
CHA	NI	1	lumbricidae	274.0
CHA	NI	1	Hicidae	29.5
CHA	NI	2	Nabidae	35.7
CHA	NI	2	Aphididae	30.9
CHA	NI	2	Cercopidae	6.5
CHA	NI	2	Cicadellidae	9.4
CHA	NI	2	Membracidae	4.4
CHA	NI	2	Curculionidae	11.4
CHA	NI	2	Coccinellidae	8.1
CHA	NI	2	Salticidae	93.2
CHA	NI	2	Thomisidae	59.9
CHA	NI	2	Lumbricidae	92.0

Rivière	Sites	Transect	Famille	[HgT] ng.g ⁻¹
ETC	I	1	Alydidae	96.7
ETC	I	1	Nabidae	32.2
ETC	I	1	Aphididae	103.8
ETC	I	1	Cercopidae	7.1
ETC	I	1	Cicadellidae	15.2
ETC	I	1	Membracidae	29.8
ETC	I	1	Carabidae	46.2
ETC	I	1	Curculionidae	15.0
ETC	I	1	Tettigoniidae	3.2
ETC	I	1	Lycosidae	58.1
ETC	I	1	Salticidae	126.3
ETC	I	1	Isopodes	93.4
ETC	I	1	Diplopodes	310.6
ETC	I	1	Lumbricidae	33.9
ETC	I	1	Limacidae	98.1

ETC	I	1	Limacidae	94.1
ETC	I	1	Limacidae	86.5
ETC	I	2	Pentatomidae	15.4
ETC	I	2	Cercopidae	4.6
ETC	I	2	Cercopidae	10.0
ETC	I	2	Cercopidae	10.3
ETC	I	2	Cercopidae	8.0
ETC	I	2	Cicadellidae	12.2
ETC	I	2	Membracidae	4.4
ETC	I	2	Carabidae	115.1
ETC	I	2	Curculionidae	5.3
ETC	I	2	Acrididae	3.0
ETC	I	2	Lycosidae	100.0
ETC	I	2	Isopodes	81.9
ETC	I	2	Diplopodes	264.7
ETC	I	2	Lumbricidae	100.9
ETC	I	2	Limacidae	102.9
ETC	I	2	Escargot	18.7
ETC	NI	1	Alydidae	25.0
ETC	NI	1	Nabidae	15.7
ETC	NI	1	Pentatomidae	2.7
ETC	NI	1	Aphididae	28.8
ETC	NI	1	Cercopidae	6.7
ETC	NI	1	Cicadellidae	17.3
ETC	NI	1	Membracidae	11.7
ETC	NI	1	Carabidae	20.3
ETC	NI	1	Curculionidae	18.5
ETC	NI	1	Coccinellidae	6.3
ETC	NI	1	Acrididae	4.5
ETC	NI	1	Tettigoniidae	5.6
ETC	NI	1	Lycosidae	93.2
ETC	NI	1	Salticidae	113.9
ETC	NI	1	Thomisidae	26.1
ETC	NI	1	Isopodes	66.5
ETC	NI	1	Diplopodes	328.6
ETC	NI	1	Lumbricidae	150.2
ETC	NI	1	Limacidae	24.3
ETC	NI	2	Alydidae	13.5
ETC	NI	2	Nabidae	20.8
ETC	NI	2	Pentatomidae	6.3
ETC	NI	2	Aphididae	35.0
ETC	NI	2	Cercopidae	6.0
ETC	NI	2	Cercopidae	5.6
ETC	NI	2	Cercopidae	4.0
ETC	NI	2	Cicadellidae	3.9

ETC	NI	2	Membracidae	3.4
ETC	NI	2	Curculionidae	13.1
ETC	NI	2	Coccinellidae	8.1
ETC	NI	2	Acrididae	11.4
ETC	NI	2	Tettigoniidae	3.7
ETC	NI	2	Lycosidae	84.8
ETC	NI	2	Salticidae	76.9
ETC	NI	2	Thomisidae	34.2
ETC	NI	2	Isopodes	79.4
ETC	NI	2	Lumbricidae	218.5
ETC	NI	2	Limacidae	119.8
ETC	NI	2	Escargot	20.3
ETC	NI	2	Escargot	23.2
ETC	NI	2	Escargot	24.3

Rivière	Sites	Transect	Famille	[HgT] ng.g ⁻¹
FRA	I	1	Nabidae	39.1
FRA	I	1	Cercopidae	6.6
FRA	I	1	Cicadellidae	9.7
FRA	I	1	Carabidae	36.2
FRA	I	1	Lycosidae	91.8
FRA	I	2	Nabidae	99.1
FRA	I	2	Pentatomidae	14.0
FRA	I	2	Cercopidae	5.0
FRA	I	2	Cercopidae	8.2
FRA	I	2	Cercopidae	10.6
FRA	I	2	Cercopidae	8.2
FRA	I	2	Cicadellidae	7.6
FRA	I	2	Carabidae	50.2
FRA	I	2	Curculionidae	18.5
FRA	I	2	Phalangidae	48.0
FRA	I	2	Limacidae	36.4
FRA	NI	1	Nabidae	33.7
FRA	NI	1	Pentatomidae	4.4
FRA	NI	1	Aphididae	9.1
FRA	NI	1	Cercopidae	14.2
FRA	NI	1	Cicadellidae	10.8
FRA	NI	1	Carabidae	34.5
FRA	NI	1	Curculionidae	17.7
FRA	NI	1	Coccinellidae	9.4
FRA	NI	1	Phalangidae	46.7
FRA	NI	1	Lycosidae	100.2
FRA	NI	1	Salticidae	115.5
FRA	NI	1	Isopodes	104.2

FRA	NI	1	Limacidae	62.6
FRA	NI	2	Nabidae	21.4
FRA	NI	2	Pentatomidae	13.0
FRA	NI	2	Aphididae	22.1
FRA	NI	2	Cercopidae	8.7
FRA	NI	2	Cicadellidae	4.0
FRA	NI	2	Membracidae	7.2
FRA	NI	2	Coccinellidae	8.3
FRA	NI	2	Phalangiidae	33.4
FRA	NI	2	Lycosidae	66.0
FRA	NI	2	Salticidae	73.2
FRA	NI	2	Thomisidae	29.5
FRA	NI	2	Isopodes	131.8
FRA	NI	2	Lumbricidae	136.2
FRA	NI	2	Limacidae	58.2

Rivière	Sites	Transect	Famille	[HgT] ng.g ⁻¹
LOU	I	1	Alydidae	31.4
LOU	I	1	Nabidae	24.1
LOU	I	1	Pentatomidae	12.5
LOU	I	1	Reduviidae	48.8
LOU	I	1	Aphididae	106.7
LOU	I	1	Cercopidae	7.1
LOU	I	1	Cicadellidae	7.5
LOU	I	1	Membracidae	21.1
LOU	I	1	Curculionidae	15.6
LOU	I	1	Coccinellidae	19.3
LOU	I	1	Acrididae	1.9
LOU	I	1	Tettigoniidae	5.0
LOU	I	1	Lycosidae	168.5
LOU	I	1	Salticidae	79.4
LOU	I	1	Thomisidae	45.1
LOU	I	1	Lumbricidae	28.6
LOU	I	1	Limacidae	320.2
LOU	I	2	Alydidae	7.2
LOU	I	2	Pentatomidae	8.7
LOU	I	2	Reduviidae	19.3
LOU	I	2	Aphididae	26.5
LOU	I	2	Cercopidae	2.1
LOU	I	2	Cicadellidae	6.6
LOU	I	2	Membracidae	9.3
LOU	I	2	Curculionidae	26.5
LOU	I	2	Coccinellidae	4.4
LOU	I	2	Acrididae	2.7

LOU	I	2	Tettigoniidae	3.8
LOU	I	2	Phalangiidae	77.9
LOU	I	2	Lycosidae	104.2
LOU	I	2	Salticidae	68.1
LOU	I	2	Thomisidae	35.5
LOU	I	2	Lumbricidae	193.2
LOU	I	2	Limacidae	102.3
LOU	NI	1	Alydidae	15.8
LOU	NI	1	Nabidae	4.3
LOU	NI	1	Pentatomidae	31.2
LOU	NI	1	Reduviidae	11.3
LOU	NI	1	Aphididae	102.5
LOU	NI	1	Cercopidae	6.8
LOU	NI	1	Cercopidae	6.1
LOU	NI	1	Cercopidae	7.3
LOU	NI	1	Cicadellidae	3.8
LOU	NI	1	Membracidae	19.0
LOU	NI	1	Curculionidae	10.1
LOU	NI	1	Coccinellidae	4.2
LOU	NI	1	Acrididae	3.8
LOU	NI	1	Tettigoniidae	5.5
LOU	NI	1	Lycosidae	85.5
LOU	NI	1	Salticidae	73.1
LOU	NI	1	Thomisidae	69.5
LOU	NI	1	Lumbricidae	68.7
LOU	NI	1	Limacidae	559.6
LOU	NI	2	Alydidae	13.4
LOU	NI	2	Nabidae	7.6
LOU	NI	2	Pentatomidae	6.1
LOU	NI	2	Reduviidae	13.3
LOU	NI	2	Cercopidae	2.4
LOU	NI	2	Cicadellidae	2.7
LOU	NI	2	Membracidae	2.4
LOU	NI	2	Curculionidae	10.9
LOU	NI	2	Coccinellidae	3.8
LOU	NI	2	Acrididae	4.5
LOU	NI	2	Phalangiidae	32.9
LOU	NI	2	Lycosidae	53.0
LOU	NI	2	Salticidae	48.1
LOU	NI	2	Thomisidae	27.2
LOU	NI	2	Lumbricidae	476.0

Rivière	Sites	Transect	Famille	[HgT] ng.g ⁻¹
MAU	I	1	Pentatomidae	21.3

MAU	I	1	Cicadellidae	25.0
MAU	I	1	Phalangidae	739.8
MAU	I	1	Lumbricidae	657.7
MAU	I	2	Pentatomidae	20.9
MAU	I	2	Cicadellidae	50.3
MAU	I	2	Lumbricidae	793.3
MAU	NI	1	Pentatomidae	12.2
MAU	NI	1	Cicadellidae	45.4
MAU	NI	1	Phalangidae	97.9
MAU	NI	1	Lumbricidae	0.5
MAU	NI	2	Pentatomidae	4.2
MAU	NI	2	Cicadellidae	14.7
MAU	NI	2	Phalangidae	50.9
MAU	NI	2	Lumbricidae	75.4

I : milieu inondé

NI : milieu non inondé

MeHg (ng.g⁻¹) dans les invertébrés terrestres

Organismes	Sites	MeHg (ng.g ⁻¹)
Blarina (foie)	Inondé	499.2112235*
Blarina (muscles)	Inondé	371.8893369*
Carabidae	Inondé	424.8157731*
Cicadellidae	Inondé	24.36876864
Cicadellidae	Inondé	26.25553213
Gryllacrididae	Inondé	81.62814516*
Lumbricidae	Inondé	261.1891191
Lumbricidae	Inondé	296.6495204
Lumbricidae	Inondé	315.2951604
Lumbricidae	Inondé	252.7027051
Lumbricidae	Inondé	300.0026509
Lumbricidae	Inondé	290.8060165
Lumbricidae	Inondé	152.8562421
Pentatomidae	Inondé	30.15808193
Pentatomidae	Inondé	40.35924766
Phalangiidae	Inondé	593.835109*
Tetragnatidae	Inondé	151.6443456*
Blarina	Non inondé	92.13421619*
Blarina (foie)	Non inondé	125.909449*
Blarina (foie)	Non inondé	495.9618093*
Blarina (muscles)	Non inondé	221.0204365*
Blarina (muscles)	Non inondé	108.1761589*
Carabidae	Non inondé	58.6931704*
Curculionidae	Non inondé	18.59679487*
Gryllacrididae	Non inondé	21.7031991*
Lumbricidae	Non inondé	19.92678067
Phalangiidae	Non inondé	36.78344687
Tetragnatidae	Non inondé	307.2045353*

* : échantillonnage réalisé par Gregory Bulté en été 2003.

Annexe 5. Relation entre le pourcentage de matière organique (% de MO) et la concentration en Hg total HgT (exprimée en ng.g^{-1}) dans les sols prélevés à tous les points d'échantillonnage dans les deux transects pour chacune des six stations sélectionnées dans cette présente étude.

Légende : ● Sites inondés; ○ Sites non inondés.

