

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE DE MAÎTRISE

PRÉSENTÉ À

L'INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

INRS-Eau

par

Claude Leblanc

Circulation du mercure entre les sédiments,
l'eau et les macrophytes enracinés.

Juin 1988

REMERCIEMENTS

Au Dr. Pierre Couture, pour sa supervision éclairée et la richesse de sa pensée;

Au Dr. Peter Campbell, pour son précieux enseignement scientifique;

Au Dr. Raynald Côté de l'UQAC, pour la critique du présent texte;

À Bertrand Dubreuil, Bernard Veilleux, Carole Guay, Michèle Bordeleau et Nicole Drouin, pour les analyses de laboratoire;

À Roger Beauchemin, Pierre Leblanc, Benoit Hamel et Marcel Gaucher, pour le travail de terrain;

À Lise Raymond, pour la dactylographie;

À André Parent, pour le graphisme;

À Marie-Paule, Benoit et Orange, pour leur encouragement constant.

TABLE DES MATIÈRES

	<u>Page</u>
REMERCIEMENTS	i
TABLE DES MATIÈRES	ii
LISTE DES TABLEAUX	vi
LISTE DES FIGURES	xi
LISTE DES ANNEXES	xiii
LISTE DES ABBRÉVIATIONS	xv
RÉSUMÉ	xvi
INTRODUCTION	xx
1. PROBLÉMATIQUE	1
1.1 Transport et destin du mercure dans un système fluvial	1
1.2 Une composante biotique intégratrice de la qualité du milieu: les macrophytes	6
1.3 L'eau interstitielle: un compartiment important dans la circulation du mercure des sédiments vers les plantes	8
2. PRÉSENTATION DU MILIEU ÉTUDIÉ	13
2.1 Situation géographique et géologie régionale	13
2.2 Caractéristiques hydrologiques et climatiques du bassin versant	13
2.3 Activités anthropiques	15

	<u>Page</u>
2.4	Qualité physico-chimique générale de l'eau et du biota dans la rivière Saint-Maurice 19
3.	MÉTHODOLOGIE D'ÉCHANTILLONNAGE ET D'ANALYSE 21
3.1	Calendrier et buts des campagnes d'échantillonnage 21
3.2	Choix des espèces étudiées 24
3.3	Choix des stations 34
3.4	Méthodes d'échantillonnage et de conservation 37
3.4.1	Campagne d'été 1984 37
3.4.2	Campagne d'automne 1984 39
3.4.3	Campagne d'été 1985 44
3.4.4	Comparaisons des méthodes 50
3.5	Méthodes d'extraction et d'analyse 52
3.5.1	Campagne d'été 1984 52
3.5.2	Campagne d'automne 1984 53
3.5.3	Campagne d'été 1985 53
3.6	Contrôle de la qualité 57
4.	RÉSULTATS 59
4.1	Campagne d'été 1984 59
4.1.1	Qualité physico-chimique des sédiments 59
4.1.2	Vérification des critères de sélection des stations en fonction de la nature et de la qualité physico-chimique des sédiments ... 69

	<u>Page</u>
4.1.3 Composition chimique de <u>Potamogeton epihydrus</u>	70
4.1.4 Relation entre les concentrations en mercure dans les sédiments et les plantes	75
4.2 Campagne d'automne 1984	76
4.2.1 Eau interstitielle et de surface	76
4.3 Campagne d'été 1985	82
4.3.1 Sédiments	82
4.3.2 Eau interstitielle et de surface	86
4.3.3 Plantes	97
5. TRAITEMENT DES RÉSULTATS ET DISCUSSION	105
5.1 Schéma initial de prise en charge du mercure par les plantes ...	105
5.2 Distribution du mercure dans les plantes	115
5.3 Influence de la qualité du milieu sur les concentrations en mercure dans les sédiments, l'eau interstitielle et de surface ...	119
5.3.1 Sédiments-analyse de la qualité physico-chimique	119
5.3.2 Sédiments-variabilité temporelle	129
5.3.3 Eau interstitielle et de surface	131
5.4 Influence de la qualité du milieu sur la prise en charge du mercure par les plantes aquatiques	141
5.4.1 Influence de la chimie des eaux de surface	141
5.4.2 Influence de la chimie des eaux interstitielles	144
5.5 Mobilité du mercure à l'intérieur des plantes	149

	<u>Page</u>
5.6 Schéma global de prise en charge du mercure par <u>P. epihydrus</u> et <u>Sparganium</u> sp.	152
CONCLUSION	158
ANNEXE	161
BIBLIOGRAPHIE	191

LISTE DES TABLEAUX

	<u>Page</u>
Tableau 1: Composés, facteurs ou processus impliqués dans la mise en circulation du mercure	3
Tableau 2: Influence des plantes aquatiques sur leur micro-environnement	10
Tableau 3: Charges journalières théoriques en DBO ₅ et en différents métaux pour les principales municipalités situées en amont du secteur étudié (kg/jour)	17
Tableau 4: Calendrier des visites et des échantillonnages pour l'ensemble de l'étude	25
Tableau 5: Données abiotiques telles qu'observées et analysées à partir des échantillons récoltés le 24 août 1984 et les 13 et 14 août 1985 aux stations 4, 6 et 19	38
Tableau 6: Méthodes de préservation et délais d'analyse pour les sédiments, les plantes et l'eau interstitielle lors des campagnes d'été et d'automne 1984	43
Tableau 7: Combinaisons des échantillons d'eau en fonction des états d'oxydation observés qualitativement	47
Tableau 8: Préservatifs, méthodes d'entreposage et délais d'analyse pour les échantillons d'eau, de sédiments et de plantes récoltés à l'été 1985	48

Tableau 9: Méthodes de préparation des plantes lors d'études d'accumulation du mercure effectuées par différents auteurs	51
Tableau 10: Types d'appareils, limites de détection et précision des mesures pour les analyses de l'eau récoltée en 1985	54
Tableau 11: Appareils utilisés, limites de détection et précision des mesures pour les analyses de sédiments récoltés en 1985 .	56
Tableau 12: Granulométrie des sédiments récoltés à l'été 1984	60
Tableau 13: Synthèse des résultats d'analyse granulométrique, de % de perte au feu, de % de carbone organique, de minéraux, de mercure et des autres métaux traces dans les sédiments récoltés à l'été 1984	64
Tableau 14: Résultats des analyses de variance à facteur unique (test de Kruskal-Wallis) effectuées à partir des résultats de l'ensemble des stations	66
Tableau 15: Résultats des analyses de variance à facteur unique (test de Kruskal-Wallis) effectuées à partir des résultats des stations 4, 6 et 19	67
Tableau 16: Composition chimique de <u>P. epihydrus</u> var. <u>ramosus</u> (Peck) House récolté à l'été 1984	71

	<u>Page</u>
Tableau 17: Composition chimique de <u>P. epihydrus</u> var. <u>Nuttallii</u> (C et S) Fern. tel qu'analysé par Adams <u>et al.</u> (1973) ...	72
Tableau 18: Concentrations en mercure dans les sédiments de surface et dans les parties vertes submergées et les rhizomes chez <u>P. epihydrus</u> , récolté en 1984	74
Tableau 19: Relations observées entre les concentrations en mercure dans les plantes et dans les sédiments - revue de littérature	77
Tableau 20: Qualité physico-chimique de l'eau interstitielle et de surface récoltée à l'automne 1984 (station 4)	79
Tableau 21: Résultats des analyses physico-chimiques effectuées sur les sédiments récoltés à l'été 1985	83
Tableau 22: Résultats des tests de Mann-Whitney entre chaque sous- station pour les paramètres analysés dans les sédiments récoltés à l'été 1985	85
Tableau 23: Comparaison de la qualité physico-chimique des sédiments récoltés en 1984 et en 1985	87
Tableau 24: Concentrations en mercure dans l'eau interstitielle, analysées par différents auteurs	95
Tableau 25: Profondeur de la zone anoxique et paramètres considérés dans sa délimitation, dans les sédiments récoltés en 1985	98

	<u>Page</u>
Tableau 26: Concentrations en mercure analysées chez <u>P. epihydrus</u> récolté à l'été 1985	100
Tableau 27: Concentrations en mercure analysées chez <u>Sparganium</u> sp. récolté à l'été 1985	102
Tableau 28: Concentrations en mercure analysées chez différentes espèces de <u>Potamogeton</u> et de <u>Sparganium</u> par différents auteurs	104
Tableau 29: Facteurs de concentration pour l'assimilation du mercure par <u>P. epihydrus</u> et <u>Sparganium</u> sp. à partir de l'eau et des sédiments	111
Tableau 30: Concentrations en mercure analysées chez <u>P. epihydrus</u> et <u>Sparganium</u> sp. ainsi que dans leur milieu environnant ...	116
Tableau 31: Concentrations en mercure analysées dans les parties souterraines de <u>P. epihydrus</u> et <u>Sparganium</u> sp. et dans la zone oxique ou anoxique des sédiments	118
Tableau 32: Coefficients de corrélation significatifs calculés avec les différents paramètres dans les sédiments, à partir des données non transformées et transformées (\log_{10})	121
Tableau 33: Relations entre les concentrations en mercure dans les sédiments et la qualité physico-chimique du substrat - revue de littérature	122

	<u>Page</u>
Tableau 34: Corrélations significatives retenues entre les différents paramètres dans les sédiments	127
Tableau 35: Résultats d'analyse de l'eau de surface, de l'eau interstitielle oxygène et de l'eau interstitielle anoxique	132
Tableau 36: Résultats obtenus sur la spéciation du Hg dans l'eau interstitielle et de surface par le modèle MINTEQ	135
Tableau 37: Comparaison des rapports [Hg]/[Cl] et [Hg]/[Corg. d.] dans l'eau de surface avec les concentrations en Hg analysées dans les tiges et les feuilles chez <u>P. epihydrus</u> et <u>Sparganium</u> sp.	142
Tableau 38: Comparaison des rapports [Hg]/[Corg.d.], [Hg]/[Fe] et [Hg]/[S ²⁻] dans l'eau interstitielle anoxique avec les concentrations en Hg analysées dans les parties souterraines chez <u>P. epihydrus</u> et <u>Sparganium</u> sp.	146

LISTE DES FIGURES

	<u>Page</u>
Figure 1: Localisation du secteur étudié et des stations d'échantillonnage	14
Figure 2: Morphologie des tiges et des feuilles chez <u>P. epihydrus</u>	27
Figure 3: Arrangement des rhizomes chez <u>P. epihydrus</u>	29
Figure 4: Types d'arrangement des rhizomes chez <u>P. lucens</u> en croissance	30
Figure 5: Variation du pH, du fer et des sulfates dans l'eau interstitielle et de surface récoltée à l'automne 1984 (station 4)	81
Figure 6a: Graphiques des résultats d'analyse de l'eau interstitielle et de surface en fonction de la profondeur (pH et SO ₄)	89
Figure 6b: Graphiques des résultats d'analyse de l'eau interstitielle et de surface en fonction de la profondeur (Cl et Corg.d.).	90
Figure 6c: Graphiques des résultats d'analyse de l'eau interstitielle et de surface en fonction de la profondeur (Ca et Mg)	91
Figure 6d: Graphiques des résultats d'analyse de l'eau interstitielle et de surface en fonction de la profondeur (Fe et S ²⁻)	92
Figure 6e: Graphiques des résultats d'analyse de l'eau interstitielle et de surface en fonction de la profondeur (Hg)	93
Figure 7: Schéma simplifié de la prise en charge du mercure par <u>P. epihydrus</u>	108

	<u>Page</u>
Figure 8: Schéma simplifié de la prise en charge du mercure par <u>Sparganium</u> sp.	109
Figure 9: Sédiments oxiques, mercure en fonction de la granulométrie, données transformées (\log_{10})	123
Figure 10a: Sédiments anoxiques, mercure en fonction de la granulométrie, données non-transformées	124
Figure 10b: Sédiments anoxiques, mercure en fonction de la granulométrie, données transformées (\log_{10})	124
Figure 11a: Sédiments totaux, mercure en fonction de la granulométrie, données non-transformées	126
Figure 11b: Sédiments totaux, mercure en fonction de la granulométrie, données transformées (\log_{10})	126
Figure 12: Schéma global de la prise en charge du mercure par <u>P. epihydrus</u>	154
Figure 13: Schéma global de la prise en charge du mercure par <u>Sparganium</u> sp.	155

LISTE DES ANNEXES

	<u>Page</u>
Annexe 1: Concentrations en métaux traces chez différentes espèces de <u>Potamogeton</u>	162
Annexe 2: Qualité de l'eau au pont-route 157, à Shawinigan (1985)	165
Annexe 3: Critères de qualité pour les métaux dans le milieu aquatique	167
Annexe 4: Notes et observations effectuées lors de la première visite de terrain à l'été 1984	169
Annexe 5: Mesures et observations effectuées lors de la troisième visite de terrain à l'été 1984	171
Annexe 6: Observations, lectures de potentiel redox et combinaisons correspondantes effectuées sur les tranches de sédiment récolté en 1985	173
Annexe 7: Modes de calcul des limites de détection et de précision des mesures	175
Annexe 8: Protocole de digestion des échantillons d'eau pour le dosage du mercure sur de petits volumes	177
Annexe 9: Protocole de digestion des sédiments pour l'analyse du fer et du manganèse	179
Annexe 10: Protocole de digestion des sédiments et des plantes pour l'analyse du mercure	181
Annexe 11: Teneurs en carbone organique, minéraux, mercure et autres métaux traces analysés dans les sédiments récoltés au cours de l'été 1984	183

	<u>Page</u>
Annexe 12: Qualité de l'eau interstitielle récoltée à l'été 1985	187
Annexe 13: Concentrations analysées dans les sédiments oxiques et anoxiques et lorsque toute la colonne de sédiment est considérée	190

LISTE DES ABRÉVIATIONS UTILISÉES DANS LES TABLEAUX

abs.	absorbé
bourg.	bourgeon
DCO	demande chimique en oxygène
e.i.	eau interstitielle
e.i.anox.	eau interstitielle anoxique
e.i.ox.	eau interstitielle oxique
e.s.	eau de surface
f.	feuille
pl. ent.	plante entière
r.	rhizome pour <u>P. epihydrus</u> racine pour <u>Sparganium</u> sp.
s.	sédiment
s.anox.	sédiment anoxique
s.ox.	sédiment oxique
μ	moyenne
σ	écart-type

RÉSUMÉ

Lors d'évaluations d'état de la contamination de l'environnement, les plantes et les sédiments sont souvent utilisés comme indicateurs. Cependant, la qualité de ces deux types d'échantillons est souvent évaluée séparément. La présente étude propose une approche qui permet l'élaboration d'un schéma global du transport du mercure entre les sédiments, l'eau et les macrophytes enracinés. L'approche utilisée est systémique et se base essentiellement sur l'étude de la qualité du milieu et des relations entre les trois compartiments.

Les échantillons ont été récoltés sur la rivière Saint-Maurice, en face de la municipalité de Shawinigan. Les industries chimiques, les usines de pâtes et papiers et les eaux usées municipales sont les principales sources de contamination sur cette rivière. Les campagnes d'échantillonnage se sont déroulées en trois étapes au cours desquelles les opérations suivantes furent réalisées: i) choix des stations et des espèces et pré-échantillonnage (été 1984), ii) essai des dialyseurs en milieu lotique (automne 1984), iii) échantillonnage final des eaux, des sédiments et des plantes (été 1985). Les espèces étudiées sont Potamogeton epihydrus et Sparganium sp.

L'échantillonnage d'été 1984 a révélé que les sédiments de la rivière sont principalement constitués de sable fin et grossier, et contiennent des débris et des fibres de bois qui enrichissent les sédiments en matériel organique. Les concentrations en mercure dans les sédiments et les plantes sont

supérieures aux limites de détection et sont différentes d'une station à l'autre. L'analyse des différentes parties de plantes chez P. epihydrus montre que les rhizomes sont partout plus contaminés que les parties vertes et qu'il y a une relation positive entre les concentrations en mercure dans les sédiments, les rhizomes et les parties vertes.

Les analyses d'eau de surface et interstitielle récoltée à l'automne 1984 ont démontré des concentrations en mercure supérieures à la limite de détection. Ces concentrations étaient toutefois très variables en fonction de la profondeur.

Ce sont principalement les données récoltées à partir de l'échantillonnage d'été 1985 qui ont servi pour l'élaboration du schéma de circulation du mercure. Le schéma initial proposé est basé sur l'hypothèse que le mercure analysé dans les parties souterraines provient des sédiments et que celui analysé dans les tiges et les feuilles provient de l'eau de surface. L'influence de la qualité physico-chimique du milieu sur la prise en charge du mercure par la plante de même que les phénomènes possibles de translocation du mercure ont ensuite été pris en considération.

Il ressort de l'étude que:

- i) les plantes concentrent plus fortement le mercure là où les concentrations en mercure sont les plus élevées dans les sédiments et l'eau

interstitielle, et là où les sédiments sont de granulométrie plus grossière;

- ii) la proportionalité entre les concentrations en mercure dans les sédiments et les parties souterraines chez les deux espèces est meilleure dans la zone anoxique que dans la zone oxique;
- iii) il n'y a pas de relation entre les concentrations en mercure dans l'eau interstitielle et les parties souterraines;
- iv) les variabilités spatiale (1985) et temporelle (1984-1985) des concentrations en mercure dans les sédiments sont liées statistiquement aux concentrations en manganèse (variabilité temporelle uniquement) et en fer dans les sédiments;
- v) dans l'eau de surface, les concentrations en mercure dissous varient dans le même sens que le pH et les concentrations en chlorures; tandis que dans l'eau interstitielle, ce sont le carbone organique dissous, le fer et les sulfures qui varient dans le même sens que les concentrations en mercure.

Les schémas globaux de circulation du mercure ont été construits en tenant compte des principaux sites de prise en charge, des facteurs qui régissent la prise en charge du mercure par les différentes parties de plantes et des principales voies de migration du mercure à l'intérieur des plantes.

Selon ces schémas, une partie du mercure absorbé chez P. epihydrus à partir des sédiments anoxiques serait ensuite transportée vers les feuilles. L'absorption du mercure par les tiges à partir de l'eau de surface serait

fonction du pH et de la concentration en chlorures. Il y aurait peu ou pas du tout de translocation par la suite. Les feuilles absorberaient très peu de mercure à partir de l'eau de surface et la translocation acropète serait un processus qui expliquerait les concentrations analysées dans les feuilles.

Chez Sparganium sp., une partie du mercure absorbé par les racines à partir des sédiments anoxiques serait transporté vers les feuilles. Ce transport acropète serait fortement impliqué dans l'état de contamination des feuilles puisque celles-ci absorberaient très peu le mercure à partir de la colonne d'eau.

INTRODUCTION

La partie des sciences environnementales qui traite spécifiquement des phénomènes de distribution et de bioaccumulation des contaminants dans l'environnement est une discipline assez récente. Les utilisateurs du milieu, les gestionnaires de l'environnement et la conscience environnementale croissante de notre société ont amené les chercheurs à élaborer des méthodes d'évaluation d'impact de divers contaminants dans l'environnement. Ceci a permis le développement de bioessais maintenant standardisés dans plusieurs pays.

Les tests toxicologiques pratiqués sur les organismes aquatiques sont utiles pour évaluer les effets potentiels des substances chimiques (Quevat, 1981). Ils sont nécessaires dans le processus d'évaluation des dangers que représentent les substances toxiques pour l'environnement. Ils aident à prévoir l'influence conjuguée de différents éléments ou de mélanges d'effluents sur les organismes testés (Aubert, 1981). Par contre, ces tests donnent peu d'indication sur les conséquences des rejets au niveau des fonctions et des structures des communautés indigènes. De plus, comme l'ont rapporté Lavallée et al. (1984), l'évaluation de la toxicité relative peut être biaisée par les effets d'acclimatation ou d'adaptation des organismes testés qui sont maintenus dans les milieux de culture contrôlés. Lorsque les tests toxicologiques sont pratiqués in situ ou lorsqu'ils reconstituent les chaînes trophodynamiques du milieu, ces tests sont alors pratiqués dans une perspective écotoxicologique: les résultats obtenus ont une signification environnementale plus fiable que les tests toxicologiques.

The Preparatory Committee of the Scientific Committee on the Problems of the Environment (SCOPE) définit ainsi l'écotoxicologie (Butler, 1978): "Ecotoxicology is concerned with toxic effects of chemical and physical agents on living organisms, especially on populations and communities within defined ecosystems; it includes the transfer pathways of those agents and their interactions with the environment".

François Ramade, auteur du volume didactique "Écotoxicologie" publié en 1977, nous rappelle, en 1985 (communication personnelle, congrès de l'ABQ, 22-24 nov. 1985), la nécessité et l'intérêt des études écotoxicologiques dans la recherche d'une meilleure compréhension de la dynamique des processus environnementaux.

De telles études ne sont pas couramment utilisées par les gestionnaires du Québec pour l'évaluation des impacts reliés à une contamination. Une des principales difficultés reliées à la standardisation des tests écotoxicologiques réside dans le choix des paramètres utiles à la détection d'effets insidieux ou directs sur les communautés. Par exemple, Couture et al. (1987) ont conclu de leur étude portant sur les communautés phytoplanctoniques in situ que les rapports P/B (P/B: production / biomasse (μg carbone / μg chlorophylle a/heure)) et ATP/AMP (adénosine triphosphate / adénosine monophosphate) sont utiles pour identifier des changements métaboliques alors que les résultats obtenus à partir des paramètres structuraux de la communauté (diminution de la biomasse, modification de la structure de la communauté) ne peuvent être concluants étant donné la trop

courte durée de l'expérience par rapport au temps requis pour l'observation de ces paramètres.

Le ministère de l'Environnement du Québec, de par son mandat attribué au contrôle de la qualité des rejets municipaux et industriels, utilise cependant des bioessais en laboratoire. À l'aide d'un réseau de surveillance de la qualité des rivières, il suit parallèlement la qualité des milieux récepteurs de ces effluents. En particulier, la contamination mercurielle des eaux naturelles au Québec fait partie de ce réseau de surveillance. Ce Ministère a élaboré des critères de qualité pour le mercure dans l'eau, les sédiments et le biota, dont les plantes aquatiques. Ces critères, élaborés à partir d'une revue de littérature et des connaissances de la qualité du milieu acquises lors de programmes d'échantillonnage, ne tiennent pas nécessairement compte des interrelations entre les plantes aquatiques et les sédiments pour ce qui est du transfert du mercure entre ces deux compartiments.

Plusieurs auteurs ont tenté de découvrir les relations qui existent entre les concentrations en mercure dans les sédiments et les plantes aquatiques. Mais aucun n'a considéré en même temps le compartiment intermédiaire, celui qui permet le transport du mercure des sédiments vers les parties souterraines: l'eau interstitielle.

L'objectif du présent mémoire est donc de proposer une approche systémique "in situ" qui permettra d'élaborer un modèle conceptuel de circulation du mercure contenu dans les sédiments vers deux espèces de macrophytes enracinés (plantes vasculaires supérieures aquatiques). Cette

évaluation des modes de transfert du mercure sera essentiellement basée sur l'édification d'un modèle conceptuel de circulation du mercure entre les sédiments, l'eau interstitielle, l'eau de surface et les macrophytes. Cette méthode, élaborée dans une perspective écotoxicologique, permettra d'acquérir des données fiables sans qu'une connaissance de tous les processus chimiques et physiologiques impliqués n'ait été approfondie.

Chapitre 1

1. PROBLÉMATIQUE

1.1 Transport et destin du mercure dans un système fluvial

Il a souvent été démontré que le système fluvial favorise le transport du mercure sous forme particulaire ou colloïdale (Jackson et al., 1978; CNRC, 1980; Hildebrand et al., 1980; Jackson et al., 1982; Rust, 1982; Lu et al., 1983), le métal pouvant former des complexes avec la matière organique dissoute ou particulaire (Cline et al., 1973; Lindberg & Harriss, 1974; Andren & Harris, 1975; Jackson et al., 1978; Ramamoorthy & Rust, 1978; CNRC, 1980; Kerndorff & Schnitzer, 1980; Jackson et al., 1982; Lu et al., 1983). Il peut aussi être adsorbé ou copécipité avec les oxydes et/ou les hydroxydes de fer et de manganèse et les argiles (Lockwood et Chen, 1973; Reimers et Krenkel, 1974; Patrick et al., 1977; NRC, 1978) de même qu'avec les minéraux sulfurés, principalement le FeS (NRC, 1978). Les métaux échangeables et les métaux résiduels complètent la liste des formes de mercure particulaire ou colloïdal dans le milieu naturel.

En résumé, le mercure peut se retrouver sous les formes particulières ou colloïdales suivantes:

- i) adsorbé aux silicates, aux argiles et aux minéraux sulfurés par des liaisons ioniques ou électrostatiques;
- ii) copécipité avec les oxydes et/ou les hydroxydes de fer ou de manganèse;

- iii) complexé avec la matière organique dissoute ou particulaire;
- iv) fortement lié à la phase cristalline des particules (ex.: le cinabre).

Puisque le mercure est principalement transporté avec les particules en suspension dans un système fluvial, il devrait suivre le même destin que ces particules. L'adsorption constitue donc un mécanisme de concentration du mercure dans les zones de sédimentation où il se répartit entre la colonne d'eau, les sédiments et le biota (Buhl et McConville, 1984), les sédiments agissant comme principal réservoir (Rogers et al., 1981; Rust, 1982).

Il est maintenant admis par plusieurs auteurs que la répartition du mercure dans ces trois compartiments est gouvernée par des facteurs physiques, chimiques et biologiques. La répartition des formes de mercure est due à certains processus ou facteurs qui modulent la solubilité du métal dans l'eau adjacente aux particules en suspension ou aux sédiments. Le tableau 1 résume les processus directement ou indirectement impliqués dans la solubilisation du mercure en eau douce.

Ce tableau permet de bien visualiser la complexité des réactions chimiques et des processus biologiques qui contrôlent les équilibres thermodynamiques (impliquant le mercure) dans l'eau et les sédiments. Selon Patrick et al. (1977), il est difficile de prédire, par les modèles thermodynamiques, les équilibres de solubilité et la spéciation des métaux dans les sédiments et les eaux de surface étant donné la trop grande diversité qualitative et quantitative des réactions. Les phénomènes de méthylation,

Tableau 1: Composés, facteurs ou processus impliqués dans la mise en circulation du mercure.

Composés, facteurs, ou processus impliqués	Phénomènes observés	Auteurs
Méthylation	. Augmentation de la solubilité du Hg particulaire ou colloïdal	Lexmond <u>et al.</u> , 1976
Matière organique	. Augmentation de la méthylation du Hg dans les sédiments . Complexation du Hg	Lexmond <u>et al.</u> , 1976 Akagi <u>et al.</u> , 1979 Cline <u>et al.</u> , 1973 Reimers et Krenkel, 1974 Reimers <u>et al.</u> , 1974 Patrick <u>et al.</u> , 1977 Ramamoorthy & Rust, 1978 CNRC, 1980 Jackson <u>et al.</u> , 1982 Langston & Bryan, 1984 Ramamoorthy & Rust, 1978
	. Augmentation de la capacité des sédiments à adsorber le Hg	Ramamoorthy & Rust, 1978
Substances humiques	. Complexation du Hg et diminution de l'adsorption du Hg sur les solides en suspension . Méthylation du Hg par réaction chimique . Augmentation de la solubilité du Hg inorganique . Réduction (pot. réd.) des oxydes de fer et de manganèse	Cline <u>et al.</u> , 1973 CNRC, 1980 Kerndorf & Schnitzer, 1980 Jackson <u>et al.</u> , 1980 Rogers <u>et al.</u> , 1981 Lu <u>et al.</u> , 1983 Nagase <u>et al.</u> , 1984 Lu <u>et al.</u> , 1983 Morgan & Stumm, dans Reimers et Krenkel, 1974
Solides en suspension ou sédiments argileux	. Adsorption du Hg	Reimers et Krenkel, 1974 Reimers <u>et al.</u> , 1974 Patrick <u>et al.</u> , 1977 CNRC, 1980 Rogers <u>et al.</u> , 1981 Jackson <u>et al.</u> , 1982
Température	. Augmentation de la méthylation du Hg avec la température . Influence le taux d'adsorption-désorption du Hg inorganique sur les solides en suspension	Wright & Hamilton, 1982 Rogers <u>et al.</u> , 1981

Tableau 1: Composés, facteurs ou processus impliqués dans la mise en circulation du mercure (suite).

Composés, facteurs, ou processus impliqués	Phénomènes observés	Auteurs
pH	<ul style="list-style-type: none"> . Certains pH favorisent la méthylation biologique du Hg contenu dans les sédiments . Modifie l'adsorption du Hg sur les solides en suspensions . Modifie la spéciation du Hg dans le système eau-sédiment . Modifie la solubilité des complexes Hg-substances humiques . Modifie la solubilité du fer et du manganèse . Modifie la capacité d'adsorption des acides humiques pour le Hg 	<p>Baker <u>et al.</u>, 1983</p> <p>Lu <u>et al.</u>, 1983</p> <p>Gambrell <u>et al.</u>, 1976</p> <p>Reimers <u>et al.</u>, 1974</p> <p>Gambrell <u>et al.</u>, 1976</p> <p>Kerndorff & Schnitzer, 1980</p> <p>Jackson <u>et al.</u>, 1980</p>
Potentiel rédox	<ul style="list-style-type: none"> . Modifie l'état d'oxydation du Hg . Modifie l'affinité du Hg pour les oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse et les substances humiques 	<p>Gambrell <u>et al.</u>, 1976, 1980</p> <p>NRC, 1978</p> <p>Gambrell <u>et al.</u>, 1980</p>
Oxygène dissous	<ul style="list-style-type: none"> . Modifie la solubilité de Hg(0) et du Hg inorganique . Favorise la photosolubilisation et la photométhylation du HgS 	<p>Reimers <u>et al.</u>, 1974</p> <p>Akagi <u>et al.</u>, 1976</p>
Lumière (uv)	<ul style="list-style-type: none"> . Photoproduction de CH₃Hg⁺ à partir de HgS . Photodécomposition du HgS 	<p>Akagi <u>et al.</u>, 1976</p> <p>Akagi <u>et al.</u>, 1976</p>
Chlorure	<ul style="list-style-type: none"> . Augmentation de la solubilité du Hg par formation de complexes . Diminution de la force d'adsorption du Hg sur les sédiments 	<p>Jackson <u>et al.</u>, 1978</p> <p>Jackson <u>et al.</u>, 1982</p>
Oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse	<ul style="list-style-type: none"> . Adsorption ou coprécipitation du Hg inorganique 	<p>Lockwood & Chen, 1973</p> <p>Patrick <u>et al.</u>, 1977</p> <p>Kerndorff & Schnitzer, 1980</p> <p>Jackson <u>et al.</u>, 1982</p>

Tableau 1: Composés, facteurs ou processus impliqués dans la mise en circulation du mercure (suite).

Composés, facteurs, ou processus impliqués	Phénomènes observés	Auteurs
Sulfures, mercaptans et cyanures	. Complexation forte avec le Hg inorganique	Reimers <u>et al.</u> , 1974 Jackson <u>et al.</u> , 1982
	. Complexation forte avec CH ₃ Hg	Jackson <u>et al.</u> , 1982
Métaux et minéraux sulfurés	. Forte capacité d'adsorption avec Hg inorganique	NRC, 1978
[Hg]tot. dissous	. Influence la production de CH ₃ Hg ⁺	Wright et Hamilton, 1982 Jackson <u>et al.</u> , 1982
Cadmium, zinc, cuivre et mercure	. Fluctuation de l'activité et de la diversité des populations microbiennes responsables de la méthylation du Hg	Jackson, 1984

d'adsorption-désorption, de complexation et de dissolution-précipitation sont les principaux processus de contrôle de la solubilité du mercure. Et c'est la solubilité du mercure qui, à son tour, déterminera en grande partie sa biodisponibilité face aux organismes vivants.

1.2 Une composante biotique intégratrice de la qualité du milieu: les macrophytes

Les divers processus de mise en solution du mercure ont une répercussion directe sur les plantes aquatiques enracinées qui colonisent et enrichissent (en carbone organique et en métaux) les zones localisées de sédimentation. En effet, il est bien connu que les macrophytes peuvent agir comme réservoir et, par conséquent, comme source de métaux traces dans les zones de sédimentation (Buhl et McConville, 1984). Les travaux de Hutchinson et al. (1975), Cooley et Martin (1977), Boyd (1978), Dykyjova (1979), Mudroch (1980), Tessier et al. (1982), Buhl et McConville (1984), Miller et al. (1983) et Campbell et al. (1985) démontrent clairement la capacité des macrophytes enracinés à accumuler les métaux traces dans leurs tissus.

Plus particulièrement, la capacité d'accumulation des métaux par différentes espèces de Potamogeton a été étudiée par plusieurs auteurs (annexe 1). Il a été rapporté par Ottawa River Project Group (1979) et Buhl et McConville (1984) que les plantes aquatiques jouent un rôle important dans le transport du mercure dans la chaîne alimentaire, fournissant même une voie de transport direct vers la faune piscicole.

Le choix d'une espèce de macrophyte pour l'étude de la circulation du mercure des sédiments vers les plantes doit tenir compte de critères tels que ceux élaborés par Tessier et al. (1982) dans leurs travaux portant sur l'évaluation des impacts des rejets miniers sur les organismes biologiques. Ces critères sont les suivants:

- i) l'omniprésence et l'abondance;
- ii) une tolérance pour les métaux traces;
- iii) des caractéristiques anatomiques facilitant l'identification sur le terrain et la collecte des spécimens;
- iv) un facteur de concentration élevé, une grande capacité de bioaccumulation;
- v) un système de tige et de feuilles peu ramifié afin de minimiser le rapport surface/volume;
- vi) un système racinaire et vasculaire développé, ayant une capacité d'assimilation des solutés à partir des sédiments et pouvant les transporter vers les parties supérieures de la plante.

Puisque la présente étude traite également du mercure dans l'eau de surface, nous considérons que la possibilité pour la plante d'accumuler le métal par les feuilles et/ou les tiges est également un critère de sélection.

Il a été démontré par plusieurs auteurs que les potamots sont des plantes qui, en général, concentrent fortement les métaux dans leurs tissus (Cowgill, 1973, 1974; Ray et White, 1976; Sharpe et Denny, 1976; McIntosh et al., 1978; Welsh et Denny, 1980; Baudo et al., 1981; Gomme et Muntau, 1981; Wells et al., 1982). Plus spécifiquement, le mercure peut être accumulé par P.

praelongus et P. crispus (Cowgill, 1974), P. pectinatus (Abo-Rady, 1980) et par P. perfoliatus, P. natans et P. obtusifolius (Lodenius, 1980).

Donc, il est bien connu que l'accumulation du mercure par les macrophytes enracinés intègre les processus de mise en solution du mercure emmagasiné dans les divers réservoirs suite aux équilibres physico-chimiques et biologiques qui s'établissent entre les sédiments, l'eau interstitielle, l'eau de surface et les plantes.

1.3 L'eau interstitielle: un compartiment important dans la circulation du mercure des sédiments vers les plantes

Plusieurs études ont été menées dans le but d'établir des relations entre les teneurs en mercure dans les sédiments et/ou l'eau et les plantes aquatiques. Plusieurs d'entre elles ne permettent pas de conclure clairement à de telles corrélations tandis que d'autres semblent beaucoup plus concluantes. Il a été mentionné à la section 1.1 que la géochimie du mercure fait intervenir des réactions et des équilibres extrêmement complexes. Il apparaît dès lors évident que des mesures de concentration de mercure total seules dans les sédiments ne sont pas adéquates pour déterminer les quantités de mercure directement disponibles aux plantes, soit le mercure dissous sous forme principalement méthylée.

L'importance de la chimie des eaux interstitielles sur la mobilité et le destin du mercure dans les sédiments a été mise en évidence par Lindberg et

Harris (1974) et Katsaounis (1977). Baudo et al. (1981) montrent l'importance de l'eau interstitielle dans le transfert des métaux, des sédiments vers les macrophytes enracinés. Bricker et al. (1974) suggèrent également que la qualité des eaux interstitielles influence directement le transport par diffusion des métaux jusqu'à l'eau de surface.

Plusieurs auteurs ont élaboré des modèles de prédiction de la spéciation du mercure à partir de calculs thermodynamiques (NRC, 1978; Jenne et Luoma, 1977). Le pH, le potentiel rédox, le pCl, de même que la concentration et la nature d'autres ligands sont très importants pour la modélisation de la spéciation du mercure. Ces modèles sont toutefois inadéquats pour intégrer tous les facteurs physico-chimiques et biologiques impliqués (Patrick et al., 1977). Les modèles thermodynamiques ne sont pas élaborés en fonction des influences qu'exercent les espèces animales et végétales sur la physico-chimie de leur microenvironnement et ne tiennent pas compte de la cinétique de ces réactions. En effet, les plantes aquatiques, en plus de modifier physiquement leur microenvironnement, influencent grandement ses propriétés chimiques (tableau 2), ce qui aura des répercussions directes sur la biodisponibilité du mercure. Ainsi, les données thermodynamiques seules ne suffisent pas pour expliquer la circulation du mercure des compartiments abiotiques aux plantes ni pour quantifier les concentrations de mercure disponibles à la végétation aquatique.

Pour améliorer nos connaissances dans ce domaine, la présente étude se propose d'élaborer un modèle de circulation du mercure entre l'eau de surface, les sédiments, l'eau interstitielle et les plantes aquatiques. Ce

Tableau 2: Influence des plantes aquatiques sur leur micro-environnement.

Phénomènes observés	Espèces	Auteurs
1. Augmentation de $[O_2]$, augmentation du potentiel rédox, augmentation de la DCO dans l'eau interstielle par l'action des racines	<u>Myriophyllum</u> <u>verticillatum</u>	Carpenter <u>et al.</u> , 1983
2. Oxygène relâché par les racines		
- affecte la dégradation de la matière organique		Sand-Jensen <u>et al.</u> , 1982
- favorise les processus aérobies le jour dans la couche anoxique des sédiments avoisinant les racines		Sand-Jensen <u>et al.</u> , 1982
- affecte l'assimilation des nutriments par la plante		Sand-Jensen <u>et al.</u> , 1982
3. Modification du profil de pH, de potentiel rédox, de $[Fe]$ et de $[Mn]$ dans l'eau interstitielle	<u>Isoetes</u> <u>lacustris</u>	Tessenow et Baynes, 1978

modèle sera construit à partir des relations observées entre les teneurs en mercure dans les divers compartiments et les données de qualité physico-chimique des sédiments et de l'eau.

Chapitre 2

2. PRÉSENTATION DU MILIEU ÉTUDIÉ

2.1 Situation géographique et géologie régionale

La région choisie est située en Mauricie, à la limite du massif Laurentien et des Basses-Terres du Saint-Laurent. Le secteur étudié est localisé sur la rivière Saint-Maurice et est délimité par la centrale de Shawinigan au sud et les rapides des Hêtres au nord. Les stations d'échantillonnage font face à la municipalité de Shawinigan (72°45' Ouest et 46°32' Nord, figure 1).

La géologie régionale est caractérisée par une roche en place de la série Grenville principalement constituée de paragneiss Précambrien, de quartzites et de roches carbonatées. La roche-mère est recouverte d'une couche de till d'environ 5 m d'épais puis d'argile marine interlité de sable sur laquelle repose une mince couche de sable. Selon Landry et Mercier (1983), l'argile marine est en fait constituée d'un mélange d'argile, de silt et de sable fin.

2.2 Caractéristiques hydrologiques et climatiques du bassin versant

La rivière Saint-Maurice draine un bassin versant de 42 200 km² et est longue de plus de 395 km. La dénivellation de la rivière est 390 m avec une pente moyenne de 1,6 m/km (Environnement Québec, 1985).

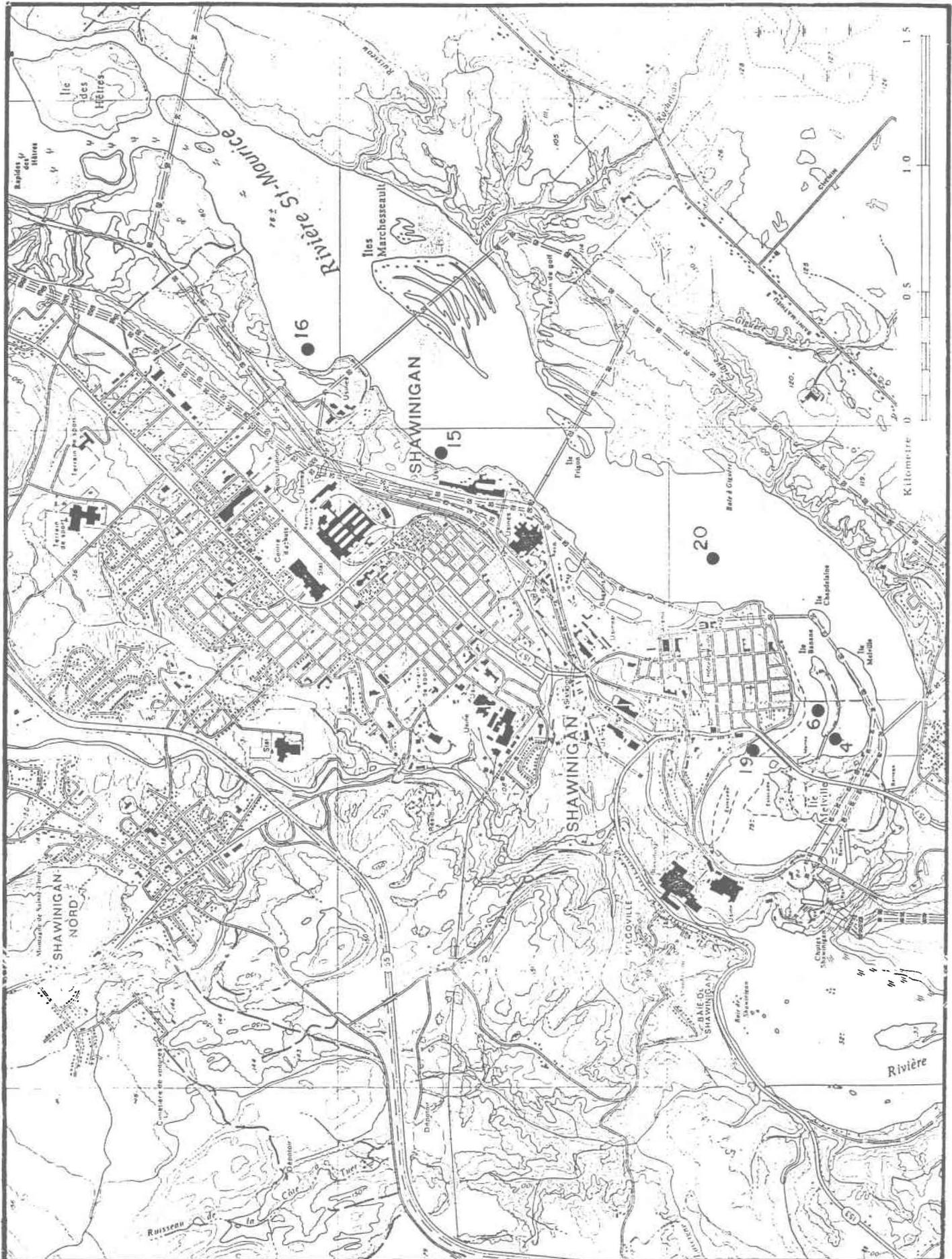


Figure 1: Localisation du secteur étudié et des stations d'échantillonnage. Ministère de source: l'énergie et des ressources du Québec - service de la cartographie.

Huit barrages installés directement sur la rivière Saint-Maurice et neuf autres ouvrages répartis sur les tributaires régularisent le débit. Parmi ces 17 ouvrages, 7 sont des centrales électriques (Hydro-Québec, 1978).

À la centrale de Shawinigan, le bassin versant couvre déjà une superficie de 42 622 km². Le débit annuel moyen de la rivière mesuré au barrage de Grand-Mère est de 702 m³/s. La moyenne des débits mensuels la plus basse est observée en septembre (545 m³/s) et la plus élevée en mai (1490 m³). Le minimum mensuel est aussi mesuré en septembre (110 m³/s) et le maximum mensuel en mai (5 193 m³/s). Ces données sont compilées par la Direction des études du milieu aquatique (ministère de l'Environnement du Québec) et proviennent de l'ensemble des données de 1919 à 1985.

Dans la région de Shawinigan, la précipitation moyenne annuelle est de 1 067 mm avec 788 mm de précipitation pluviale et de 279 mm de précipitation nivale. La température moyenne annuelle est de 4,53° C. La température minimum du mois le plus froid est de -17,3° C (janvier) et la température maximale du mois le plus chaud est de 24,9° C (juillet) (données compilées de 1951 à 1980 par la Direction de la météorologie, Menviq).

2.3 Activités anthropiques

Les terres cultivées représentent moins de 1% de la superficie du territoire. Le bassin versant est couvert à 85% de terrains forestiers et à 10% de lacs et de rivières (SPE, 1979, non publié). Les essences résineuses

composent la plus grande partie de la forêt. Selon SPE (1979, non publié), les principales utilisations de la rivière Saint-Maurice sont l'hydro-électricité, la disposition des eaux résiduaires urbaines et industrielles et le flottage du bois.

La population du bassin est d'environ 177 000 habitants, dont 90% sont concentrés à Trois-Rivières, Cap-de-la-Madeleine, Shawinigan, Grand-Mère et La Tuque. La municipalité de Shawinigan compte à elle seule 22 300 habitants (Affaires municipales, 1986). Toutes les municipalités rejettent leurs eaux usées sans traitement dans la rivière ou ses tributaires. Le tableau 3 donne un aperçu des charges journalières théoriques en DBO₅ et en divers métaux.

L'industrie représente une activité importante sur la rive ouest de la rivière. De Shawinigan à La Tuque, en amont du secteur étudié, on retrouve un grand nombre d'industries de divers secteurs. Les industries passées et actuelles les plus importantes sont, de la plus rapprochée (Shawinigan) à la plus éloignée (La Tuque):

1. B.F. Goodrich Canada Limitée . polyvinyle chloré (PVC), résines, composés organiques
2. Le Carbure Shawinigan Inc. . carbure de Ca, gaz acétylène, noir de fumée
3. Electro Minerals Canada . carbure de silicium
4. Société d'électrolyse et de chimie Alcan Limitée . première transformation des métaux
5. Shawinigan Chemical . chlore et soude caustique, acide sulfurique, cyanure de sodium

Tableau 3: Charges journalières théoriques en DBO₅ et en différents métaux pour les principales municipalités situées en amont du secteur étudié (kg/jour)¹.

Municipalité	Pop. ²	DBO ₅	Pb	Cd	Cu	Fe	Ni	Zn
			(x10 ⁻²)					
La Tuque	11 600	30 938	1,16	2,32	0,81	8,58	0,12	10,2
Saint-Georges	11 100	29 605	1,11	2,22	0,78	8,22	0,11	9,77
Grand-Mère	15 100	40 274	1,51	3,02	1,06	11,2	0,15	13,3
Shawinigan	22 300	59 477	2,23	4,46	1,56	16,5	0,22	19,6
Shawinigan-Sud	11 500	30 672	1,15	2,3	0,80	8,51	0,12	10,1

¹ Ces valeurs ont été calculées à partir des charges théoriques données en kg/jour/personne. Source: Pierre Lavallée. Évacuation des eaux usées en milieu urbain.

² Tiré de Affaires municipales, 1986.

6. Consolidated Bathurst Limitée . pâtes et papiers
7. Textile Weavers Limitée . textile
8. C.I.P. - usine La Tuque . pâtes et papiers, revêtement

Sur la rivière Saint-Maurice, les industries de pâtes et papier sont alimentées par le bois coupé principalement en Haute-Mauricie. Le transport du bois se fait par flottage. Le volume de bois flotté sur l'ensemble du bassin peut varier de 750 000 à 1 250 000 "cunits", selon les années (SPE, 1979, non publié). Plusieurs zones d'entreposage du bois sont donc nécessaires à la régularisation du transport du bois. L'une des plus importantes se trouve à Shawinigan, à moins de 1 km en amont des stations échantillonnées. Le bois y séjourne, en général, du 1er avril au 31 octobre. Le bois flotté n'est pas dépourvu de son écorce lors de la coupe. Dans un cours d'eau à débit rapide comme la rivière Saint-Maurice, le lessivage des composés extractibles de l'écorce des résineux est un phénomène très important. Seront alors lessivés des tannins et des lignines, des résines, des huiles essentielles, des matières grasses, des terpènes, des quinones, des hydrates de carbone, des glycosides, des alcaloïdes et des matières colorantes, tous solubles dans l'eau. De plus, la décomposition des écorces qui se détachent du bois pendant le transport produit des acides humiques légèrement solubles dans l'eau. Ces acides humiques influencent à leur tour la qualité de l'eau par leur capacité de complexer les métaux traces, et plus particulièrement le mercure (tableau 1). Les écorces et les fibres de bois influencent également la composition des sédiments dans les zones de sédimentation.

2.4 Qualité physico-chimique générale de l'eau et du biota dans la rivière Saint-Maurice

La qualité générale de l'eau de la rivière Saint-Maurice est mauvaise à la hauteur de Shawinigan (annexe 2). Les échantillons d'eau ont été récoltés à partir du centre de la section de la rivière, à mi-chemin entre la surface et le fond de l'eau, à une distance comprise entre 0 et 375 m en aval des stations de la présente étude. La baisse de la qualité de l'eau est attribuable aux rejets d'égouts municipaux, aux rejets industriels et au flottage du bois. Des paramètres généraux comme la demande chimique en oxygène (DCO), le sodium, le magnésium, la turbidité, les tannins et lignines, les coli-fécaux, les colitotaux et les streptocoques fécaux augmentent d'amont en aval de Shawinigan (SPE, 1979, non publié). C'est d'ailleurs à Shawinigan que ces paramètres subissent la hausse la plus importante sur la rivière (excluant Trois-Rivières qui est situé à l'embouchure de la rivière).

L'eau de la rivière Saint-Maurice est naturellement peu alcaline et très douce selon les critères de McNeeley et al. (1980). En effet, selon Bobée et al. (1977), la nature des roches en place explique bien cette caractéristique. Le bouclier canadien est composé en majeure partie de roches ignées. Les roches ignées sont cristallines, dures et imperméables. Ces qualités reliées à la roche lui confèrent une influence moins grande sur les eaux de surface que les roches sédimentaires. Les eaux s'écoulant sur ces roches seront donc peu minéralisées à cause de l'altération très lente de la roche. Les minéraux les plus solubles dans les roches ignées étant le sodium

et le potassium, l'eau sera donc très douce. La nature du couvert forestier et de la roche en place confère à l'eau du bassin un pH naturel légèrement acide (pH de 6,4 en amont de La Tuque; SPE, 1979, non publié). L'eau est assez colorée et la moyenne annuelle en tannins et lignines est de 1,6 mg/L. Les concentrations en tannins et lignines font que cette eau se situe à près de 90-centile par rapport à la qualité des eaux de l'ensemble des rivières du Québec (Goulet, communication personnelle). Sur l'ensemble de la province, la valeur médiane des données des tannins et lignines (1978 à 1980) était de 0,9 mg/L.

Les teneurs en cadmium, cuivre, cyanure, mercure, plomb et zinc étaient presque toujours en dessous des seuils de détection (Environnement Québec, 1985b). Les seuils de détection pour ces métaux sont de 2, 5, 3, 0,05, 15 et 10 µg/L respectivement. Cependant, les niveaux de contamination observés dans le biota indiquent que plusieurs métaux sont tout de même disponibles aux organismes aquatiques.

Une revue de littérature effectuée par Leblanc (1985, non publié) démontre que les sédiments de la rivière Saint-Maurice sont contaminés en chrome, cuivre, mercure, plomb et zinc, que les plantes aquatiques ont des teneurs en cadmium, mercure, cuivre et plomb supérieures aux critères de qualité, que certains poissons benthivores et piscivores sont contaminés en cadmium, mercure, zinc (poissons piscivores uniquement) et plomb (pour les critères utilisés, voir annexe 3). Ceci démontre clairement que ces métaux sont pris en charge par les organismes aquatiques, soit à partir de la colonne d'eau, des sédiments ou d'autres organismes contaminés (algues, benthos ou autres).

Chapitre 3

3. MÉTHODOLOGIE D'ÉCHANTILLONNAGE ET D'ANALYSE

3.1 Calendrier et buts des campagnes d'échantillonnage

Campagne d'été 1984

La première étape de la campagne d'été 1984 a consisté en l'observation des photos aériennes régionales pour délimiter l'aire d'étude et identifier les zones de sédimentation (photos no Q82306-150 et Q82306-151). Le tronçon de la rivière qui a été retenu mesure 7,25 km et est parsemé des îles des Hêtres, Frigon, Marchesseault, Melville et Banane. L'abondance de ces îles de même que certains secteurs très localisés dans les baies peu profondes favorisent la formation de zones d'eau calme propice à la sédimentation et à la croissance de plantes aquatiques. La figure 1 localise le secteur retenu.

Ce secteur de la rivière a reçu d'importantes quantités de mercure par le passé. Trois usines utilisant le mercure dans leurs procédés rejetaient directement leurs effluents dans la rivière. Ce sont l'usine de chlore et de soude caustique (1959-1969), l'usine d'aldéhyde (1927-1970) et l'usine de chlorure de vinyle (1927-1970) de la Shawinigan Chemical Ltd. Ces rejets ont cessé depuis 1970 mais une certaine contamination diffuse (Leblanc, 1985, non publié) semble encore être amenée à la rivière. En effet, le Ministère de l'environnement du Québec a inventorié 3 lieux d'élimination de déchets

toxiques (contenant entre autre du mercure) sur la rive ouest de la rivière, dans le secteur étudié (Environnement Québec, 1985a, non publié). Ces trois lieux peuvent être à l'origine d'une contamination diffuse en mercure dans la rivière.

Le but de la première visite de terrain était d'effectuer des observations sur le substrat et de localiser les colonies de plantes aquatiques (annexe 4). Des 19 stations visitées, seules les stations 4, 6, 15, 16 et 19 présentaient un intérêt relié à la nature du substrat ou à leur localisation. Les stations devaient être situées sur le même côté de la rivière, sur les abords des îles ou dans les zones de sédimentation. Ces 5 stations ont été retenues compte tenu de la présence de Potamogeton epihydrus. Les raisons du choix de cette espèce sont expliquées à la section 3.2.

Le but de la deuxième visite consistait en la récolte des plantes pour l'analyse du mercure. L'échantillonnage des plantes a été limité à 3 stations seulement. L'état de sénescence avancé des plantes à quelques stations et le bris mécanique des tissus ou l'arrachement des plants par l'action des billes de bois ont limité la récolte.

La quatrième étape de la campagne d'été 1984 a été l'échantillonnage des sédiments afin de connaître la granulométrie et la qualité physico-chimique des sédiments en fonction de la profondeur. Les mesures et observations effectuées lors de cette visite sont élaborées à l'annexe 5.

Le choix des stations d'échantillonnage a été fonction des observations effectuées lors des 3 étapes précédentes et des résultats de qualité des plantes et des sédiments. D'autres facteurs ont également été pris en considération; ils sont discutés à la section 3.3.

Campagne d'automne 1984

Cette campagne avait pour but de tester la possibilité d'utiliser les dialyseurs comme instrument d'échantillonnage de l'eau interstitielle en rivière et de vérifier la présence de mercure dans ce compartiment. Les caractéristiques des dialyseurs par rapport aux techniques conventionnelles d'extraction de l'eau interstitielle sont discutées à la section 3.4.2. Deux dialyseurs ont donc été installés le 26 octobre (stations 4 et 20), puis retirés le 15 novembre.

Campagne d'été 1985

Les résultats d'analyse servant à la présente étude proviennent des échantillonnages effectués lors de la campagne d'été 1985. Les plantes aquatiques, les sédiments, l'eau de surface et l'eau interstitielle ont été échantillonnés de façon simultanée dans la semaine du 13 août 1985.

Sparganium sp. a été ajouté dans l'étude pour des fins comparatives puisque cette espèce était présente aux mêmes stations que P. epihydrus. Ces comparaisons seront indicatrices seulement puisque ces deux espèces, bien que

croissant aux mêmes stations, forment des colonies bien distinctes et que les échantillons d'eau et de sédiments ont été récoltés à l'intérieur des colonies de P. epihydrus seulement. L'échantillonnage a encore été limité à trois stations à cause de l'absence de P. epihydrus aux stations 15 et 16. L'espèce était présente à ces stations en 1984, lors de la première visite de terrain. Le calendrier complet des visites et des échantillonnages est résumé dans le tableau 4.

3.2 Choix des espèces étudiées

Dans l'introduction, 6 critères pour la sélection des espèces de macrophytes ont été mentionnés pour réaliser ce type d'étude. Ils ont tous été considérés pour le choix de l'une des espèces de l'étude, l'autre espèce ayant été récoltée pour des fins comparatives uniquement.

Présence et abondance de l'espèce

La présence de P. epihydrus var. ramosus (Peck) House (Hellquist & Crow, 1980) a été identifiée à 11 stations sur 18 stations visitées (voir annexe 3). Malgré sa quasi omniprésence, son abondance n'était marquée qu'aux stations 4, 6 et 19, là où l'épaisseur de la couche organique était la plus importante soit de 2 à 8 cm d'épais environ. Aux stations 4 et 6, les plantes formaient des colonies serrées tandis qu'à la station 19, les plants étaient dispersés dans une colonie de Sparganium sp.

Tableau 4: Calendrier des visites et des échantillonnages pour l'ensemble de l'étude.

-
1. Photointerprétation du secteur
 2. 1ère visite de terrain (23 juillet 1984)
 - . visite de 19 stations et observation du substrat
 - . localisation et identification des herbiers aquatiques
 3. 2ième visite de terrain (13 août 1984)
 - . récolte de P. epihydrus à 3 stations
 4. 3ième visite de terrain (23 août 1984)
 - . échantillonnage des sédiments à 5 stations
 5. 4ième et 5ième visites (26 octobre et 15 novembre 1984)
 - . installation et retrait des dialyseurs
 6. 6ième visite de terrain (semaine du 13 août 1985)
 - . échantillonnage de l'eau interstitielle et de surface, des sédiments et des plantes.
-

P. epihydrus a été observée dans les rivières du Chêne, Outaouais, Maskinongé, Saint-Maurice, Shawinigan et Jacques-Cartier (Croteau et al., 1984a). La large répartition de l'espèce dans les cours d'eau québécois la rend intéressante pour la présente étude, les observations tirées de cette étude pouvant servir à une meilleure planification du réseau de surveillance de la contamination mercurielle au Québec. La présence simultanée de Sarganium sp. a permis la récolte de cette espèce pour des fins comparatives. En effet, il a souvent été rapporté que le taux d'assimilation des métaux traces est différent selon les espèces étudiées.

Caractéristiques anatomiques et morphologiques de P. epihydrus

Hellquist et Crow (1980) de même que Fassett (1980) ont assez bien décrit la morphologie des parties vertes de P. epihydrus. La figure 2 illustre la morphologie des tiges et des feuilles.

P. epihydrus var. ramosus (Peck) House se caractérise par:

- i) des feuilles submergées linéaires, à nervures parallèles, 1-8 mm de large, 5-7 nervures avec une portion réticulée évidente de chaque côté de la nervure centrale;
- ii) des stipules libres;
- iii) des feuilles flottantes longues de 2-7,5 cm et larges de 0,4-2,5 cm;
- iv) des fruits de 2,5-3,5 mm de long et de 2-3 mm de large.



a. plante entière (sans rhizome), b. portion de
feuille, c. pointe de la feuille submergée.

Figure 2: Morphologie des tiges et des feuilles chez P. epihydrus.

Aucune description écrite n'a été trouvée quant au système racinaire de l'espèce. Par contre, les observations effectuées sur le terrain suggèrent qu'il est très semblable à ceux de P. lucens L. et P. perfoliatus L. tel que décrit par Ozimek et al. (1976, 1979). La figure 3 schématise l'arrangement des rhizomes tel qu'observé sur le terrain. Tout comme les 2 espèces pré-citées, P. epihydrus est une plante vivace avec des rhizomes qui courent horizontalement sous la surface des sédiments (entre 2 et 5 cm de profond). Les parties souterraines sont très ramifiées et bien développées.

Le schéma de la figure 4, tiré de Ozimek et al. (1979), illustre les 3 façons dont les nouveaux rhizomes de P. lucens L. se développent. Pour cette espèce, les nouveaux rhizomes se développent plus fréquemment à partir du premier ou du deuxième noeud sur la tige (dessins a et b). À partir des observations effectuées sur le terrain, il semble que pour P. epihydrus, les nouveaux rhizomes se développent plutôt à partir du même noeud que les vieux rhizomes tel qu'illustré par le dessin C de la figure 4. Les jeunes rhizomes peuvent se développer à partir de plusieurs noeuds situés sur le même vieux rhizomes, multipliant ainsi les ramifications.

Ozimek et al. (1976, 1979) ont expérimentalement démontré que pour P. lucens et P. perfoliatus, la dégénérescence des vieux rhizomes au cours de l'été est totalement compensée par la croissance de nouveaux rhizomes. Au cours de la période qui couvre le début de leur expérience et la période de fructification, la dégénérescence des vieux rhizomes est plus importante que la croissance des jeunes rhizomes. Ce phénomène est naturellement accompagné du



Figure 3: Arrangement des rhizomes chez P. epihydrus.

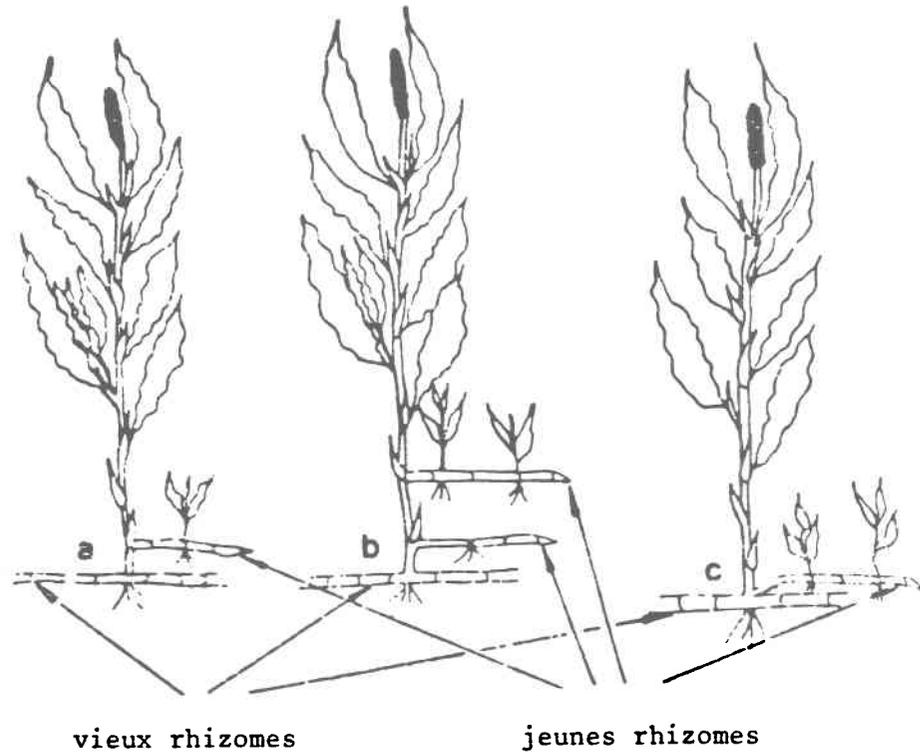


Figure 4: Types d'arrangement des rhizomes chez *P. lucens* en croissance.
Tiré de Ozimek et al., 1979.

développement des tiges et des feuilles. Par contre, après la fructification, la croissance des parties vertes est considérablement inhibée et celle des nouveaux rhizomes, significativement accrue. Si l'on suppose que les mêmes phénomènes s'appliquent à P. epihydrus et considérant les observations effectuées en août 1984 - fructification rare et début de sénescence pour certains plants et sénescence avancée pour d'autres - et en août 1985 - aucun plant en fruit, donc croissance des parties vertes supposément encore effective - on peut croire qu'en 1984 les rhizomes étaient en période plus active de croissance que les parties vertes, mais qu'en 1985, cette différence entre les taux de croissance était moins marquée. Notons qu'Ozimek et al. (1979) ont trouvé qu'au moment de la floraison il y avait autant de vieux que de nouveaux rhizomes. Notons également que lors d'une visite effectuée au début de juillet 1985, aucun potamot n'avait été trouvé et qu'à la fin de juillet, les pousses n'avaient pas encore atteint la surface de l'eau, ce qui situe la période de croissance des parties vertes sur environ 30 jours, soit de la mi-juillet à la mi-août.

De façon générale, l'anatomie des plantes submergées semble favorable à l'absorption des solutés autant à partir des racines que des parties vertes (Denny, 1980). Pour les parties vertes, cette possibilité est suggérée par les observations suivantes:

- i) feuilles submergées filiformes qui augmentent le rapport surface/volume (Denny, 1980);
- ii) cuticule très mince: 0,1 μm chez P. pectinatus et 0,05 μm chez P. lucens (Denny, 1980);

- iii) cuticule de P. lucens 3 fois plus perméable à l'eau que les plantes terrestres (Schonherr 1976, dans Denny 1980);
- iv) feuilles submergées ne contenant que 2 ou 3 couches de cellules, donc les 2/3 des cellules sont en contact direct avec la solution ambiante (Denny, 1980);
- v) chez P. schweinfurthii A. Benn., l'espace libre apparent (le volume de tissus librement accessible aux solutés par pénétration passive dans la cellule) est estimé à 20% dans les tissus foliaires (Denny, 1980);
- vi) existence d'un système vasculaire développé dans les tiges chez P. crispus, P. lucens et P. pusillus, le xylème et le phloème y étant bien identifiés (Arber, 1972);
- vii) existence de sites d'échange de cations dans les feuilles suggéré comme mécanisme d'absorption du plomb dans les feuilles de P. pertinatus (Sharpe et Denny, 1976);
- viii) absorption active du calcium par les feuilles de P. crispus (Lowenhaupt, 1958);
- ix) distribution spatiale de P. praelongus Wulf., P. coloratus Hornem., P. densus L., P. natans L. et P. perfoliatus L. en fonction des quantités d'éléments nutritifs dans l'eau (Denny, 1980);
- x) assimilation des minéraux par les parties vertes reconnue comme méthode de purification des eaux (Waisel et al., 1982).

Plusieurs expériences et observations ont aussi été effectuées au niveau des parties souterraines:

- i) présence de poils racinaires sur 195 espèces de plantes submergées (Shannon, 1953);
- ii) pression radriculaire qui permet l'absorption de l'eau par les racines et son transport à travers le xylème jusqu'aux feuilles (Stocking, 1956);
- iii) assimilation du K, Na et P par les racines chez P. lucens et du K et Na chez P. perfoliatus (Waisel et al., 1982);
- iv) assimilation du P par les racines chez P. pectinatus et P. crispus et translocation acropète (Welsh et Denny, 1980);
- v) translocation acropète du Cu chez P. crispus (Denny, 1980);
- vi) assimilation de Cl^- et de K^+ par les racines de potamots (cité dans Bristow & Whitcombe, 1971).

Ces quelques observations montrent que les potamots sont anatomiquement et morphologiquement bien adaptés pour absorber les solutés par les parties souterraines ou les parties vertes.

Tolérance de l'espèce étudiée face aux métaux traces et facteurs de concentration

Les potamots sont des plantes qui, de façon générale, tolèrent de fortes concentrations en métaux traces et les concentrent dans leurs tissus. L'annexe 1 donne un bon aperçu des concentrations trouvées par différents auteurs. Les espèces absorbent différemment les métaux traces, mais toutes les espèces étudiées absorbent fortement au moins un et souvent plusieurs métaux traces.

Les potamots ont également été étudiés pour leur capacité d'accumulation du mercure. Les résultats obtenus par différents auteurs à partir de plantes récoltées sur le terrain sont présentés à la section 4.3. Les Potamogeton récoltés par Croteau et al. (1984) au Québec en 1980 contiennent des teneurs en mercure dans les feuilles de $\leq 0,004$ mg/kg à 0,420 mg/kg, selon les espèces récoltées. Pour P. epihydrus, les teneurs en mercure dans les feuilles étaient de $\leq 0,004$ à 0,172 mg/kg, la valeur maximale étant mesurée à Shawinigan. Au cours de la présente étude, l'échantillonnage de 1984 a démontré des valeurs supérieures à celles trouvées par ces auteurs, soit des teneurs allant jusqu'à 0,41 mg/kg dans les feuilles. Les concentrations mesurées dans les rhizomes et les parties vertes de cette espèce les rendent donc intéressantes pour la présente étude.

3.3 Choix des stations

Le choix des stations est une étape primordiale dans toute étude de contamination des sédiments par des métaux traces. Ce facteur prend une importance capitale lorsque ce genre d'étude est effectué en rivière puisque le substrat y est beaucoup plus hétérogène qu'en milieu lentique et que le nombre et la surface des zones de sédimentation sont restreintes.

Selon Rust (1982), en milieu lotique les processus physiques dominant sur les processus chimiques et biologiques pour gouverner la sédimentation. Les processus associés au courant unidirectionnel sont les plus importants processus impliqués. Les paramètres physico-chimiques qui gouvernent le

mouvement des sédiments sont la vitesse du courant et la profondeur de l'eau, la pente de la surface, la température de l'eau, la grosseur, la forme et la densité des grains.

Les communautés benthiques développées et les herbiers de macrophytes enracinés sont des facteurs biotiques qui influencent aussi le transport des solides (Buhl et McConville, 1984). Les macrophytes peuvent modifier la structure physique de leur environnement en diminuant la vitesse du courant et l'action des vagues facilitant ainsi la sédimentation et la stabilisation des sédiments. Ce facteur est d'ailleurs connu de plusieurs auteurs comme indice dans la recherche des zones de sédimentation.

Les critères retenus pour le choix des stations étaient de plusieurs ordres: abiotiques, biotiques, logistiques et de qualités chimiques.

Les critères abiotiques étaient:

- i) courant faible ou nul;
- ii) faible profondeur;
- iii) sédiments fins;
- iv) présence de matériel organique (débris de billes de bois, concentration élevée en C org., etc.);
- v) composition générale semblable pour l'ensemble des stations.

Les critères biotiques étaient:

- i) présence de P. epihydrus en période de croissance ou à maturité;
- ii) présence de Sparganium sp.

Les critères chimiques de qualité étaient:

- i) concentrations en mercure plus élevées que le seuil de détection dans les sédiments, les plantes et l'eau;
- ii) concentrations en mercure plus élevées que le bruit de fond pour les plantes et les sédiments;
- iii) gradient spatial des concentrations en mercure dans les sédiments et les plantes.

Enfin, les critères logistiques concernaient les aspects suivants:

- i) accessibilité des stations (important volume de matériel à transporter);
- ii) difficulté pour les passants de repérer les dialyseurs très souvent instruments de curiosité;
- iii) sédiments suffisamment meubles pour permettre l'enfoncement des dialyseurs.

Un dernier critère, qui découle directement de la façon de choisir les stations, était la présence, comme telle, de mercure dans les sédiments de surface. Il est reconnu que la présence de mercure dans les sédiments est

associée avec le dépôt de matériel solide, donc avec le phénomène de sédimentation (Crecelius et al., 1984). De nombreux auteurs ont démontré la propriété du mercure à s'accumuler dans les zones de sédimentation. Par exemple, Breteler et al. (1984) ont reconstitué l'historique des rejets industriels de mercure dans le système lac Erié - rivière Niagara - lac Ontario par l'analyse du mercure dans les sédiments.

Les données abiotiques, telles qu'observées et analysées à partir des échantillons d'été 1984 et 1985, sont présentées au tableau 5.

3.4 Méthodes d'échantillonnage et de conservation

3.4.1 Campagne d'été 1984

Sédiments

Les sédiments ont été échantillonnés par carottage à l'aide de tubes de plexiglass de 76 mm de diamètre. Les tubes étaient rincés avec l'eau de la rivière entre chaque usage. Un carottage était effectué par station. Les stations 4, 6, 15, 16 et 19 ont été échantillonnées.

Chaque carotte de sédiment était sectionnée sur le terrain par tranche de 1 cm de profond, chaque tranche de sédiment était ensuite déposée dans un sac de type Whirl Pak ou dans un pot en verre, le tout conservé sur la glace jusqu'au soir. Tous les échantillons furent congelés dans un délai de 12 heures (-40°C) et analysés dans un délai de 6 mois.

Tableau 5: Données abiotiques telles qu'observées et analysées à partir des échantillons récoltés le 24 août 1984 et les 13 et 14 août 1985¹ aux stations 4, 6 et 19.

Station	Vitesse du courant		Profondeur de l'eau (cm)		Distance du bord (m)	% > 180 µm		% < 180 µm		% C org.		% perte au feu	
	1984	1985	1984	1985		1984	1985	1984	1985	1984	1985	1984	1985
4	nul	faible	35	50	9	10	19	90	81	2,1	2,9	-	16,2
6	faible	faible	167	90	45	35	33	65	67	3,9	1,5	16,9	9,2
19	faible	moyen	172	64	4,5	65	83	35	17	1,7	2,5	3,6	12,6
							78		22		2,0		22,2

¹ En 1985, les 2 valeurs données pour chacune des stations pour la granulométrie, le % C org. et le % perte au feu proviennent des 2 sous-stations A et B.

Plantes

L'échantillonnage de P. epihydrus a eu lieu aux stations 4, 6 et 19. Les plantes étaient délicatement récoltées à la main en ayant soin de ne pas abimer les tissus fragiles et les rhizomes puis rincés soigneusement dans l'eau de la rivière. À chaque station, 10 plantes entières étaient récoltées, mises dans des sacs de plastique et conservées sur glace jusqu'à l'arrivée au laboratoire (délai inférieur à 24 heures).

Chaque plante était ensuite divisée en 2 groupes: i) les tiges et les feuilles submergées (parties vertes); ii) les rhizomes dénudés des racines. La principale raison pour laquelle les racines ont été enlevées vient du fait que la biomasse des racines étant très faible, les grains de sédiments qui y restent accolés - malgré un bon nettoyage - peuvent considérablement biaiser les résultats d'analyse de mercure dans cette partie de plante (Welsh et Denny, 1980). Le matériel était conservé humide, dans des sacs de plastique, au congélateur. Les analyses ont été effectuées dans un délai de moins de 6 mois.

3.4.2 Campagne d'automne 1984

Eau interstitielle et de surface

Les échantillons d'eau interstitielle et de surface ont été récoltés à l'aide de dialyseurs, l'eau de surface représentant ici les 3 premiers cm d'eau au-dessus du sédiment.

Les techniques conventionnelles de séparation de l'eau interstitielle des sédiments sont la pression mécanique et la centrifugation (Höpner, 1981). Ces méthodes, bien que longtemps utilisées, nécessitent des appareils encombrants telles les enceintes d'azote, et sont coûteux. De plus, les changements de pression et de température (Mayer, 1976) de même que l'oxygénation des sédiments et de l'eau sont des problèmes courants associés à ces techniques.

L'utilisation des dialyseurs, telle que présentée par Hesslein (1976) permet l'extraction in situ de l'eau interstitielle. C'est une méthode simple, peu coûteuse qui demande peu de temps. L'appareil consiste essentiellement en 2 feuilles de plexiglass de 40 x 23 cm. La feuille principale est perforée de 2 colonnes de cellules distantes de 1 cm verticalement qui recevra l'eau désionisée purifiée. Une membrane filtrante est ensuite appliquée sur la feuille principale, puis recouverte par une feuille de plexiglass plus mince. L'appareil est décrit par Carignan (1984). Le principe relié à l'utilisation des dialyseurs est le suivant: le dialyseur est placé dans le sédiment pour une période assez longue pour permettre l'équilibration entre l'eau ambiante et l'eau déionisée purifiée à travers la membrane filtrante. De cette façon, les grosses molécules et les matières particulaires sont totalement éliminées de l'échantillon sans besoin de filtration. Puisque la porosité des membranes utilisées était de 0,45 μm , seules les formes dissoutes des métaux ou les petits colloïdes passent à travers la membrane (Cline et al, 1973).

Voici les étapes de la préparation des dialyseurs: i) le nettoyage: trempage dans l'acide nitrique pendant 24 heures, rinçage et remplissage à l'eau déionisée purifiée (l'eau déionisée purifiée a été obtenue à partir du système Milli-Q3RO/Milli-Q2, Millipore Corp.); ii) la pose de la membrane; iii) la pose de la fenêtre; iv) la désoxygénation du matériel; v) le trempage des dialyseurs dans l'eau désoxygénée (barbottage à l'azote pendant 24 heures) avant la pose. La membrane utilisée était de marque Gelman - Metricel Tuffryn HT-450; le matériau était du polysulfonate. L'utilisation de membrane de polysulfonate devait apporter des résultats plus fiables qu'avec les membranes d'acétate cellulosique puisque ces dernières ont tendance à se dégrader lentement et à modifier ainsi les conditions physico-chimiques locales (Carignan, 1984; Höpner, 1981). Les dialyseurs ont été ensuite maintenus dans un bain anoxique jusqu'à leur installation dans la rivière aux stations 3 et 20. Les dialyseurs n'ont pas été entièrement enfoncés dans les sédiments de façon à permettre l'échantillonnage de l'eau de surface à même les cellules.

Les dialyseurs ont été laissés 20 jours en place. D'après Carignan (1984), ceci représente une période d'équilibration sécuritaire pour les ions majeurs et les éléments nutritifs par temps froid (4-6°C) pour la plupart des sédiments récents. Au moment de la pose des dialyseurs, la température était de 4°C. Un dialyseur seulement a été récolté (station 3), l'autre ayant été déplacé vraisemblablement par des billes de bois qui flottaient sur la rivière. L'échantillonnage de l'eau a ensuite été complété dans un délai de 5 minutes suite à l'enlèvement du dialyseur afin de minimiser le temps de contact de l'eau avec l'air. L'eau a été prélevée dans les cellules à l'aide de seringues

en plastique. Pour la mesure du pH, l'eau a été récoltée à l'aide de seringues en verre préalablement purgées à l'azote. La technique utilisée est décrite dans Carignan (1984).

Les paramètres à analyser étaient le pH, le carbone organique dissous (C org. d.), les sulfates, le manganèse, le fer, le calcium et le mercure. Les échantillons étaient ensuite transférés dans des éprouvettes de plastique préalablement acidifiées selon les besoins. La qualité Aristar a été utilisée pour l'acide nitrique.

Voici la répartition des volumes d'eau récoltés, selon les paramètres à analyser:

1. pH: 1 mL
2. C org. d., Cl, SO₄: 1 mL
3. Cu, Fe, Ca, Mn: 2 mL
4. Hg: 2 mL

Le tableau 6 décrit indique les préservatifs utilisés et les délais d'analyse pour les sédiments, les plantes et l'eau lors des campagnes d'été et d'automne 1984.

Tableau 6: Méthodes de préservation et délais d'analyse pour les sédiments, les plantes et l'eau interstitielle lors des campagnes d'été et d'automne 1984.

Matériel	Paramètre	Préservatif	Entreposage	Délai d'analyse
Sédiment	tous	aucun	-40°C	6 mois
Plante	tous	aucun	-40°C	< 6 mois
Eau	C org. d.	aucun	4°C	24 heures
	SO ₄ , Cl	aucun	4°C	4 jours
	Fe, Ca, Hg	HNO ₃ 0,5%	4°C	13 semaines

3.4.3 Campagne d'été 1985

Eau interstitielle et de surface

Suite aux résultats positifs obtenus lors de l'analyse du mercure dans l'eau interstitielle récoltée à l'automne, il a été décidé d'utiliser cette méthode lors de la campagne d'été 1985. Deux dialyseurs ont été installés dans les colonies de P. epihydrus à chacune des 3 stations inventoriées. Les 2 dialyseurs étaient distants de moins de 4 m l'un de l'autre à la station 9 et de moins de 2 m aux 2 autres stations. Les plantes ont été échantillonnées dans un rayon de moins de 1 m des dialyseurs. Ceux-ci ont été installés le 30 juillet et retirés les 13 et 14 août. Ceci donne une période d'équilibration de 14 et 15 jours, ce qui est adéquat pour une température de 20°C (Carignan, 1984).

La préparation et la pose des dialyseurs de même que l'échantillonnage de l'eau et la lecture du pH ont été effectués de la même façon qu'à l'automne 1984. Cependant, les échantillons servant à l'analyse des métaux ont été conservés dans des éprouvettes préalablement lavées à l'eau déminéralisée et trempées dans HNO₃ 2% (qualité Aristar) pendant 1 journée, ceci afin de réduire les risques de contamination de l'eau par les contenants.

Pour les analyses de Fe, Ca et Mg, l'eau a été préservée dans HNO₃ 0,2% (qualité Aristar) et pour le mercure dans H₂SO₄ 1% (V/V) et K₂Cr₂O₇ 0,05% (V/V). Les préservatifs étaient mis dans les éprouvettes peu de temps avant

l'échantillonnage. Pour le C org. d., le Cl et le SO₄ aucun préservatif n'a été utilisé. L'eau destinée à l'analyse des sulfures était récoltée avec des seringues en plastique préalablement purgées à l'azote. Les bulles d'air étaient expulsées par des chiquenaudes. Ensuite, 80 uL de réactif était ajouté à l'eau. Cline (1969) décrit la méthode de préparation du sulfate N,N'-diméthyl-p-phénylènediamine. Ce réactif permet de fixer immédiatement les sulfures avant qu'ils ne s'oxydent et donne à l'échantillon une teinte plus ou moins bleutée selon son contenu en sulfures. Ce réactif est bon pour des concentrations allant de 0,03 à 32 mg/L de sulfures. L'eau est ensuite directement analysée par colorimétrie (avec une cellule de 15 mm à une longueur d'onde de 400 nm).

L'eau interstitielle a été échantillonnée par strate de 1 cm jusqu'à une profondeur de 9 cm pour les dialyseurs 1, 2, 3 et 4 et jusqu'à une profondeur de 11 cm pour les dialyseurs 5 et 6. Les deux premières strates servaient à l'échantillonnage de l'eau de surface. La différence dans le nombre de strates vient de la différence de la profondeur des racines mesurées sur le terrain.

Au laboratoire, les échantillons d'eau étaient combinés d'après la similitude des intensités de couleur des échantillons destinés à l'analyse des sulfures. Cet exercice a été effectué en prenant pour hypothèse que l'intensité de la couleur bleutée était reliée aux concentrations de sulfures dans l'eau signifiant ainsi le niveau d'oxydation qualitatif de l'eau. Les résultats des lectures de potentiel rédox sur les sédiments et de pH sur l'eau prises sur le

terrain ont également été considérés. Cette procédure a été choisie sachant que la solubilité du mercure est grandement associée à l'état d'oxydation du milieu (Gambrell et al., 1980; Lindberg et Harriss, 1974). Les mêmes combinaisons ont ensuite été effectuées sur l'ensemble des échantillons d'eau. Le tableau 7 donne les combinaisons effectuées. Tous les échantillons d'eau ont été conservés à 4°C. Les préservatifs utilisés et les délais d'analyse sont résumés au tableau 8.

Sédiments

Une carotte de sédiment était prise à côté de l'emplacement de chacun des dialyseurs avec des tubes de plexiglass de 76 mm de diamètre. Des précautions étaient prises pour ne pas perturber la surface des sédiments dans le secteur inventorié. Le matériel a été retiré cm par cm avec une lecture du potentiel rédox à chaque strate (en y introduisant pendant 90 secondes l'extrémité d'une électrode de platine raccordée à un pH mètre). Les tranches de sédiment de 1 cm étaient mises dans un sac Whirl Pak au fur et à mesure du détubage. Lorsqu'il y avait une variation du potentiel de plus de 30 mV ou que le contenu en matériel organique ou minéral changeait visiblement, les échantillons étaient alors placés dans des sacs différents et gardés sur la glace. De cette façon, nous nous assurons d'une certaine homogénéité des strates de sédiments combinés. On retrouve à l'annexe 6 les observations effectuées sur le matériel récolté, le potentiel rédox et l'identification des combinaisons de strates effectuées.

Tableau 7: Combinaisons des échantillons d'eau en fonction des états d'oxydation observés qualitativement.

No dialyseur	Combinaisons ¹
1	1 ² , 2 ² , 3 + 4, 5 + 6 + 7, 8 + 9
2	1 + 2, 3 + 4, 5, 6 + 7 + 8 + 9
3	1 + 2, 3, 4 + 5, 6 + 7, 8 + 9
4	1 + 2, 3 + 4, 5 + 6, 7 + 8 + 9
5	1 + 2, 3, 4 + 5, 6 + 7, 8 + 9 + 10 + 11
6	1 + 2, 3, 4 + 5 + 6, 7 + 8 + 9 + 10 + 11

¹ Les chiffres correspondent aux profondeurs des strates échantillonnées (cm).

² Les chiffres 1 et 2 correspondent aux échantillons d'eau de surface, 2 étant celui immédiatement au-dessus des sédiments.

Tableau 8: Préservatifs, méthodes d'entreposage et délais d'analyse pour les échantillons d'eau, de sédiments et de plantes récoltés à l'été 1985.

Matériel	Paramètre	Préservatif	Entreposage	Délai d'analyse (jours)
sédiment	% humidité	aucun	humides congelés	5
	% perte au feu	aucun	séchés-congelés	36
	Fe tot.	aucun	séchés-congelés	126
	Mn tot.	aucun	séchés-congelés	126
	C org.	aucun	séchés-congelés	58
	S tot.	aucun	séchés-congelés	93
	Hg tot.	aucun	séchés-congelés	119
plantes	humidité	aucun	sur glace	1
	mercure	aucun	séchées-congelées	58
eau	C org. d.	aucun	4°C	1
	Cl	aucun	4°C	2
	SO ₄	aucun	4°C	2
	Fe	HNO ₃ - 0,2%(V/V)	4°C	20
	Ca	HNO ₃ - 0,2%(V/V)	4°C	6
	Mg	HNO ₃ - 0,2%(V/V)	4°C	6
	Hg	H ₂ SO ₄ - 1%(V/V)	4°C	1
		K ₂ Cr ₂ O ₇ -0,05% (V/V)		
	S ²⁻	N,N'-dimethyl-p-phenylenediamine sulfate (réactif)	4°C	1

Plantes

Dix échantillons de plantes saines et entières de P. epihydrus et de Sparganium sp. ont été récoltés à chaque station afin de minimiser la variabilité individuelle des teneurs en mercure. Tessier et al. (1982) ont en effet démontré que pour une même espèce récoltée à la même station au même moment, les teneurs en métaux peuvent varier d'un spécimen à l'autre. Campbell et al. (1985) suggèrent que des microenvironnements distincts, des âges différents et des stades de croissance différents peuvent aussi expliquer de telles variations individuelles.

À chaque station, les plantes ont été récoltées à la main en ayant soin de bien échantillonner les rhizomes. Une fois soigneusement nettoyées dans la rivière, les plantes étaient sectionnées, les parties de plante regroupées puis mises dans des sacs. Les parties de plante qui ont été conservées pour analyse sont, chez P. epihydrus, les rhizomes, les tiges et les feuilles submergées alors que chez Sparganium sp. ce sont les racines et les feuilles.

Aucune fructification n'a pu être récoltée chez P. epihydrus puisque deux plants matures seulement ont été observés sur l'ensemble des stations. De par l'état avancé de maturation des plants récoltés l'année précédente à la même date - feuilles submergées en décomposition et fructification abondante - il semble que les cycles de croissance de P. epihydrus varient selon les années. En fait, les plants récoltés à la même date en 1985 étaient en pleine

croissance, quelques plans seulement présentant des ébauches d'inflorescence. Ces différences annuelles d'état de maturation ne peuvent s'expliquer par des différences marquées d'heures d'ensoleillement puisque celles-ci étaient de 686 du 1er juin au 30 août 1984 et de 631 pour la même période (moins 1 jour) en 1985, donc assez semblables. Les échantillons de plantes ont été conservés sur la glace pendant au maximum deux jours. Ils ont ensuite été découpés, pesés, séchés à 55°C pendant 24 heures, broyés puis repesés et congelés. Le calcul du % d'humidité a été effectué à partir de ces données.

Le tableau 8 dresse une liste des préservatifs utilisés, des méthodes d'entreposage et des délais d'analyse pour l'eau, les sédiments et les plantes échantillonnés à l'été 1985.

3.4.4 Comparaison des méthodes

Les contenants, les modes de préservation et les délais maximum d'entreposage pour l'eau étaient conformes aux méthodes d'Environnement Canada (1979) sauf pour le calcium et le magnésium dans l'eau qui ont été préservés tel que recommandé par Environnement Québec. Pour le mercure, les préservatifs étaient conformes à ceux du Menviq en 1984 et à ceux d'Environnement Canada en 1985.

Les méthodes d'échantillonnage et de préservation des plantes étaient similaires à celles utilisées par Breteler et al. (1981) et recommandées par le Best (1979). Le tableau 9 donne quelques exemples de préparation des plantes

Tableau 9: Méthodes de préparation des plantes lors d'études d'accumulation du mercure effectuées par différents auteurs.

Nettoyage ou rinçage	Séchage		Auteurs
	T (°C)	temps (hres)	
Eau désionisée	60	18	Best, 1979
Eau distillée et CaCl ₂ 10 ⁻³ M	96	24	Windom, 1973
	65		Dolar <u>et al.</u> , 1971
Eau du robinet	50	10	Breteler <u>et al.</u> , 1981
	50		Lodenus, 1980
	80	96	Cowgill, 1973
Eau distillée (3 fois)	90		Welsh et Denny, 1980
	96	24	Chigbo <u>et al.</u> , 1982
Eau distillée	55	24	présente étude

aquatiques lors d'études d'accumulation du mercure. Mortimer (1985) a expérimentalement démontré que le séchage à 90°C chez Elodea densa ne modifiait pas les teneurs en mercure dans la plante que ce soit sous forme inorganique ou méthylée. Mais, par mesure de prudence, un séchage à 55°C a été choisi. Ceci représente une valeur intermédiaire entre les méthodes de Breteler et al. (1981), Lodenius (1980) et celle recommandée par le Best (1979).

Le mode de préparation des sédiments avant la congélation était similaire à celui utilisé par Baker et al. (1983). La même raison que celle mentionnée pour les plantes s'applique pour la température de séchage utilisée pour le calcul du % d'humidité des sédiments.

3.5 Méthodes d'extraction et d'analyse

3.5.1 Campagne d'été 1984

Plantes et sédiments

Toutes les analyses de sédiments et de plantes ont été réalisées par le ministère de l'Environnement du Québec (Menviq), selon leurs méthodes normalisées. Pour les sédiments, la granulométrie a été effectuée d'après la méthode de Boyoucos (Env. Ontario, 1983; ASTM). Le carbone organique (C org.) a été analysé sur les sédiments séchés (60°C) et tamisés ($\leq 180 \mu\text{m}$) avec un analyseur Hewlett Packard, modèle 185B. Pour les métaux, une digestion à l'acide nitrique à 100°C pendant 2 heures a précédé le dosage sur un spectromètre d'émission atomique au plasma d'argon Jarrell-Ash, modèle ICAP 9000.

Pour le mercure, les sédiments et les plantes ont été digérés avec une solution d' $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-HNO}_3$ à 95°C , puis oxydés avec KMnO_4 et $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$. Le dosage a été effectué selon la méthode no 1 du Best (1979) sur un spectrophotomètre d'absorption atomique Perkin-Elmer 403 pour les sédiments et sur un détecteur de mercure Pharmacia 100M pour les plantes.

3.5.2 Campagne d'automne 1984

Eau interstitielle et de surface

Les mesures de pH ont été effectuées sur le terrain selon la méthode décrite par Carignan (1984). Les dosages de Cl, SO_4 , Ca, Fe et Hg dissous ont été réalisés de la même façon qu'à l'été 1985 (voir ci-après). Cependant, le dosage a été réalisé sur des échantillons combinés (2 strates) pour minimiser la dilution nécessaire avant l'analyse. Les limites de détection et la précision des mesures étaient les mêmes qu'en 1985 (tableau 10). En effet, pour le mercure, la limite de détection initiale étant de $0,04 \mu\text{g/L}$, elle devenait $0,1 \mu\text{g/L}$ après dilution des échantillons. La précision était de $0,1 \mu\text{g/L}$ pour les valeurs inférieures ou égales à $20,0 \mu\text{g/L}$ et de $1,0 \mu\text{g/L}$ pour les valeurs supérieures à $20,0 \mu\text{g/L}$.

3.5.3 Campagne d'été 1985

Eau interstitielle et de surface

Les paramètres analysés étaient C org. d., Cl, SO_4 , Fe, Ca, Mg, sulfures tot. et Hg dissous. Les types d'analyseurs, les limites de détection

Tableau 10: Types d'appareils, limites de détection et précision des mesures pour les analyses de l'eau récoltée en 1985.

Paramètre	Appareil	Limite de détection (mg/L)*	Précision (±)
C org. d.	Beckman, modèle 915 A	0,5	0,2 mg/L
Cl, SO ₄	Dionex, modèle Autoion 12	0,015 - 0,2	0,1 mg/L
Ca, Mg	AA- flamme, Varian modèle 575	0,01 - 0,001	1% de la valeur trouvée
Fe	AA- flamme, Varian modèle 575	0,03	2% de la valeur trouvée
S	Technicon, Autoanalyseur II	0,2 µM	0,1 µM
Hg	AA- sans flamme Perkin-Elmer 403	0,0001	0,0001 mg/L

* Sauf indication contraire.

et la précision des mesures sont donnés au tableau 10. Les modes de calcul des limites de détection et des précisions sont présentés à l'annexe 7. Sauf pour le mercure, les échantillons ont été directement analysés au laboratoire de l'INRS-Eau selon les modes d'opération proposés par les fabricants.

Pour le mercure, les échantillons d'eau ont été traités au laboratoire de l'INRS-Eau puis analysés au laboratoire du Menviq. Ils ont été digérés pendant 2 heures à 95°C, en présence de HNO₃ et de H₂SO₄ concentré et de K₂Cr₂O₇ puis oxydés avec KMnO₄ et K₂S₂O₈. Une version adaptée de la méthode 1 du Best (1979) a été utilisée (voir annexe 8).

Sédiments

Pour les sédiments, les paramètres analysés étaient: % perte au feu, % humidité, granulométrie, C org., Fe, Mn, S tot. et Hg tot. Au tableau 11, sont énumérés les appareils utilisés ainsi que les limites de détection et les précisions calculées.

Le % de perte au feu a été mesuré par séchage à 550°C dans un four à calcination pendant 2 heures. Pour les analyses de C org., les sédiments étaient lavés à l'HNO₃ 0,1N (pour dissoudre les carbonates), puis filtrés. Le solide filtré était ensuite séché, pesé puis dosé selon la méthode NAQUADAT 306901 telle que décrite par Environnement Canada (1979). Pour les analyses de Fe et de Mn, les échantillons ont été digérés en présence d'HNO₃, de HClO₄ et de HF avant l'analyse. Le protocole de digestion, élaboré à l'INRS-Eau, est

Tableau 11: Appareils utilisés, limites de détection et précision des mesures pour les analyses de sédiments récoltés en 1985*.

Paramètre	Appareil	Limite de détection	Précision (±)
% perte au feu et % humidité	pesée	0,2%	0,5%
Granulométrie	tamis en nylon 180 µm	-	-
C org.	analyseur CHN Hewlett-Packard, modèle HP 18B8	0,01%	0,01%
Fe	AA- flamme Varian, modèle 575	3 µg/g	2%
Mn	AA- flamme Varian, modèle 575	1 µg/g	2%
S tot	analyseur Leco, modèle SC132	0,03%	2%
Hg tot	AA- sans flamme Varian, modèle 575	0,01 µg/g	0,002 µg/g

* Pour les limites de détection et les précisions, les % signifient les % des valeurs obtenues.

détaillé à l'annexe 9. Les analyses de S tot. ont été effectuées conformément aux recommandations du fabricant.

La méthode de digestion et d'analyse du mercure pour les sédiments et les plantes est décrite à l'annexe 10. Il s'agit essentiellement d'une digestion en présence d'une solution d' $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-HNO}_3$, 2:1 et d' HCl , à 50-60°C pendant 2 heures et demie suivie d'une oxydation avec KMnO_4 et $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$. La même théorie que pour la digestion de l'eau s'applique ici (annexe 7). Cette méthode de dosage est pratiquement identique à celle qu'a utilisée le Menviq pour les échantillons récoltés en 1984.

Plantes

Pour l'analyse du mercure dans les plantes, la même digestion et la même méthode de dosage que pour les sédiments ont été utilisées. La limite de détection et la précision des mesures étaient de 0,01 µg/g. Cette méthode est aussi semblable à celle utilisée par le Menviq, en 1984.

3.6 Contrôle de qualité

Le contrôle de qualité a été effectué à plusieurs niveaux. La précision des méthodes analytiques et des appareils a été vérifiée par l'analyse d'échantillons en double pour les plantes et les sédiments. Des échantillons certifiés de sédiments marins et de rivière ont été utilisés pour vérifier la fiabilité des résultats lors de chaque série d'analyses.

De plus, le laboratoire de l'INRS-Eau participe régulièrement aux études interlaboratoires pour les ions majeurs et les métaux dans l'eau et pour les métaux dans les sédiments, la faune marine et d'autres substrats. Il se classe généralement très bien. Des échantillons certifiés (NBS, CNRC, EPA) et des blancs de procédure sont utilisés pour chaque série de digestion et de dosage.

La précision et la fiabilité des résultats d'analyses obtenus par le Menviq ont aussi été vérifiées par l'utilisation d'échantillons certifiés et l'analyse en double des échantillons pour chaque série de dosages.

Chapitre 4

4. RÉSULTATS

4.1 Campagne d'été 1984

4.1.1 Qualité physico-chimique des sédiments

La granulométrie des sédiments est présentée au tableau 12, en % de particules supérieures à un diamètre donné. De ce tableau, il ressort nettement que les sédiments de surface (1-9 cm) sont majoritairement composés de sable fin, sauf la station 19 où le sable grossier est plus abondant. En profondeur, le sable fin est aussi beaucoup plus abondant sauf à la station 19 où l'on retrouve seulement 12% de plus de sable fin que de sable grossier en profondeur et à la station 6 où le sable grossier est plus abondant que le sable fin (28% de plus). En surface, l'argile est peu abondante à toutes les stations, le % maximum analysé étant de 7% à la station 16 et ce, dans les premiers cm uniquement. Les % moyens d'argile à chaque station varient de 0 à 4% seulement. Il n'y a pas de tendance quant à la distribution des particules en fonction de la profondeur, chaque catégorie de dimension de particule pouvant se retrouver plus abondant en surface ou en profondeur selon les stations.

Les analyses granulométriques, les valeurs de % de perte au feu et les concentrations en C org., mercure et autres métaux traces ont servi à caractériser les stations de façon à vérifier si les critères de sélection pour

Tableau 12: Granulométrie des sédiments récoltés à l'été 1984¹.

no échantillon ²	sable grossier	sable fin	silt	argile				
4-1	8	78	9	5				
4-3	7	82	7	4				
4-5	10	82	5	3				
4-9	17	74	6	3				
4-11	16	78	4	2				
4-13	13	72	9	6				
4-15	8	76	12	4				
4-19	6	65	23	6				
4-23	8	69	18	5				
4-27	15	75	7	3				
4-31	8	78	10	4				
4-35	6	76	13	5				
	μ	σ	μ	σ	μ	σ	μ	σ
1-9 cm	10	4,5	79	3,8	7	1,7	4	1,0
10-35 cm	10	4,0	74	4,6	12	6	4	1,4
6-1	23	68	9	0				
6-2	31	61	8	0				
6-3	36	57	7	0				
6-4	40	55	4	1				
6-5	39	56	5	0				
6-6	32	63	5	0				
6-7	35	59	5	1				
6-8	35	61	3	1				
6-9	45	52	3	0				
6-10	44	52	4	0				
6-11	47	49	4	0				
6-12	53	43	4	0				
6-13	61	36	3	0				
6-14	68	30	2	0				
6-15	87	12	1	0				
6-16	77	20	3	0				
6-17	80	20	0	0				
6-18	58	40	2	0				
6-19	54	45	1	0				
	μ	σ	μ	σ	μ	σ	μ	σ
1-9 cm	35	6,2	59	4,8	5	2,1	0	0,5
10-19 cm	63	14,6	35	13,7	2	1,4	0	0,0

Tableau 12: Granulométrie des sédiments récoltés à l'été 1984¹ (suite).

no échantillon ²	sable grossier		sable fin		silt		argile	
15 a-1	-		-		-		-	
15 a-3	6		91		1		2	
15 a-5	21		75		2		2	
15 a-7	11		83		4		2	
15 a-9	5		92		2		1	
15 a-11	3		86		8		3	
15 a-13	12		72		13		3	
15 a-15	37		62		1		0	
15 a-19	13		84		2		1	
15 a-23	6		86		4		4	
15 a-27	9		82		6		3	
15 a-31	9		79		7		5	
15 a-37	17		62		17		4	
	μ	σ	μ	σ	μ	σ	μ	σ
1-9 cm	11	7,3	85	7,9	2	1,2	2	1,3
10-37 cm	13	10,5	77	10,1	7	5,4	3	1,6
15 b-1	23		71		4		2	
15 b-3	33		64		3		0	
15 b-5	30		68		2		0	
15 b-7	21		77		0		2	
15 b-9	17		75		3		5	
15 b-11	10		84		4		2	
15 b-13	6		88		3		3	
15 b-15	11		84		3		2	
15 b-19	21		73		2		4	
15 b-23	15		75		5		5	
15 b-27	7		87		4		2	
15 b-31	5		81		13		5	
15 b-35	10		83		3		4	
	μ	σ	μ	σ	μ	σ	μ	σ
1-9 cm	25	6,6	71	5,2	2	1,5	2	2,0
10-35 cm	11	5,3	82	5,4	5	3,5	3	1,3
16-1	4		69		20		7	
16-3	7		77		13		3	
16-5	6		83		8		3	
16-7	20		61		19		0	
16-9	10		79		8		3	

Tableau 12: Granulométrie des sédiments récoltés à l'été 1984¹ (suite).

no échantillon ²	sable grossier		sable fin		silt		argile	
16-11	9		84		6		1	
16-13	9		84		7		0	
16-15	7		82		11		0	
16-19	9		79		9		3	
16-23	18		70		12		0	
16-27	18		71		9		2	
	μ	σ	μ	σ	μ	σ	μ	σ
1-9 cm	9	6,3	74	8,8	14	5,8	3	2,5
10-27 cm	12	4,9	78	6,3	9	2,3	2	1,6
19-1	53		39		4		2	
19-2	64		30		5		1	
19-3	74		21		4		1	
19-4	68		30		2		0	
19-5	73		23		2		2	
19-6	67		29		3		1	
19-7	69		30		1		0	
19-8	62		37		1		0	
19-9	56		42		2		0	
19-10	72		27		1		0	
19-11	73		23		4		0	
19-12	71		26		3		0	
19-13	74		22		4		0	
19-14	65		34		1		0	
19-15	43		56		1		0	
19-16	6		90		1		3	
19-17	9		89		1		1	
19-18	7		89		2		2	
19-19	6		92		1		1	
	μ	σ	μ	σ	μ	σ	μ	σ
1-9 cm	65	7,2	31	7,0	3	1,4	1	0,8
10-19 cm	43	31,9	55	31,8	2	1,3	1	1,1

¹ La dimension des particules est répartie selon la classification de l'International Society of Soil Science.

sable grossier: 200 μm à 2,0 mm

sable fin : 20 μm à 200 μm

silt : 2 μm à 20 μm

argile : < 2 μm

² Le premier chiffre représente le numéro de la station et le deuxième, la profondeur en cm.

pour les stations d'échantillonnage élaborés à la section 3.3 étaient rencontrés. Les résultats de C org., de teneurs en minéraux et en métaux traces dans les sédiments pour les stations 4, 6, 15a, 15b, 16 et 19 sont présentés en détail à l'annexe 11. Les principaux paramètres sont synthétisés dans le tableau 13.

Reprenons certains critères élaborés pour le choix des stations. Les sédiments échantillons ne contiennent pas de fines particules. Cependant, ce critère ayant été établi compte tenu du fait que des concentrations élevées en mercure ont souvent été associées aux particules fines, il s'avère ici plus ou moins important puisque dans plusieurs échantillons de la présente étude on retrouve des teneurs en mercure de beaucoup supérieures à celles du bruit de fond. En fait, on retrouve jusqu'à 40 et 138 fois la valeur du bruit de fond pour les sédiments de surface et de profondeur respectivement (annexe 11).

Pour évaluer la quantité de matériel organique contenu dans les sédiments, les données de la présente étude ont été comparées avec les données de quelques études effectuées en milieu lotique. Les valeurs de % de perte au feu varient ici de 0,1 à 76% avec une moyenne (μ) et un écart-type (σ) de 17,2% et 18,6 respectivement ($n = 74$). Juracic et al. (1986) ont mesuré des % de perte au feu de 0,45 à 0,71% ($\mu = 0,60\%$; $n = 3$) dans la rivière Adige, en Italie. Les valeurs moyennes en C org. dans les sédiments de surface de la présente étude sont de 2,08%, 3,87% et 3,6% pour les stations 4, 6 et 19 et de 0,48%, 0,4% et 2,3% pour les stations 15a, 15b et 16. Les valeurs se rapportant aux stations 4, 6, 16 et 19 sont similaires à celles trouvées par Barbeau

Tableau 13: Synthèse des résultats d'analyse granulométrique, de % de perte au feu, de % de carbone organique, de minéraux, de mercure et des autres métaux traces dans les sédiments recoltés à l'été 1984 (µg/g, poids sec, sauf indication contraire).

station	profondeur (cm)	nombre d'échantillons	calcul	granulométrie (%)	perte au feu (%)	C.org. (%)	Hg (µg/g)	Mn (%)	Fe (%)	Ca (%)	Pb (%)	Na	K	
4	1-9	5	µ	79	sable f. ¹	-	2,08	0,12	100	0,92	0,47	0,22	246	698
			σ	3,8			0,78	0,02	14,3	0,47	0,04	0,03	52,7	84,4
			CV ²	4,8			38	17	14	51	8,5	13,6	21	12
	10-35	8	µ	74	sable f.	-	2,65	0,40	100	1,13	0,44	0,23	310	641
			σ	4,6			1,66	0,29	27,3	0,29	0,02	0,06	90,1	321
			CV	6,2			63	72	26	26	4,5	26	29	50
6	1-9	9	µ	59	sable f.	17	3,87	0,07	94	0,86	0,40	0,19	221,1	613
			σ	4,8		5,4	1,77	0,04	18,1	0,13	0,03	0,02	43,1	129,6
			CV	8		32	46	57	19	15	8	10	19	21
15a	10-19	10	µ	63	sable g. ³	5	0,71	0,49	66	0,74	0,41	0,16	134	413
			σ	15		3,6	0,56	1,24	12,9	0,12	0,05	0,03	51,7	141,3
			CV	23		0,7	79	253	19	16	12	19	39	34
15b	1-9	5	µ	85	sable f.	10	0,48	0,18	75	0,76	0,39	0,196	276	674
			σ	7,9		2,9	0,20	0,04	13,6	0,14	0,06	0,022	41,0	104,3
			CV	9		28	42	22	18	18	15	11	15	15
16	1-9	5	µ	77	sable f.	20	2,16	4,08	146	1,28	2,24	0,592	852,5	1330
			σ	10,1		17,7	1,65	3,68	61,3	0,58	2,75	0,780	917,5	595
			CV	13		88	76	90	42	45	123	132	108	45
15b	1-9	5	µ	71	sable f.	1	0,4	0,22	62	0,596	0,564	0,162	214	462
			σ	5,2		1,1	0,37	0,16	22,1	0,132	0,421	0,041	99,9	142,5
			CV	7		78	92	73	36	22	75	25	47	31
16	10-35	8	µ	82	sable f.	28	1,51	1,36	126	1,119	1,364	0,305	621,2	1118
			σ	5,4		22,4	0,87	1,48	34,5	0,231	1,717	0,058	562,4	285,3
			CV	7		80	58	109	27	21	126	19	90	26
19	1-9	9	µ	74	sable f.	44	2,3	0,09	130	1,374	0,45	0,328	380	1240
			σ	8,8		17,6	0,54	0,02	20	0,386	0,066	0,064	102	304,9
			CV	12		40	23	22	15	28	15	20	27	25
19	10-27	6	µ	78	sable f.	36	2,98	1,44	125	1,14	0,45	0,282	335	983,3
			σ	6,3		21,6	2,22	3,22	230	0,138	0,046	0,022	54,3	132,3
			CV	8		60	74	114	18	12	10	8	16	13
19	1-9	9	µ	65	sable g.	4	1,73	1,28	88	1,40	0,46	0,182	157,8	500
			σ	7,2		2,7	1,58	0,68	22,8	0,32	0,11	0,056	62,0	211,7
			CV	11		75	91	53	26	23	24	31	39	42
10-19	10	10	µ	55	sable f.	16	1,93	1,65	89	0,943	1,73	0,192	158	471
			σ	32		21,5	1,47	0,62	28,0	0,238	1,78	0,068	41,3	155,3
			CV	58		130	76	38	32	25	103	35	26	33

¹ sable f.: sable fin ² CV : coefficient de variation (%) ³ sable g. : sable grossier

et al. (1981) dans la rivière Saguenay ($u = 2,23\%$, $n = 457$) et par Mudroch (1985) dans la rivière Détroit ($u = 3,36\%$, $n = 20$). Rust et Waslenchuck (1976) ont obtenu, dans leur étude portant sur la rivière Ottawa, des valeurs allant de 0,23 à 6,39% de carbone organique ($u = 2,57\%$, $n = 17$). Tout comme pour la rivière Saint-Maurice, les activités de flottage du bois sont importantes sur la rivière Ottawa. Rust et Waslenchuck (1976) ne spécifient toutefois pas s'il s'agit de mesures de % de perte au feu ou de C org., tel que précisé dans notre étude.

Pour ce qui est de la composition générale des sédiments, la ressemblance inter-station pour chacun des paramètres considérés a été évaluée par une analyse de variance à facteur unique (C org., fer, manganèse, calcium, magnésium, sodium et potassium). Seules les données des 9 premiers cm ont été utilisées puisque c'était la profondeur maximale prévue pour l'échantillonnage de 1985. Le test de Kruskal-Wallis (test non-paramétrique) a été utilisé compte tenu des variances hétérogènes obtenues pour chacun des paramètres. En effet, pour les sédiments de surface, les coefficients de variation varient de 23 à 92% pour le C org., de 14 à 36% pour le manganèse, de 15 à 51% pour le fer, de 8,5 à 75% pour le calcium, de 10 à 31% pour le magnésium, de 15 à 47% pour le sodium et de 12 à 42% pour le potassium. D'après les résultats exprimés au tableau 14, les concentrations en fer et calcium sont considérées homogènes pour l'ensemble de stations (avec $0,025 < P < 0,05$ pour le fer et $0,05 < P < 0,10$ pour le calcium). Si l'on ne considère que les 3 stations qui ont été échantillonnées en 1985 (tableau 15), les concentrations en potassium et

Tableau 14: Résultats des analyses de variance à facteur unique (test de Kruskal-Wallis) effectuées à partir des résultats de l'ensemble des stations.

	C org.	Fe	Mn	Ca	Na	Mg	K
H ou H_c^1	24,17	12,56 _c	18,53	7,62 _c	19,93	17,84	20,6
H_o^2	rejeté	<u>accepté</u>	rejeté	<u>accepté</u>	rejeté	rejeté	rejeté
P	0,05-0,10	0,025-0,05	0,05-0,10	0,05-0,10	0,05-0,10	0,05-0,10	0,05-0,10

¹ H_c = valeur de H corrigée compte tenu des rangs assemblés.

H_o = les concentrations en métaux sont semblables pour l'ensemble des stations.

Tableau 15: Résultats des analyses de variance à facteur unique (test de Kruskal-Wallis) effectuées à partir des résultats des stations 4, 6 et 19.

	C org.	Mn	Na	Mg	K
H _c ou H _c ¹	9,86	2,72 _c	7,19 _c	11,48	6,04 _c
H _o ²	rejeté	<u>accepté</u>	<u>accepté</u>	rejeté	<u>accepté</u>
P	0,05-0,10	0,05-0,10	0,025-0,05	0,05-0,10	0,025-0,05

¹ H_c = valeur de H corrigée compte tenu des rangs assemblés.

² H_o = les concentrations en métaux sont semblables pour l'ensemble des stations.

sodium ($0,025 < P < 0,05$) et en manganèse ($0,05 < P < 0,10$) sont, en plus du fer et du calcium, considérées semblables pour l'ensemble des stations. Donc, seules les concentrations en magnésium et en C org. ne sont pas considérées homogènes pour l'ensemble des stations échantillonnées en 1985. La variabilité des teneurs en C org. peut s'expliquer par les mêmes phénomènes que le % de perte au feu, c'est-à-dire par la sédimentation hétérogène des fibres et des morceaux d'écorce de bois.

Pour ce qui est des teneurs en mercure dans les sédiments, celles-ci sont toujours supérieures à la limite de détection des appareils. À la station 6, 66% des échantillons de surface (strates 3, 4, 5, 6, 8 et 9) ont des concentrations inférieures à celles du bruit de fond ($0,07 \mu\text{g/g}$) de même que 60% des données de surface à la station 16 (strates 3, 5 et 7) sont égales à $0,07 \mu\text{g/g}$. Le bruit de fond signifie ici la plus petite valeur observée dans les sédiments de la rivière Saint-Maurice, en amont des sources de pollution industrielle. Tous les autres échantillons ont des valeurs supérieures au bruit de fond, soit 76% de l'ensemble des échantillons de surface. Bien que la station 6 ne semble pas recevoir de contamination mercurielle anthropique, elle a quand même été retenue compte tenu des teneurs en mercure détectées dans les plantes aquatiques récoltées en 1984 à cette station (voir les résultats à la section suivante).

Pour évaluer la variabilité spatiale des concentrations en mercure dans les sédiments de surface, un test de Kruskal-Wallis a été effectué pour les 6 stations. L'hypothèse, qui était de vérifier l'égalité des

concentrations en mercure pour l'ensemble des stations, a été rejetée avec une probabilité de 5% de faire erreur, la valeur critique étant 11,07 et le H calculé de 29,37. On remarque que les valeurs moyennes en mercure dans les sédiments de surface (tableau 13) varient de 0,07 à 1,28 $\mu\text{g/g}$. Cette variation peut être considérée importante compte tenu de la forte toxicité du mercure à des faibles concentrations. Les stations 6 et 16 ont des valeurs moyennes de 0,07 et 0,09 $\mu\text{g/g}$, les stations 4, 15a et 15b ont des concentrations moyennes de 0,12, 0,18 et 0,22 $\mu\text{g/g}$ et la station 19 a une valeur moyenne de 1,28 $\mu\text{g/g}$ de mercure. Puisque seules les stations 4, 6 et 19 ont été échantillonnées en 1985, le gradient de concentration du mercure dans les sédiments de surface a été jugé satisfaisant.

4.1.2 Vérification des critères de sélection des stations en fonction de la nature et de la qualité physico-chimique des sédiments

Il ressort de la section précédente que plusieurs critères de qualité physico-chimique concernant le choix des stations sont rencontrés. Ce sont:

- i) présence de matériel organique à toutes les stations;
- ii) composition en fer et en calcium semblable pour l'ensemble des stations et concentrations en fer, calcium, potassium, sodium et manganèse semblables pour les stations 4, 6 et 19;
- iii) concentrations en mercure dans les sédiments plus élevées que le seuil de détection;
- iv) concentrations en mercure dans les sédiments plus élevées que le bruit de fond pour 76% des échantillons analysés;
- v) gradient des concentrations en mercure dans les sédiments jugé satisfaisant.

Seule la granulométrie ne répond pas aux critères de sélection des stations. Mais, comme il a déjà été expliqué, la non conformité de ce critère ne justifie pas à elle seule le rejet de la station 19.

4.1.3 Composition chimique de Potamogeton epihydrus

Des analyses de divers minéraux et de métaux traces ont été effectuées sur les parties vertes (tiges et feuilles) de P. epihydrus par le Menviq (tableau 16). Parmi les éléments majeurs, le fer et le manganèse sont très variables d'une station à l'autre (CV = 86 et 53% respectivement). Cependant, les teneurs en calcium, magnésium et sodium sont semblables. Les métaux traces ayant les coefficients de variation les plus élevés sont le cobalt (72%), l'aluminium (40%), le bore (38%), le chrome (31%), le plomb (51%), le molybdène (51%) et le vanadium (49%). En tenant compte des concentrations analysées, seul le cuivre dépasse le critère de qualité (qui est de 20 µg/g selon Goulet et Laliberté, 1982) et ce, à la station 19 uniquement. Rappelons que ce critère est élaboré en fonction des moyennes mesurées sur les plantes récoltées à la grandeur du Québec et rapportées dans la littérature (Mireille Paul, Menviq, communication personnelle).

Dans un contexte d'utilisation des plantes aquatiques vasculaires comme indicatrices de contamination, Adams et al. (1973), ont analysé 4 éléments majeurs et 7 oligoéléments chez 30 espèces de plantes aquatiques. Le tableau 17 donne les concentrations en macro et en oligoéléments analysées chez P. epihydrus par ces auteurs.

Tableau 16: Composition chimique des parties vertes de P. epiphydrus var. ramosus (Peck) House récolté à l'été 1984 ($\mu\text{g/g}$, poids sec, sauf indication contraire).

Paramètre	Station			μ	σ	CV (%)
	4	6	19			
Aluminium (%)	0,2	0,08	0,18	0,15	0,06	40
Baryum	213	190	140	181	37	20
Béryllium	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	0	0
Bore	86	53	118	86	32,5	38
Cadmium	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	0	0
Calcium (%)	1,46	1,71	0,96	1,37	0,38	28
Chrome	18,8	7,7	16,8	14,4	5,9	31
Cobalt	11,8	5	2,8	6,5	4,7	72
Cuivre	20,6	19,3	30,9	23,6	6,36	27
Fer (%)	0,98	0,31	0,61	0,63	0,34	53
Magnésium (%)	0,23	0,2	0,22	0,22	0,02	7
Manganèse	3600	1600	410	1870	1612	86
Molybdène	0,19	0,38	0,59	0,39	0,20	51
Nickel	10,3	5,6	8,9	8,3	2,4	29
Plomb	7,1	4,6	12,8	8,2	4,2	51
Potassium (%)	0,59	1,1	1,34	1,01	0,38	38
Sodium (%)	0,62	0,69	0,68	0,66	0,04	6
Vanadium	11,9	3,8	9,9	8,5	4,2	49
Zinc	89	84	93	89	4,5	5

Tableau 17: Composition chimique des parties vertes de P. ephihydrus var. Nuttallii (C et S) Fern. tel qu'analysé par Adams et al. (1973).

Paramètre		Station	
		1	2
Calcium	(%)	1,196	1,090
Magnésium	(%)	0,260	0,330
Phosphore	(%)	0,400	0,393
Potassium	(%)	4,75	4,24
Aluminium ¹	(µg/g)	1100	1100
Bore	(µg/g)	51,6	56
Cuivre	(µg/g)	54,3	50,0
Fer ¹	(µg/g)	1100	1100
Manganèse ¹	(µg/g)	1683,6	4000
Sodium	(µg/g)	799,6	1806
Zinc	(µg/g)	93,3	72,3

¹ 1100 µg/g d'aluminium, 1100 µg/g de fer et 4000 µg/g de manganèse représentaient la limite supérieure de la gamme d'analyse.

En comparant les tableaux 16 et 17, il ressort que:

- i) les concentrations en calcium, magnésium, zinc, bore et manganèse des stations 4, 6 et 19 sont semblables à celles analysées par Adams et al. (1973) sauf pour la station 19 où la teneur en bore y est 2 fois plus élevée et la teneur en manganèse beaucoup plus faible;
- ii) les concentrations en potassium de la présente étude sont plus faibles que celles analysées par Adams et al. (1973).

Les analyses de mercure chez P. epihydrus ont porté sur les parties vertes (tiges et feuilles submergées) et les rhizomes. Ces résultats de même que les concentrations en mercure dans les sédiments figurent au tableau 18. On peut tirer, de ce tableau, les observations suivantes:

- i) les concentrations en mercure sont différentes selon les stations;
- ii) les concentrations en mercure sont beaucoup plus élevées à la station 19 qu'aux deux autres stations;
- iii) les concentrations en mercure sont toujours plus élevées dans les rhizomes que dans les parties vertes;
- iv) les concentrations en mercure dans chaque partie de plante semblent varier de la même façon pour les trois stations.

Les concentrations en mercure dans les plantes récoltées à l'été 1984 peuvent être comparées avec celles obtenues par différents auteurs chez différentes espèces de Potamogeton (voir section 4.3, tableau 28). Il appert

Tableau 18: Concentrations en mercure dans les sédiments de surface et dans les parties vertes submergées et les rhizomes chez P. epihydrus, récoltés en 1984 ($\mu\text{g/g}$, poids sec).

station	sédiment			tiges et feuilles		rhizomes	
	n	μ	\pm	[Hg]	\pm	[Hg]	\pm
4	5	0,105	0,002	0,10	0,01	0,13	0,01
6	9	0,072	0,002	0,08	0,01	0,12	0,01
19	9	1,28	0,002	0,41	0,01	0,62	0,01

que sur 18 séries de données disponibles dans la littérature (études sur le terrain uniquement), la valeur maximale obtenue dans la présente étude dépasse 60% des observations. Donc la contamination des plantes dans la rivière Saint-Maurice est réelle et importante.

Bien que le nombre de stations échantillonnées ne permettent pas l'utilisation de tests statistiques, il semble exister une tendance concernant la relation entre les teneurs en mercure dans les parties vertes et les rhizomes. En effet, on observe un même ordre croissant des concentration en mercure selon les stations, pour les parties vertes et les rhizomes. D'après les résultats obtenus lors de la campagne d'été 1984, les concentrations en mercure dans les plantes sont supérieures aux limites de détection (0,01 µg/g). La concentration représentant le bruit de fond en mercure dans les plantes dans cette rivière n'est pas clairement définie dans la littérature. Il est donc impossible de savoir si toutes les valeurs mesurées en sont supérieures. Mais puisqu'il semble aussi y avoir un gradient de concentration en mercure selon les stations, il a été décidé que P. epihydrus rencontrait les critères de sélection pour les plantes. Sa présence était toutefois limitée à 3 stations seulement.

4.1.4 Relation entre les concentrations en mercure dans les sédiments et les plantes

Dans le souci de vérifier la possibilité d'utiliser les plantes aquatiques comme espèces bio-indicatrices de la contamination du milieu par le

mercure, plusieurs chercheurs ont tenté de trouver des relations entre les teneurs en mercure dans les sédiments et les plantes. Ces auteurs sont cependant arrivés à des résultats contradictoires. Le tableau 19 synthétise les résultats obtenus par différents auteurs dans ce type d'étude. Il ressort de ce tableau que pour 8 observations portant sur les racines ou les rhizomes, 7 présentent une relation positive avec les teneurs analysées dans les sédiments. Sur 12 observations portant sur les parties vertes (pouvant inclure les tiges, les feuilles ou les fleurs), 7 présentent des relations positives tandis qu'aucune relation n'est observée pour les 5 autres observations. Il semble donc y avoir une certaine constance de relations entre les teneurs en mercure dans les sédiments et les parties souterraines des plantes et ce, chez différentes espèces. Les données de la présente étude (voir tableau 18) démontrent des relations positives autant avec les parties souterraines qu'avec les parties vertes.

4.2 Campagne d'automne 1984

4.2.1 Eau interstitielle et de surface

Le but visé par cette campagne était de tester la méthode d'échantillonnage de l'eau interstitielle en vue des analyses de mercure. Deux dialyseurs ont été installés dans des sédiments présumément contaminés en mercure (les résultats d'analyse de mercure dans les sédiments n'étaient pas encore disponibles à ce moment). Un dialyseur a été installé à la station 4 et l'autre, à la station 20 située juste en face d'un dépôt de déchets industriels

Tableau 19: Relations observées entre les concentrations en mercure dans les plantes et dans les sédiments - revue de littérature.

	Espèce	Partie de plante	Relation	Auteur	Type d'étude	n ¹
eau douce	<u>Elodea canadensis</u>	racines	+	Mortimer, 1985	terrain	1 ²
		parties vertes	+	Mortimer, 1985	terrain	1
	<u>Myriophyllum alterniflorum</u>	parties vertes	aucune	Lodenius, 1980	terrain	10
	<u>Myriophyllum spicatum</u>	entière	+	Dolar <u>et al.</u> , 1971	laboratoire	
	<u>Nuphar lutea</u>	parties vertes	aucune	Lodenius, 1980	terrain	16
	<u>Phalaris arundinaceae</u>	racines	aucune	Mortimer, 1985	terrain	1
	<u>Pontederia cordata</u>	racines	+	Mortimer, 1985	terrain	1
		parties vertes	+			
	<u>Potamogeton natans</u>	parties vertes	aucune	Lodenius, 1980	terrain	5
	<u>Potamogeton perfoliatus</u>	parties vertes	aucune	Lodenius, 1980	terrain	11
	<u>Sparganium angustifolium</u>	racines	+	Mortimer, 1985	terrain	
		parties vertes	+	Mortimer, 1985	terrain	
	<u>Sparganium emersum</u>	parties vertes	aucune	Lodenius, 1980	terrain	10
	<u>Sparganium eurycarpum</u>	racines	+	Mortimer, 1985	terrain	
eau salée	<u>Spartina alterniflora</u>	racines	+	Breteler <u>et al.</u> , 1981	terrain	
		rhizomes	+	Breteler <u>et al.</u> , 1981	terrain	
		tiges	+	Breteler <u>et al.</u> , 1981	terrain	
		feuilles	+	Breteler <u>et al.</u> , 1981	terrain	
		fleurs	+	Breteler <u>et al.</u> , 1981	terrain	
	<u>Zostera marina</u> ³	racines	+	Lyngby and Brix, 1983	terrain	75
	feuilles	+	Lyngby and Brix, 1983	terrain	75	

¹ n = nombre de stations échantillonnées

² Dans l'étude rapportée par Mortimer (1985), cinq ou six individus ont été échantillonnés à un seul site mais analysés séparément.

³ Pour cette espèce, la relation est observée à partir des données transformées sous forme logarithmique.

fortement contaminés en mercure, situé sur le bord de la rivière. Bien qu'il n'y ait pas de plante à cette station, le but recherché étant de déceler la présence de mercure dans l'eau interstitielle, cette station a été choisie compte tenu de la proximité d'une source présumée de forte contamination mercurielle. Les résultats de la station 20 ne sont toutefois pas disponibles puisque le dialyseur a été déplacé pendant la période d'équilibration. Les paramètres analysés dans l'eau interstitielle et de surface étaient le pH, C org. d., Cl, SO₄, Ca, Fe, Cu et Hg.

Les analyses de manganèse n'ont pas pu être effectuées à cause du volume insuffisant d'eau qui restait après les analyses de Ca, Fe et Cu. Les mesures de pH et les résultats de C org. d., de Cl, de SO₄, de Ca, de Fe, de Cu et de Hg figurent au tableau 20. Ces résultats permettent les observations suivantes:

- i) les concentrations en mercure sont toutes supérieures à la limite de détection ($> 0,1 \mu\text{g/L}$);
- ii) les concentrations en mercure sont très variables en fonction de la profondeur;
- iii) jusqu'à 7 cm de profondeur (inclusivement), les concentrations en fer et en calcium sont plus faibles qu'en profondeur, tandis que pour les sulfates, c'est le contraire;
- iv) les teneurs en carbone organique dissous sont assez homogènes sur toute la colonne d'eau, tandis que les teneurs en cuivre sont très variables;

Tableau 20: Qualité physico-chimique de l'eau interstitielle et de surface récoltée à l'automne 1984 (station 4).

Prof. ¹ (cm)	pH	C org. d. (mg/L)	Cl (mg/L)	SO ₄ (mg/L)	Ca (mg/L)	Fe (mg/L)	Cu (µg/L)	Hg ² (µg/L)
3	7,09	8,6	2,3	5,6	2,8	0,210	7,9	7,2
1	6,50	7,6	2,5	8,1	-	-	12,6	
- 1	6,17	5,9	1,7	7,2	2,8	0	-	22,0
- 3	5,80	5,8	2,2	8,1	2,6	2,4	0,3	
- 5	6,29	4,1	1,8	6,9	2,7	3,6	2,2	
- 7	6,46	5,0	1,9	3,8	3,3	8,4	0	
- 9	6,51	6,9	1,7	2,2	5,8	18,4	5,7	0,3
-11	6,54	6,1	1,6	2,2	7,0	23,2	3,7	
-13	6,55	5,3	2,2	2,2	8,2	26,4	11,0	25,0
-15	6,56	5,5	1,8	1,9	9,7	36,0	4,6	
-17	6,57	7,9	3,4	3,0	11,4	44,8	6,8	
-19	6,59	8,7	3,4	1,6	10,7	40,0	8,2	

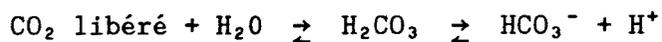
¹ La numérotation positive correspond à la profondeur de l'eau de surface, le chiffre 1 représentant la strate juste au-dessus de l'interface sédiment-eau.

² Ces résultats correspondent aux échantillons composés des profondeurs entre 3 et 1, -1 et -3, -9 et -11 et -13 et -15 respectivement.

v) le pH de l'eau diminue jusqu'à une profondeur de 3 cm dans l'eau interstitielle, augmente ensuite jusqu'à une profondeur de 11 cm et se stabilise, la variation observée par la suite n'étant que la variation due au pH mètre (+ 0,01/mesure).

À partir des variations de pH, de Fe et de SO_4 (figure 5), il est possible de déterminer la profondeur de la zone oxiqne des sédiments.

Le pH élevé en surface (strate de +3 cm) correspond à une zone de photosynthèse tandis que la baisse de pH observée jusqu'à 5 cm dans le sédiment (avec un minimum à -3 cm) correspond à une zone de respiration bactérienne plus forte et à un maximum de décomposition de la matière organique. En effet, le CO_2 libéré dans l'eau par cette activité est converti en H_2CO_3 , ce qui a pour effet d'abaisser le pH de l'eau:



Les faibles concentrations en fer mesurées jusqu'à 7 cm, la présence d'oxyde de fer précipité sur le dialyseur jusqu'à 5 cm, la baisse marquée de SO_4 à partir de 7 cm et la stabilisation du pH à partir de 7 cm (voir figure 5) situent la profondeur maximale de la zone oxiqne entre 7 et 9 cm. Cette profondeur est supérieure à la profondeur maximale des rhizomes de P. epihydrus qui est de 5 cm. À partir de ces données, il semble que le système racinaire de cette espèce ne pénétrait pas dans la zone anoxiqne des sédiments, en 1984.

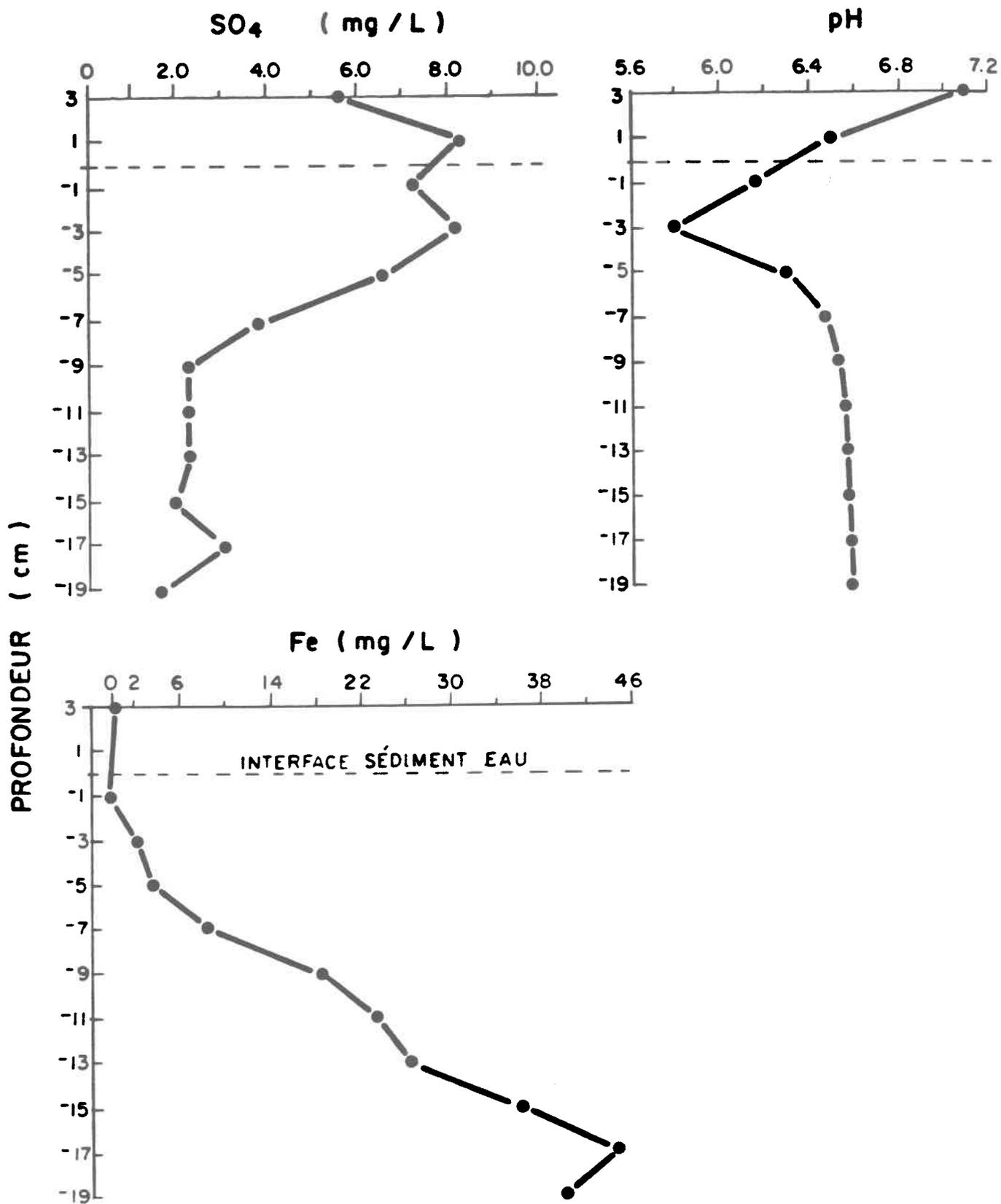


Figure 5: Variation du pH, du fer et des sulfates dans l'eau interstitielle et de surface récoltée à l'automne 1984 (station 4).

Des résultats positifs ayant été obtenus lors des analyses de mercure, il a été décidé que les dialyseurs seraient utilisés pour l'échantillonnage de l'eau interstitielle et de surface pour la campagne d'été 1985.

4.3 Campagne d'été 1985

Lors de la campagne d'été 1985, 2 dialyseurs ont été installés et 2 carottes des sédiments ont été échantillonnées à chacune de stations. Les stations étaient numérotées comme dans l'exemple qui suit: 4-A-1-7, 4 étant le numéro de la station, A la sous-station et 1-7 signifiant la moyenne des résultats compilés entre 1 et 7 cm de profond inclusivement.

4.3.1 Sédiments

Les résultats de % d'humidité (55°C), de % de perte au feu (550°C), de granulométrie, de carbone organique, de fer, de manganèse, de soufre total et de mercure total sont présentés au tableau 21. À partir de ces données, on peut tirer les observations générales suivantes:

- i) le % d'humidité diminue en fonction de la profondeur;
- ii) le % de perte au feu varie beaucoup à chaque sous-station, en fonction de la profondeur;
- iii) la granulométrie est fine aux stations 4 et 6, et grossière à la station 19;
- iv) pour chacune des sous-stations, les teneurs en C org. sont assez variables en fonction de la profondeur, sauf pour la station 4-A;

Tableau 21: Résultats des analyses physico-chimiques effectuées sur les sédiments récoltés à l'été 1985.

no échantillon	humidité (%)	perte au feu (%)	granulométrie (% < 180 µm)	C org. (%)	Fe (mg/g)	Mn (µg/g)	S _{tot.} (%)	Hg _{tot.} (µg/g)
4-A-0-1	72	8,4	81	2,69	41	700	0,079	0,22
4-A-1-7	48	24	82	3,10	38	630	0,094	0,16
µ	60	16	81	2,90	39	670	0,086	0,19
σ	17	11	1,2	0,29	1,6	45	0,011	0,04
CV(%)	29	68	1,5	10	3,9	6,7	12,3	22,3
4-B-0-1	77	10,1	87	3,77	40	680	0,104	0,27
4-B-1-3	66	8,9	83	4,65	39	660	0,100	0,25
4-B-3-6	50	20	77	2,59	37	630	0,094	0,24
4-B-6-7	52	9,1	73	3,65	42	680	0,105	0,44
µ	61	12	80	3,67	40	660	0,100	0,30
σ	12	5,3	6,2	0,85	2,3	24,0	0,005	0,10
CV(%)	20	44	7,7	23	5,9	3,6	5,0	33,3
6-A-0-1	80	19	68	3,34	39	1050	0,110	0,34
6-A-1-3	44	5,4	49	0,92	55	1150	0,034	0,18
6-A-3-4	38	5,6	67	0,94	48	1030	0,046	0,36
6-A-4-5	45	8,5	76	0,93	35	770	0,064	0,45
6-A-5-7	45	7,6	74	1,11	32	690	0,062	0,31
µ	50	9,2	67	1,45	42	940	0,063	0,33
σ	17	5,6	11	1,06	9,5	200	0,029	0,10
CV(%)	34	61	16	73	23	21	46	30
6-B-0-2	80	17	70	4,97	41	880	0,143	0,39
6-B-2-3	71	18	64	2,57	42	860	0,102	0,20
6-B-3-9	56	14	58	1,77	38	840	0,101	0,27
µ	69	16	64	3,10	40	860	0,115	0,29
σ	12	2,4	6,2	1,66	2,2	20	0,024	0,10
CV(%)	18	15	9,6	54	5,4	2,3	20,8	33
19-A-0-1	-	-	-	-	-	-	-	-
19-A-1-2	42	12	20	1,39	23	190	0,048	1,17
19-A-2-6	54	10,5	17	1,98	77	1220	0,049	1,10
19-A-6-7	46	15	15	4,16	19,8	180	0,071	0,81
µ	48	13	17	2,51	40	530	0,056	1,03
σ	6	2,4	2,4	1,46	32	600	0,013	0,19
CV(%)	12	19	14	58	81	110	23	18,5
19-B-0-1	61	13	22	1,97	63	1070	0,050	1,49
19-B-1-2	66	16	21	1,43	69	1070	0,047	2,06
19-B-2-3	62	29	29	2,68	51	1180	0,077	3,01
19-B-3-5	62	24	18	2,77	76	1240	0,062	2,36
19-B-5-6	54	34	25	2,15	55	1180	0,082	2,29
19-B-6-7	45	17	16	1,04	52	1310	0,035	1,09
µ	58	22	22	2,01	61	1170	0,059	2,05
σ	7,8	4,7	5,0	0,68	9,8	90	0,018	0,68
CV(%)	13	21	23	34	16	7,8	31	33

v) par les coefficients de variation, on voit que pour chacune des sous-stations, les teneurs en fer, manganèse, soufre total et mercure total sont assez homogènes sauf pour la station 19-A où les concentrations en fer et en manganèse sont très variables.

Pour vérifier l'égalité des résultats entre les 2 sous-stations de chaque station, un test de Mann-Whitney a été effectué pour chacun des paramètres sur l'ensemble des strates. Les résultats sont compilés au tableau 22.

De façon générale, par les résultats de ces tests, il s'avère que les concentrations mesurées aux deux sous-stations des stations 6 et 19 sont considérées égales pour tous les paramètres. Seul le % de perte au feu à la station 19 et le manganèse à la station 6 n'ont pas de valeurs considérées égales pour les deux sous-stations. On peut donc dire que les deux sous-stations échantillonnées sont représentatives de la qualité physico-chimique des sédiments à chaque station. Notons par contre que les résultats obtenus pour le manganèse à la station 19 démontrent une variance très élevée entre les 2 sous-stations. Pour la station 4, bien que le test de Mann-Whitney ne puisse vérifier l'hypothèse de l'égalité des données, il est facile de voir la similitude des résultats en comparant les moyennes. Tous les paramètres sauf le % de perte au feu ont des moyennes similaires pour les 2 sous-stations 4-A et 4-B.

Tableau 22: Résultats des tests de Mann-Whitney (U calculé) entre chaque sous-station pour les paramètres analysés dans les sédiments récoltés à l'été 1985*.

station	U critique	% perte au feu	granulométrie	C org.	Fe	Mn	S tot.	Hg tot.
6-A-,6-B	15	9	10	9	8	18	13	9
19-A-,19-B	17	17	15	16	12	14	10	16

* Le test n'a pas été fait pour la station 4 puisqu'il n'y a pas de valeur de U critique pour $n_1=2$ et $n_2=4$.

En comparant les résultats obtenus lors de la campagne d'été 1984 et celle d'été 1985 (tableau 23), on constate que la granulométrie et le C org. sont assez semblables d'une année à l'autre. Par contre, les concentrations en fer, en manganèse et en mercure sont beaucoup plus élevées en 1985 qu'en 1984 (cette variation observée est discutée au chapitre 5). Notons que l'échantillonnage de 1985 a été effectué les 13 et 14 août tandis qu'en 1984, il avait lieu les 23 et 24 août donc à la même période de l'année. Bien que l'emplacement exact des échantillonnages ait pu varier légèrement d'une année à l'autre, ils étaient toujours limités à la zone couverte par les herbiers de potamots, ce qui représente une superficie assez restreinte.

4.3.2 Eau interstitielle et de surface

Les analyses chimiques sur l'eau ont été effectuées sur des échantillons composés, c'est-à-dire que le contenu de 2 cellules ou plus, destiné aux mêmes analyses, était combiné. Ces combinaisons étaient effectuées à partir de l'eau provenant des mêmes dialyseurs uniquement. Ces manipulations ont eu lieu au laboratoire suite au choix des combinaisons. Comme mentionné à la section 3.4.3, ce choix était basé sur trois critères: l'intensité de la teinte bleutée des échantillons d'eau, le Eh des sédiments et le pH de l'eau interstitielle. Le but de cette manipulation était de diminuer les coûts des analyses au laboratoire. Le critère de sélection de base pour le choix des combinaisons a été le degré d'oxydation de l'eau (données qualitatives) et des sédiments (données quantitatives). De cette façon, les combinaisons ont pu être effectuées dès leur arrivée au laboratoire, limitant ainsi à quelques minutes le délai pour le début des analyses de chlorures, sulfures, carbone

Tableau 23: Comparaison de la qualité physico-chimique des sédiments récoltés en 1984 et en 1985.

station	année	% perte au feu	granulométrie (% < 180 µm)	C org. (%)	Fe (%)	Mn (µg/g)	Hg tot. (µg/g)
4	1984		90	2,08	0,92	100	0,12
4-A	1985	16	81	2,90	3,9	670	0,19
4-B	1985	10	80	3,67	4,0	660	0,30
6	1984	17	65	3,87	0,86	94	0,07
6-A	1985	9,2	67	1,45	4,2	940	0,33
6-B	1985	16	64	3,10	4,0	860	0,29
19	1984	3,6	35	1,73	1,4	88	1,28
19-A	1985	13	17	2,51	4,0	530	1,03
19-B	1985	22	22	2,01	6,1	1170	2,05

organique dissous et sulfates. Les échantillons d'eau réservés aux analyses de mercure ont tous été combinés 2 par 2, sauf la dernière strate à cause du nombre impair de strates.

Les résultats sont présentés en détail à l'annexe 12. Les stations sont identifiées avec 2 chiffres et 1 lettre: le premier chiffre représente le numéro de la station (4, 6 ou 9), la lettre correspond à la sous-station (A ou B) et le deuxième chiffre à la profondeur en cm (2 à -9). Les deux premières strates sont les 2 cm au-dessus de l'interface sédiment-eau, 1 étant la strate située juste au-dessus du sédiment. Les résultats sont ensuite portés sur graphique à la figure 6.

De façon générale, il ressort que:

- i) les concentrations en fer, calcium, carbone organique dissous et, de façon moins marquée, en magnésium, augmentent en fonction de la profondeur, à toutes les stations;
- ii) pour les chlorures, la tendance générale est d'augmenter en fonction de la profondeur sauf à la station 6-B où les concentrations diminuent et à la station 4-B où aucune tendance générale ne se démarque;
- iii) les concentrations en sulfates diminuent en fonction de la profondeur, et les concentrations en sulfures augmentent jusqu'à 3 ou 4 cm de profondeur pour ensuite diminuer;
- iv) pour le mercure, les concentrations sont assez homogènes en fonction de la profondeur (0,03 à 1,3 $\mu\text{g/L}$); seules 2 mesures dans l'eau de surface (station 4-A et 6-B) et une mesure en profondeur (station 19-A) se distinguent de la moyenne qui est de 0,44 $\mu\text{g/L}$;

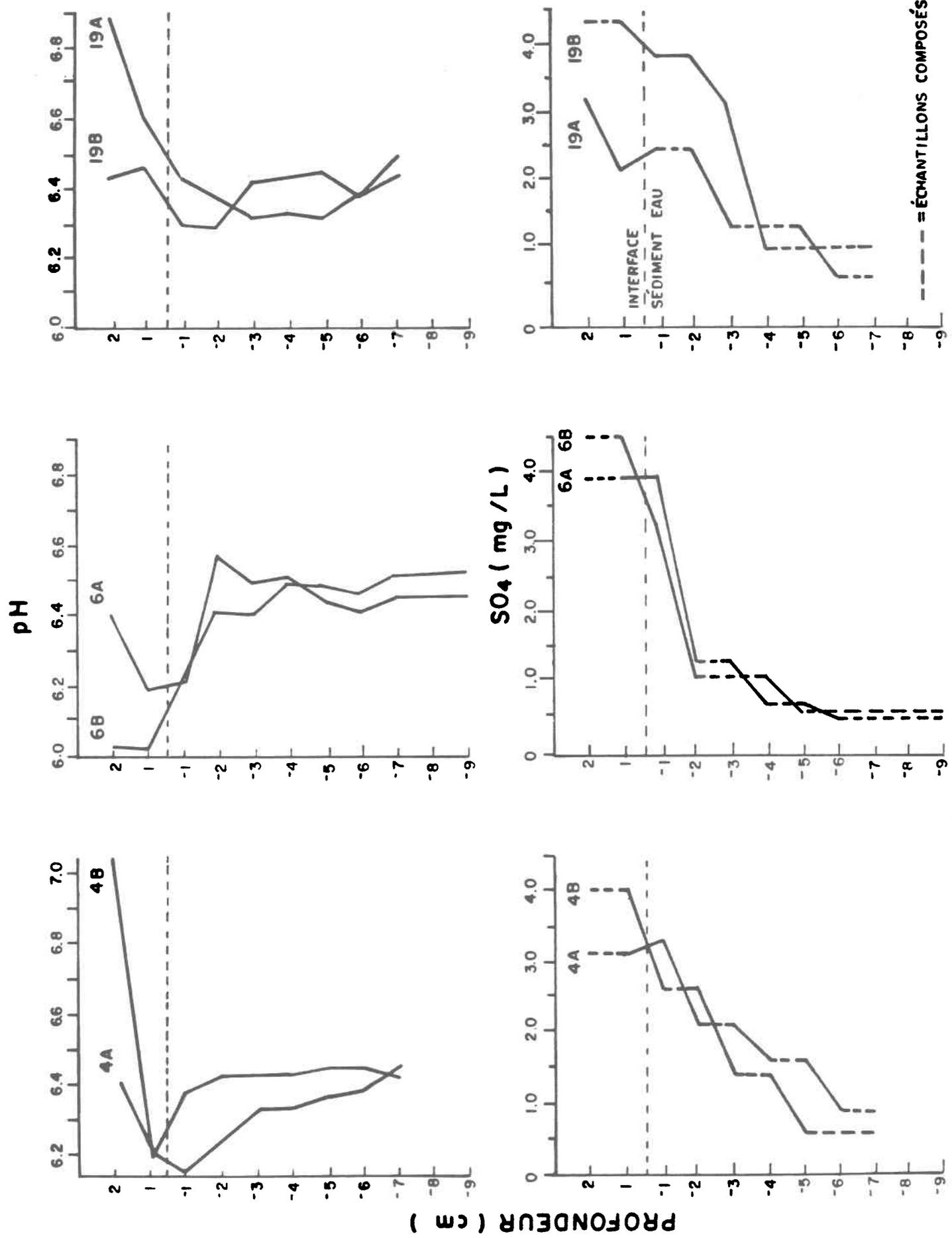


Figure 6a: Graphiques des résultats d'analyse de l'eau interstitielle et de surface en fonction de la profondeur (pH et SO₄).

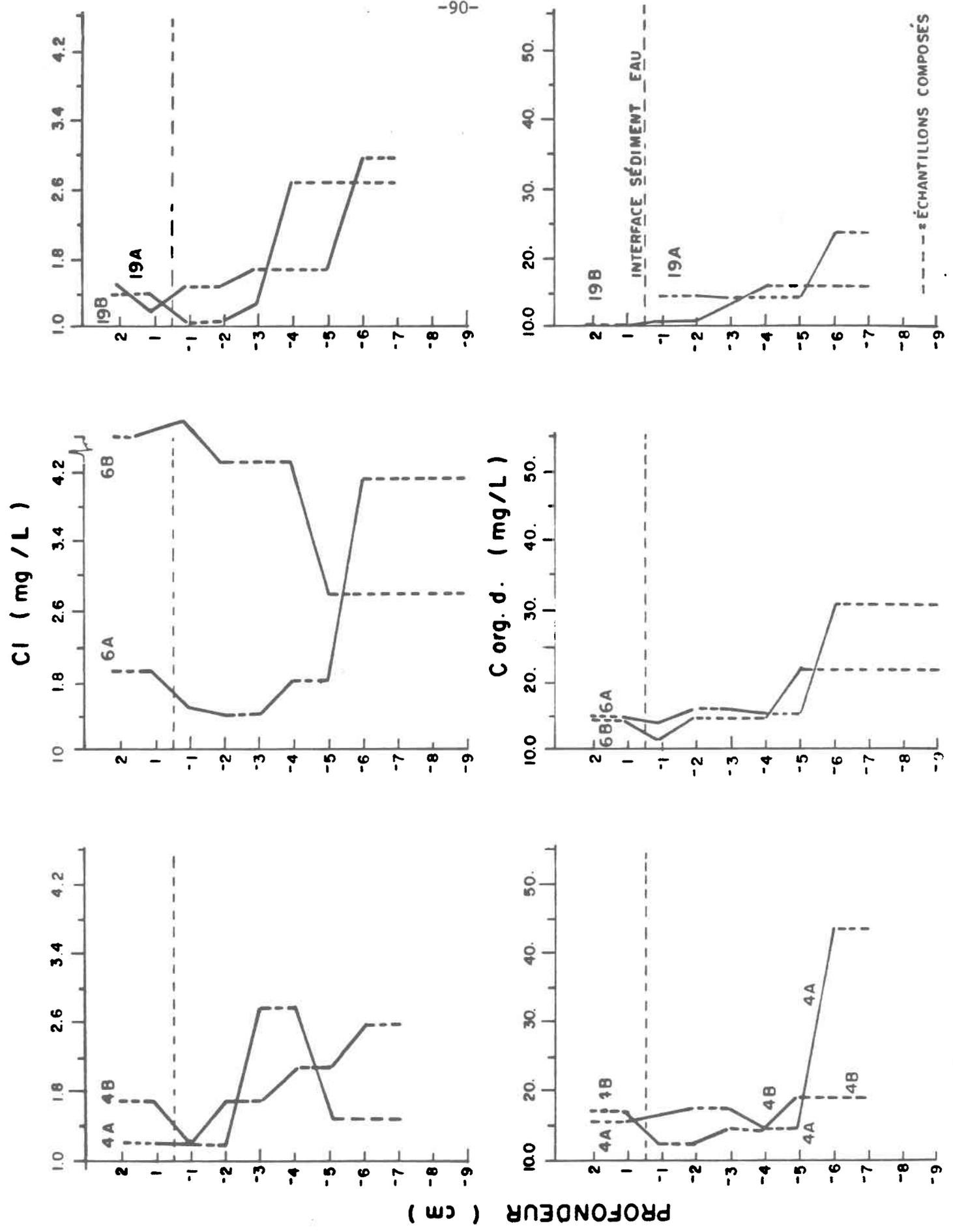


Figure 6b: Graphiques des résultats d'analyse de l'eau interstitielle et de surface en fonction de la profondeur (CI et Corg.d.).

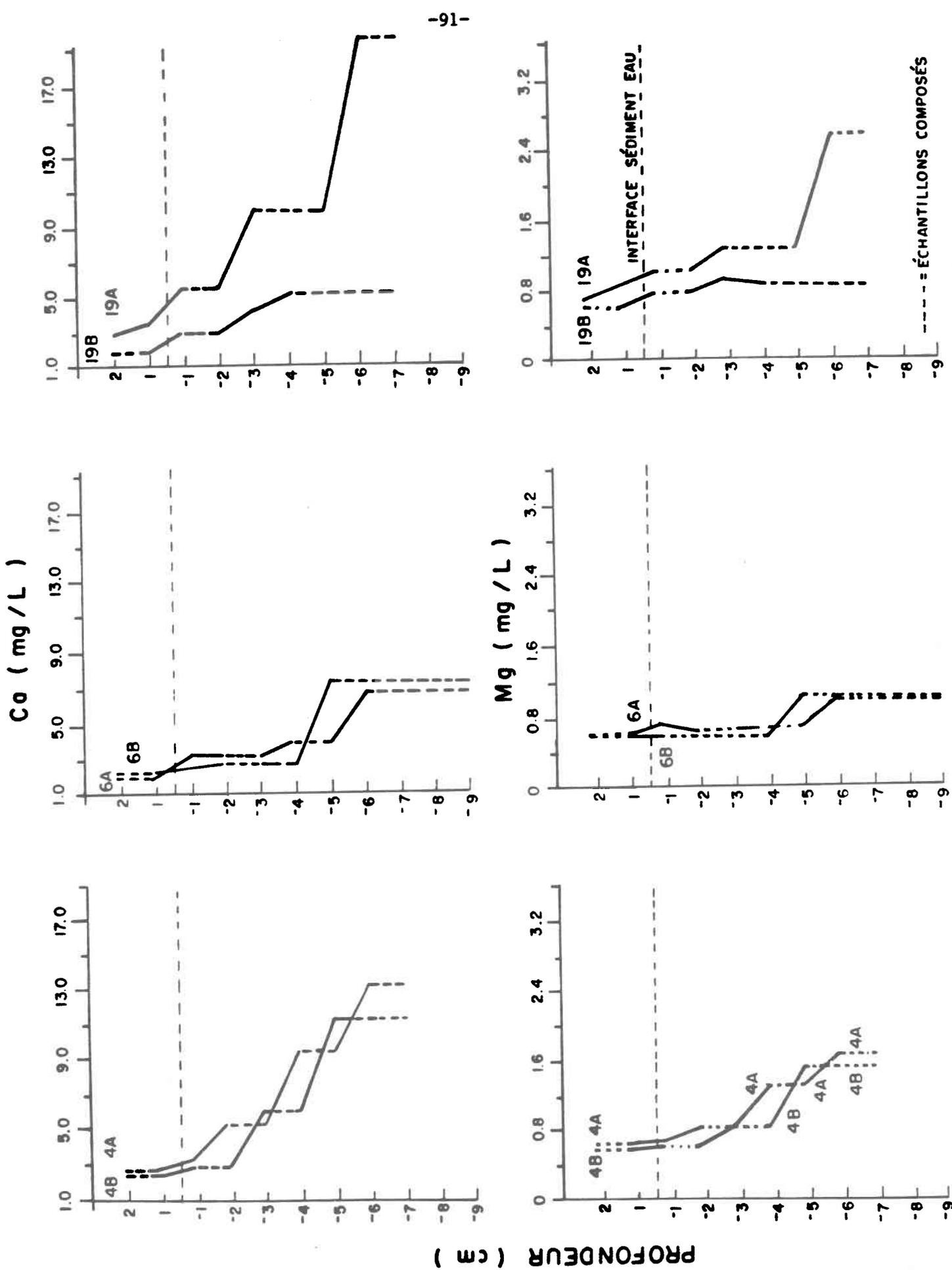


Figure 6c: Graphiques des résultats d'analyse de l'eau interstitielle et de surface en fonction de la profondeur (Ca et Mg).

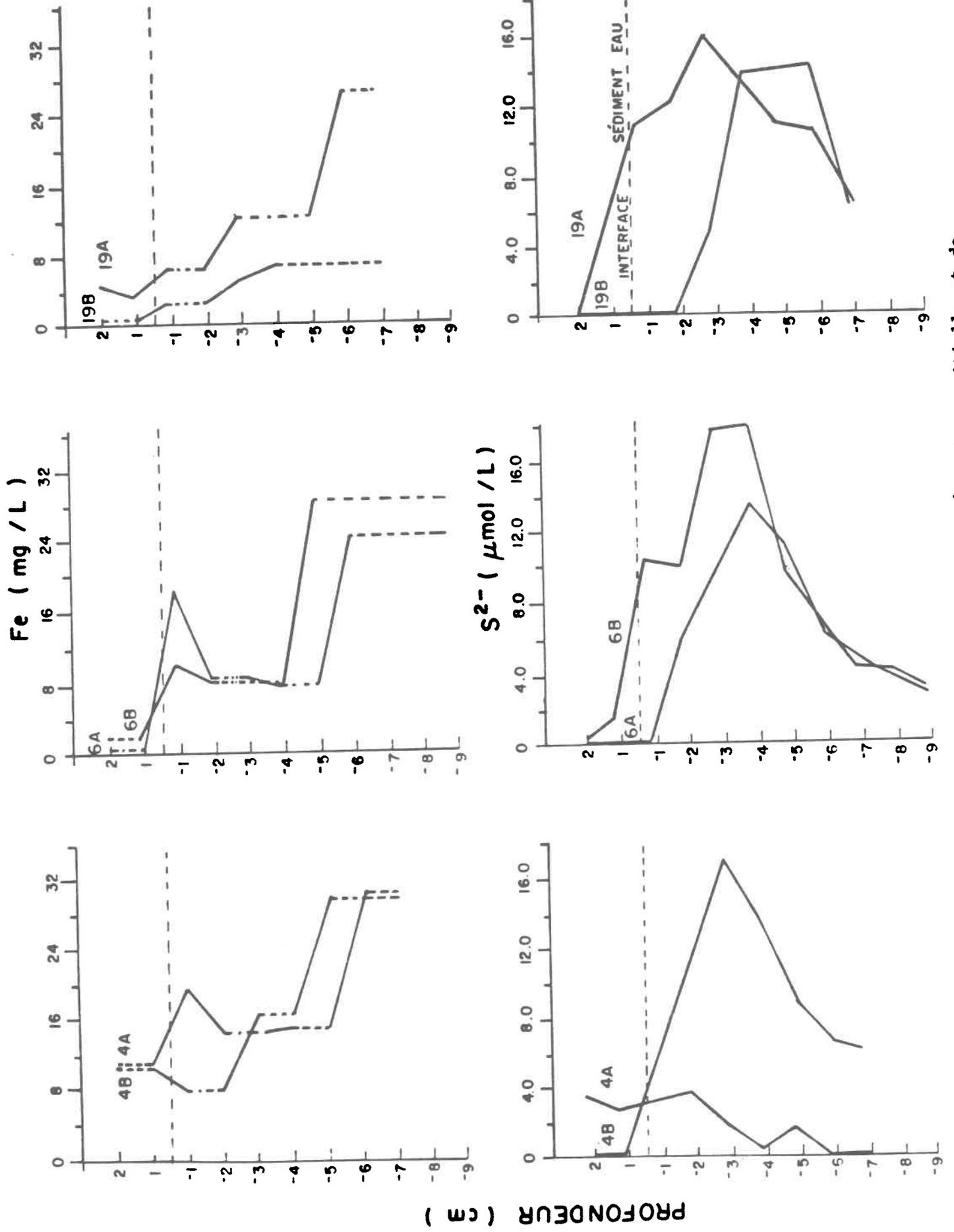


Figure 6d: Graphiques des résultats d'analyse de l'eau interstitielle et de surface en fonction de la profondeur (Fe et S^{2-}).

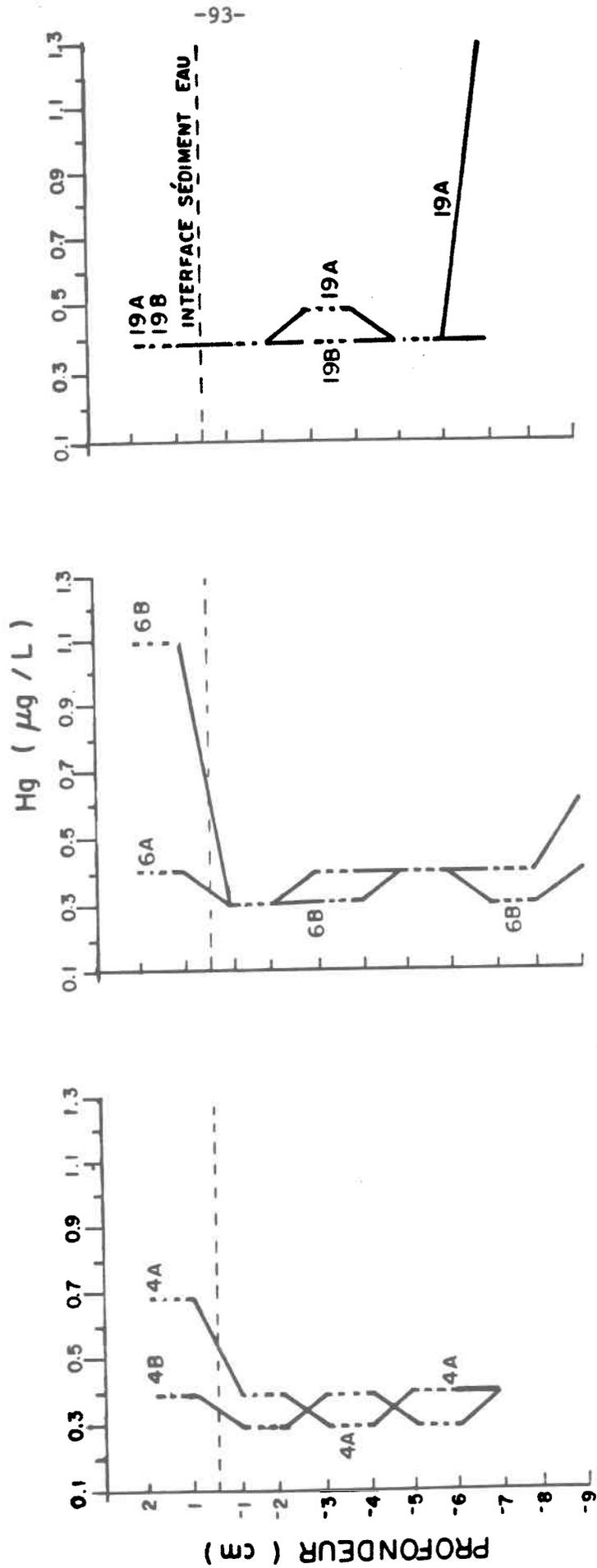


Figure 6e: Graphiques des résultats d'analyse de l'eau interstitielle et de surface en fonction de la profondeur (Hg).

- v) aux stations 4-A, 4-B et 6-A, le pH diminue jusqu'à 1 cm au-dessus ou en-dessous du sédiment pour remonter par la suite et puis, se stabiliser. Cette tendance est semblable à celle observée à la station 4, à l'automne 1984 sauf que le pH minimum apparaissait à une profondeur plus grande;
- vi) de façon générale, pour le carbone organique dissous, les sulfates, le magnésium, le calcium, le fer et, à un degré moindre, le pH et le mercure, les résultats analytiques des sous-stations sont semblables. Les concentrations en chlorures aux sous-stations 6-A et 6-B et en sulfures aux sous-stations 4-A et 4-B sont par contre assez différentes.

Si l'on compare les résultats d'analyse de mercure obtenus dans la présente étude avec ceux obtenus par différents auteurs (tableau 24), on constate que les concentrations obtenues pour les eaux interstitielles des sédiments de la rivière Saint-Maurice sont assez faibles. Nous verrons plus loin (chapitre 5) comment interpréter ces faibles concentrations en fonction de leur influence sur la prise en charge du mercure par les parties souterraines des plantes aquatiques.

Par les courbes obtenues pour le fer, les sulfates, les sulfures et le pH, il est possible de délimiter la profondeur de la zone anoxique dans les sédiments récoltés en 1985. En effet, les phénomènes suivants provoquent ou sont la conséquence du changement du potentiel rédox:

- i) la réduction des oxydes ou hydroxydes de fer (Fe III), qui augmente la solubilité du fer en milieu anoxique (Fe II);
- ii) la réduction des sulfates en sulfures par un processus de respiration microbienne ou de réactions chimiques;

Tableau 24: Concentration en mercure dans l'eau interstitielle, analysées par différents auteurs ($\mu\text{g/L}$).

Type d'échantillon	Méthode d'extraction	[Hg] _{tot.}	Auteurs
Carotte de sédiment (rivière)	centrifugation + filtration (0,4 μm)	0,5-7,4 u = 3,3 σ = 2,1 N = 10	Adams and Darby, 1980
Sédiment surface (milieux divers)	centrifugation + filtration filtration (0,45 μm)	1 - 11 u = 3,9 σ = 2,5 N = 24	Brannon <u>et al.</u> 1980
Sédiment surface (rivière)	centrifugation	0,005-1,66 u = 0,44 σ = 0,82 N = 4	Cline <u>et al.</u> , 1973
Carotte de sédiment (marais)		u = 0,82-4,59 N = 54	Katsaounis, 1977
Carotte de sédiment (estuaire)	pression mécanique	< 0,03 - 3,6 u = 1,1 σ = 0,95 N = 25	Lindberg and Harriss, 1974
Carotte de sédiment (estuaire)	centrifugation ou pression sur filtre	< 10	Serne, 1977
Carotte de sédiment (rivière)	dialyse <u>in situ</u> (0,45 μm)	0,3-1,3 u = 0,4 σ = 0,2 N = 32	présente étude

iii) l'oxydation de la matière organique et, par conséquent, l'augmentation de l'activité respiratoire microbienne, qui augmente la concentration en CO_2 dans l'eau ce qui a pour effet d'abaisser le pH.

Toutes ces réactions, intimement reliées, auront pour conséquence de déterminer le niveau d'oxydation de l'eau interstitielle et des sédiments à des profondeurs bien déterminées selon les profondeurs où s'effectuent ces réactions et selon également l'étendue de l'influence des composés relâchés, leur stabilité, leur solubilité, leur concentration et leur reprise en charge.

Pour la station 4-A, les graphiques de pH et de sulfures (voir figure 6) situent le début de la zone anoxique entre le 2ième et le 3ième cm. À la sous-station 4-B, si l'on considère les courbes du fer et du pH, il semble adéquat de situer le début de la zone anoxique à environ 2 cm de profondeur, dans les sédiments. Pour la station 6, on retrouve des graphiques semblables pour les deux sous-stations. Le pH se stabilise à partir du 2ième cm et la baisse drastique des sulfates de + 1 à 2 cm de profond est associée à une augmentation des sulfures dont le maximum se situe entre 3 et 4 cm. Les courbes des sulfates, du pH et des sulfures permettent donc de délimiter le début de la zone anoxique entre 1 et 2 cm de profond pour les deux sous-stations. Les graphiques des concentrations en fer, sulfates et sulfures situent le début de la zone anoxique entre 2 et 3 cm pour la sous-station 19-A et entre 2 et 4 cm pour la sous-station 19-B. La courbe du pH à la sous-station 19-A laisse croire à une activité microbienne assez soutenue entre 1 et 6 cm de profond tandis que pour la sous-station 19-B, le pH se stabilise à partir du 3ième cm. Notons que

pour la sous-station 19-A, les seules caractéristiques qui diffèrent des autres sous-stations sont l'hétérogénéité des concentrations en manganèse et en fer dans les sédiments. La station 19 a aussi une granulométrie beaucoup plus grossière que les autres stations.

Les profondeurs et les paramètres considérés dans la délimitation des zones anoxiques sont résumés au tableau 25. Les relations qui existent entre les divers paramètres seront évaluées et discutées à la section 5.3.3

4.3.3 Les plantes

Les deux espèces de macrophytes enracinés qui ont été récoltées sont Potamogeton epihydrus var. ramosus (Peck) House et Sparganium sp. Le rubanier (Sparganium sp.) a été échantillonné compte tenu de sa présence assez abondante dans les herbiers de potamots. En fait, à la station 6, on retrouve beaucoup plus de Sparganium sp. que de Potamogeton. L'espèce n'a pu être déterminée à cause de l'absence d'inflorescence ou de fructification, toutes les plantes observées étant stériles.

Potamogeton epihydrus

Les concentrations en mercure chez P. epihydrus diffèrent d'une station à l'autre. Selon les parties analysées, elles varient de 0,05 à 0,10 µg/g à la station 4, de 0,06 à 0,36 µg/g à la station 6 et de 0,16 à 0,35 µg/g à la station 19 (tableau 26). L'ordre croissant des concentrations en mercure dans chaque partie de plante est le suivant:

Tableau 25: Profondeur de la zone anoxique et paramètres considérés dans sa délimitation, dans les sédiments récoltés en 1985.

Sous-station	Profondeur de la limite supérieure de la zone anoxique (cm)	Paramètres déterminants
4-A	2 à 3	pH, sulfures
4-B	2	pH, fer
6-A	1 à 2	pH, sulfates
6-B	1 à 2	pH, sulfates, sulfures
19-A	2 à 3	fer, sulfates, sulfures
19-B	2 à 4	fer, sulfates, sulfures

station 4 : feuille \approx tige > rhizome;
station 6 : tige > feuille > rhizome;
station 19 : rhizome > feuille > tige

Sauf pour la station 19, les rhizomes ne sont pas les parties les plus contaminées contrairement à ce qui avait été trouvé en 1984 où le mercure était partout plus concentré dans les rhizomes que dans les parties vertes (tableau 18). L'importance de la contamination des plantes selon les stations est légèrement différente d'une année à l'autre. En 1984, le gradient des concentrations selon les stations était le suivant:

$$19 > 4 \approx 6,$$

en 1985, le gradient des concentrations se répartissait comme suit:

$$19 > 6 > 4.$$

Les plantes de la station 19 restent les plus contaminées mais à un degré moindre qu'en 1984 (tableaux 18 et 26). La répartition du mercure entre les rhizomes et les parties vertes y est quand même semblable. La concentration en mercure dans les parties vertes à la station 4 était légèrement plus faible en 1985 qu'en 1984; dans les rhizomes, elle était deux fois plus faible. En 1985, à la station 6, la concentration en mercure dans les parties vertes était nettement supérieure à celle qui a été analysée en 1984 tandis que dans les rhizomes, elle était trois fois inférieure. Il semble donc que pour P. epihydrus, l'accumulation du mercure soit différente d'une année à l'autre selon les stations étudiées et les parties de plantes analysées.

Tableau 26: Concentrations en mercure analysées chez P. epihydrus récoltées à l'été 1985 ($\mu\text{g/g}$, poids sec)¹.

station	tige	feuille	rhizome
4	0,08	0,10	0,05
6	0,36	0,10	0,06
19	0,16	0,20	0,35

¹ Échantillons composés (voir méthode d'échantillonnage à la section 3.4.3).

Sparganium sp.

Les concentrations en mercure chez Sparganium sp. sont de 0,06 et 0,08 µg/g à la station 4, de 0,07 et 0,11 µg/g à la station 6 et de 0,23 et 0,74 µg/g à la station 19 (tableau 27). Pour l'ensemble des stations, la concentration en mercure était plus élevée dans les racines que dans les feuilles. Le gradient de concentration selon les stations se répartissait comme suit:

$$19 > 6 \approx 4.$$

Les deux espèces

De façon générale, les concentrations en mercure chez Sparganium sp. sont plus élevées que chez P. epihydrus. Si l'on compare les stations entre elles, les concentrations en mercure dans les parties souterraines sont toujours plus élevées chez Sparganium sp. que chez P. epihydrus (de 1,6 à 2,1 fois). Les concentrations en mercure dans les feuilles sont par contre assez semblables pour les deux espèces. Fait intéressant, la gradation des teneurs en mercure selon les stations est la même pour P. epihydrus et Sparganium sp. et ce, pour les feuilles et les rhizomes:

feuilles : 19 > 6 ≈ 4 pour les deux espèces;

rhizomes : 19 > 6 ≈ 4 pour les deux espèces.

Les causes possibles de cette gradation seront discutées au chapitre 5.

Tableau 27: Concentrations en mercure analysées chez Sparganium sp. récoltées à l'été 1985 ($\mu\text{g/g}$, poids sec).

station	feuille	racine
4	0,06	0,08
6	0,07	0,11
19	0,23	0,74

Si l'on compare les concentrations en mercure analysées chez les espèces de la présente étude avec celles analysées par différents auteurs chez d'autres espèces de Potamageton et de Sparganium (tableau 28), on constate que chez P. epihydrus (présente étude) les concentrations en mercure dans les feuilles sont de deux fois plus petites à quatre fois plus grandes que chez les autres espèces. Lorsque l'ensemble des parties vertes est considéré, les valeurs sont de quatre à dix fois plus petites. Les valeurs trouvées pour les feuilles chez Sparganium sp. sont trois fois plus élevées que les valeurs trouvées pour les parties vertes des autres espèces de Sparganium. À cause de l'absence de données pour les parties souterraines chez d'autres espèces que celles étudiées ici, on ne peut faire de comparaison à partir des résultats de la présente étude.

Tableau 28: Concentrations en mercure analysées chez différentes espèces de Potamogeton et de Sparganium par différents auteurs ($\mu\text{g/g}$, poids sec).

Espèce	Concentration	Partie de la plante	Auteurs
<u>P. americanus</u>	< 0,004 - 0,200	feuilles	Croteau et al., 1984
<u>P. crispus</u>	0,006 0,7 14,0	- plante ent. bourgeons	Bubicz et al., 1982 Cowgill, 1974 Cowgill, 1974
<u>P. epihydrus</u>	0,08 - 0,41 0,12 - 0,62 0,08 - 0,36 0,10 - 0,20 0,05 - 0,35 < 0,004 - 0,172	tiges + feuilles rhizomes tiges feuilles rhizomes feuilles	présente étude, 1984 présente étude, 1984 présente étude, 1985 présente étude, 1985 présente étude, 1985 Croteau et al., 1984
<u>P. gramineus</u>	< 0,04 - 0,273	feuilles	Croteau et al., 1984
<u>P. lucens</u>	0,022 - 0,05	-	Bubicz et al., 1982
<u>P. natans</u>	0,02 - 6,3 < 0,004 - 0,420	parties vertes feuilles	Lodenus, 1980 Croteau et al., 1984
<u>P. obtusifolius</u>	0,04 - 1,6	parties vertes	Lodenus, 1980
<u>P. pectinatus</u>	0,37 - 0,46 < 0,004 - 0,054	- feuilles	Abo-Rady, 1980 Croteau et al., 1984
<u>P. perfoliatus</u>	0,03 - 6,6 0,027	parties vertes -	Lodenus, 1980 Bubicz et al., 1982
<u>P. praelongus</u>	9,4	-	Cowgill, 1974
<u>P. Richardsonii</u>	< 0,004 - 0,216	feuilles	Croteau et al., 1984
<u>S. emersum</u>	< 0,01 - 1,6	parties vertes	Lodenus, 1980
<u>S. erectum</u>	0,04 - 0,06	parties vertes	Lodenus, 1980
<u>S. friesii</u>	0,02 - 0,07	parties vertes	Lodenus, 1980
<u>Sparganium</u> sp.	0,06 - 0,23	feuilles	présente étude, 1985
<u>Sparganium</u> sp.	0,08 - 0,74	racines	présente étude, 1985

Chapitre 5

5. TRAITEMENT DES RÉSULTATS ET DISCUSSION

5.1 Schéma initial de prise en charge du mercure par les plantes

Les plantes submergées enracinées ont la capacité d'accumuler les métaux traces dans différentes parties. Il a été mentionné à la section 3.2 que les potamots sont des plantes qui possèdent les caractéristiques anatomiques et morphologiques favorables à la prise en charge des solutés par les parties vertes. Arber (1972) illustre bien, en particulier, l'arrangement du phloème et du xylème dans les tiges de P. crispus L., P. lucens L., P. pusillus L. et P. pectinatus L. Les caractéristiques du système racinaire chez les potamots suggèrent également la possibilité pour ces plantes d'absorber les solutés par les racines.

L'annexe 1 dresse une liste des parties de plantes où l'on a mesuré une grande diversité de métaux traces, pour différentes espèces de potamots. Il s'agit des bourgeons, des feuilles, des rhizomes, des racines et de l'ensemble tige-feuille. La revue de littérature effectuée pour la présente étude n'a permis de relever aucune étude sur le terrain où les auteurs différenciaient entre elles les tiges et les feuilles submergées.

Quelques expériences dirigées en laboratoire ont également démontré la capacité pour certaines plantes d'accumuler le mercure par les parties

vertes. Avec des plantes reposant dans des aquariums où l'on a ajouté du HgCl_2 dans l'eau, Eriksson et Mortimer (1975) ont démontré la capacité qu'ont Sagittaria latifolia et Scirpus americanus à concentrer davantage le mercure dans les tiges submergées que dans les tiges émergées. Bien qu'aucune précaution n'avait été prise pour isoler l'eau de surface des sédiments, une analyse des sédiments à la fin de l'expérience n'a permis d'y mesurer que de 0,00 à 0,01 $\mu\text{g/g}$ de mercure. Dans cette expérience, la concentration en mercure dans les racines et les stolons de S. latifolia était très faible (0,04 et 0,10 $\mu\text{g/g}$, respectivement) tandis que dans la partie des tiges submergées, la concentration était élevée (0,49 $\mu\text{g/g}$ dans les tiges submergées et 0,12 $\mu\text{g/g}$ dans les tiges émergées). La très faible concentration en mercure dans les sédiments (0,01 à 0,10 $\mu\text{g/g}$, poids humide) et la forte concentration mesurée dans les tubercules (0,53 $\mu\text{g/g}$, poids humide) ont fait suggérer à ces auteurs que S. latifolia accumule le mercure par les tiges lorsque le métal est présent dans l'eau et qu'ensuite il y a translocation basipète du mercure vers les tubercules. De plus grandes concentrations de mercure dans les tiges submergées que dans les tiges émergées et les racines ont également été trouvées chez Scirpus cyperinus. Pour les aquariums où les sédiments étaient contaminés (0,06 $\mu\text{g/g}$, poids humide) et pas l'eau (0,001 $\mu\text{g/g}$), on a retrouvé le mercure dans les racines et non dans les feuilles et ce, pour les deux espèces étudiées. En résumé, il semble que chez ces deux espèces, les tiges soient un important réservoir d'accumulation du mercure et que les racines soient capables de prendre en charge le mercure contenu dans les sédiments. Il faut toutefois noter qu'aucune mesure dans les feuilles submergées de S. cyperinus n'a été effectuée et que la concentration en mercure dans les

feuilles de S. latifolia (hors de l'eau) était également très élevée (0,30 µg/g, poids humide). Czuba et Mortimer (1980) et Mortimer et Kudo (1975) ont également démontré la capacité chez Elodea densa d'accumuler par ses parties vertes le méthylmercure et le mercure inorganique dissous dans l'eau.

À partir de ces considérations, il est possible de présenter un schéma simplifié de la prise en charge du mercure par les plantes (figures 7 et 8). Les points d'entrée possibles du mercure y sont représentés, soient les feuilles, les tiges et les rhizomes. Il est présenté qu'une partie seulement du mercure absorbé par les tissus y restera entreposé. Ce schéma est basé sur l'hypothèse initiale que les concentrations en mercure analysées dans les rhizomes viennent de l'eau interstitielle. La qualité physico-chimique de l'eau interstitielle dépendra à son tour de la nature des sédiments et des réactions d'adsorption/désorption ou de précipitation/dissolution qui s'y déroulent. De même, les concentrations en mercure dans les feuilles et les tiges sont présumées représenter l'absorption du mercure par ces parties de plantes à partir de la colonne d'eau. Les facteurs influençant la prise en charge du mercure par les différentes parties de plantes seront ensuite considérés.

Il est à noter que ces schémas simplifiés ne prennent pas en considération les phénomènes possibles de translocation du métal tel que suggéré par Denny (1980). En effet, dans une synthèse exhaustive et critique, Denny (1980) rapporte certaines observations au sujet de phénomènes de transport d'ions majeurs (P, N) et de métaux lourds (Cu) à l'intérieur de

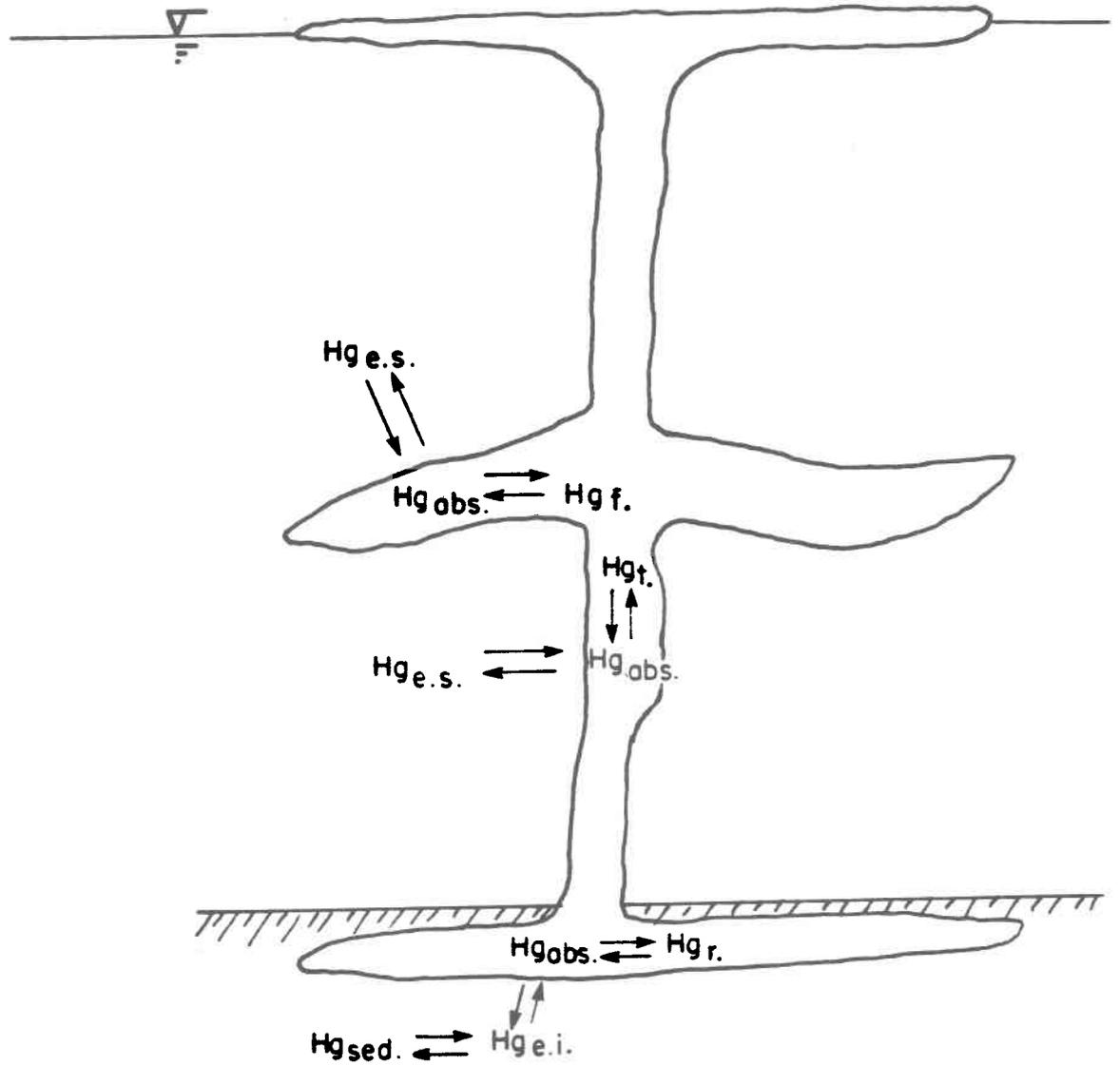


Figure 7: Schéma simplifié de la prise en charge du mercure par P. epihydus*.

* Pour la signification des abréviations, voir la liste des abréviations.

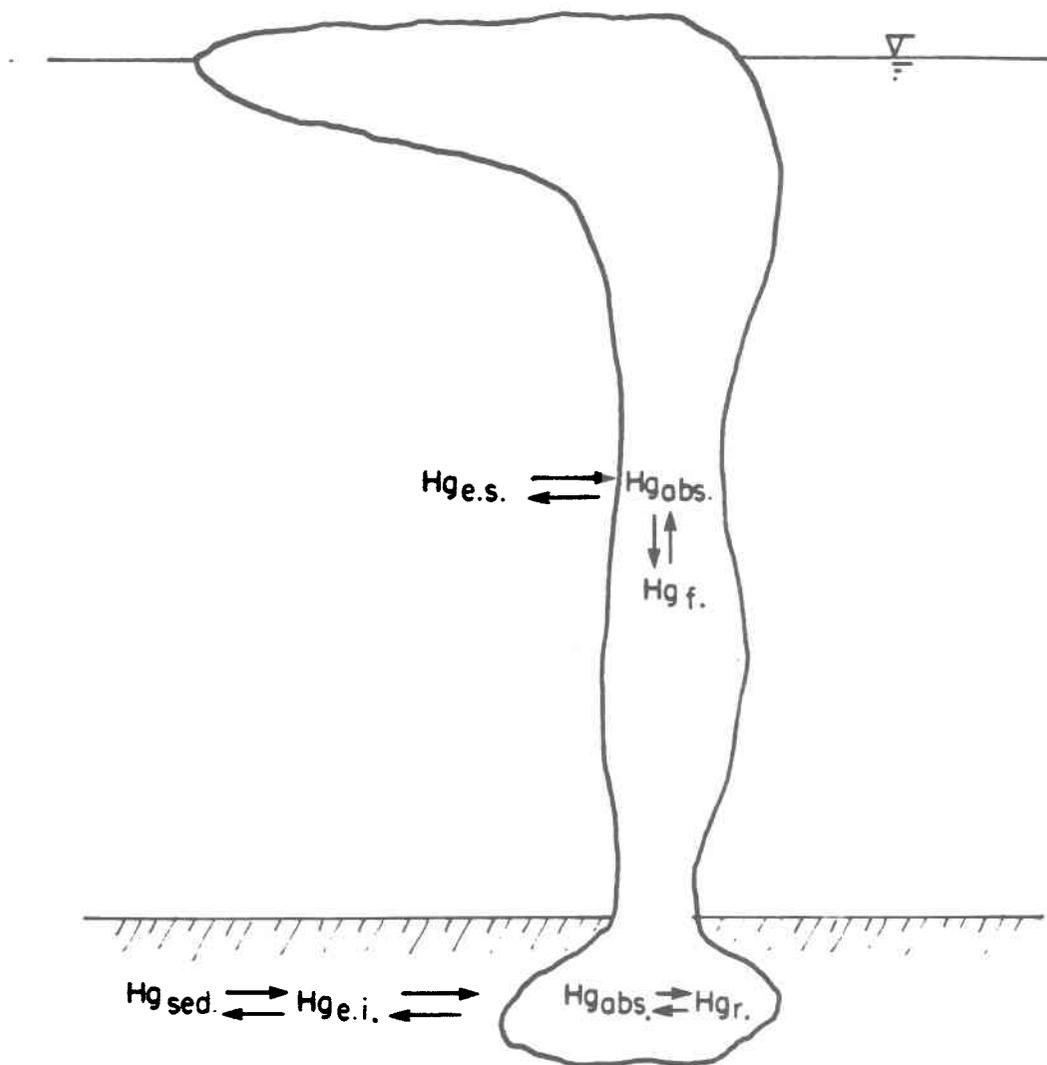


Figure 8: Schéma simplifié de la prise en charge du mercure par Sparganium sp.*.

* Pour la signification des abréviations, voir la liste des abréviations.

macrophytes enracinés. Denny (1980) rapporte que suite à une expérience avec P. crispus et P. pectinatus, Welsh et Denny ont observé que les différences de vitesse de translocation du ^{32}P et de quantité de ^{32}P transporté à l'intérieur de la plante entre les 2 espèces étudiées étaient explicables par des différences au niveau de la morphologie des systèmes vasculaires. Les phénomènes possibles de translocation seront donc pris en considération lors de l'élaboration des schémas globaux de prise en charge du mercure par P. epihydrus et Sparganium sp.

Facteurs de concentration du mercure par les 2 espèces étudiées

Les concentrations en mercure analysées chez P. epihydrus et Sparganium sp. démontrent nettement la capacité pour ces 2 espèces de concentrer le mercure dans leurs tissus à partir du milieu environnant (tableaux 25 et 26). Afin de mettre en évidence cette capacité, des facteurs de concentration du mercure ont été calculés pour les tiges, les feuilles et les rhizomes en fonction des concentrations de mercure dans l'eau de surface, l'eau interstitielle et les sédiments. Les résultats obtenus sont compilés dans le tableau 29.

Chez P. epihydrus, les facteurs de concentration varient de 0,09 à 900. On retrouve jusqu'à 500 et 450 fois plus de mercure dans les feuilles et les tiges respectivement que dans l'eau de surface et jusqu'à 700 fois plus de mercure dans les rhizomes que dans l'eau interstitielle. Pour Sparganium sp., on retrouve jusqu'à 580 fois plus de mercure dans les feuilles que dans l'eau de surface et jusqu'à 1480 fois plus de mercure dans les racines que dans l'eau

Tableau 29: Facteurs de concentrations pour l'assimilation du mercure par P. epihydrus et Sparganium sp. à partir de l'eau et des sédiments¹.

Stations	<u>Potamogeton epihydrus</u>								
	tige			feuille			rhizome		
	e.s.	e.i.	s.	e.s.	e.i.	s.	e.s.	e.i.	s.
4	130	200	0,31	170	250	0,38	80	120	0,19
6	450	900	1,2	120	250	0,32	80	150	0,19
19	400	320	0,09	500	400	0,12	880	700	0,20

Stations	<u>Sparganium</u> sp.					
	feuille			racine		
	e.s.	e.i.	s.	e.s.	e.i.	s.
4	100	150	0,23	130	200	0,31
6	90	180	0,23	140	280	0,36
19	580	460	0,13	1850	1480	0,43

¹ La signification des abréviations est donnée dans la liste des abréviations.

interstitielle. Sauf pour une seule valeur, les concentrations en mercure dans les parties souterraines sont toujours inférieures aux concentrations totales en mercure dans les sédiments, chez les deux espèces étudiées.

De façon générale, Sparganium sp. concentre plus fortement le mercure dans ses racines à partir de l'eau interstitielle que P. epihydrus. Pour les feuilles, les facteurs de concentration se ressemblent davantage. Chez les deux espèces, les facteurs de concentration à la station 19 sont supérieurs à ceux des deux autres stations, autant pour les feuilles que pour les parties souterraines. Chez P. epihydrus, on observe à la station 6 le plus important facteur de concentration dans les tiges, à partir de l'eau de surface. En considérant les concentrations obtenues (tableaux 25 et 26) et les facteurs de concentrations calculés (tableau 28), on voit que P. epihydrus et Sparganium sp. ont la capacité d'accumuler le mercure dans leurs tissus.

En se rapportant au schéma initial de prise en charge où on présume que le mercure dans les feuilles et les tiges provient de l'eau de surface et où celui détecté dans les parties souterraines provient de l'eau interstitielle, les différences marquées de facteurs de concentration à la station 19 pourraient s'expliquer de plusieurs façons. À priori, il se pourrait que les plantes y absorbent plus activement le mercure. Cette explication est difficilement vérifiable puisque l'âge physiologique, dont pourrait dépendre en partie le taux d'absorption du mercure (Mortimer, 1985), n'a pas été vérifié dans cette étude. Par contre, de façon plus générale, les échantillons ont tous été récoltés à la même période de l'année, ce qui limite les différences d'âge.

La concentration du mercure dans le milieu peut également en influencer le taux d'absorption (Eriksson et Mortimer, 1975). La concentration en mercure dans l'eau interstitielle et les sédiments est en effet plus élevée à la station 19 qu'ailleurs. De plus, le sédiment y est de texture plus grossière.

De façon absolue, on détecte plus de mercure dans toutes les parties de plante à cette station, et ce autant pour P. epihydrus que pour Sparganium sp. Ceci est en accord avec Breteler et al. (1981) qui ont démontré que chez Spartina alterniflora, les quantités de mercure sont plus élevées dans la plante aux stations où les sédiments sont les plus contaminés et ce, autant pour les racines, les rhizomes, les tiges, les feuilles et les fleurs. De plus, ces auteurs ont montré que les racines des plantes poussant dans un milieu plus sablonneux contenaient 40 fois plus de mercure que celles poussant dans un milieu organique bien que ces derniers aient 4 fois plus de mercure que dans les sédiments sablonneux. Ces auteurs mentionnent que cette observation est consistante avec celle selon laquelle le mercure est plus disponible aux animaux lorsque les sédiments contiennent moins de matière organique. Bref, les concentrations plus élevées en mercure dans les plantes et l'eau interstitielle à la station 9, peuvent s'expliquer par les fortes concentrations mesurées dans les sédiments et la texture même des sédiments qui est relativement grossière à cette station.

Les facteurs de concentration calculés à partir des résultats obtenus par Eriksson et Mortimer (1975) mettent en évidence que ces facteurs sont les plus élevés lorsqu'ils proviennent des expériences où le mercure était deux

fois plus concentré dans l'eau. Ces facteurs de concentration calculés à partir des données sur les tiges submergées, en plus de démontrer l'influence de la concentration en mercure dans le milieu, indiquent aussi que pour Scirpus cyperinus les tiges sont de bons réservoirs pour le mercure. Le fait que le facteur de concentration calculé à partir de la concentration en mercure dans les tiges de P. epihydrus à la station 6 soit plus élevé qu'aux autres stations est en accord avec les conclusions de Mortimer (1985) et Eriksson et Mortimer (1975) puisqu'à la station 6, la concentration en mercure dans l'eau de surface y est plus élevée qu'ailleurs ($\mu = 0,75 \mu\text{g/L}$ comparé à $0,48 \mu\text{g/L}$ pour l'ensemble des autres stations).

Une autre explication possible aux concentrations plus élevées pourrait être l'adsorption du mercure sur les couches extérieures des tissus végétaux ou sur le périphyton. Par contre, ce phénomène ne peut expliquer à lui seul le facteur de concentration élevé calculé pour les tiges à la station 6 puisque, si tel était le cas, ce facteur serait probablement plus élevé pour les feuilles aussi, ce qui n'est pas le cas.

En résumé, la discussion précédente démontre clairement que les plantes analysées concentrent le mercure dans les différentes parties. Cependant, pour proposer des sites de prise en charge du mercure par les plantes, il est nécessaire de vérifier l'existence de lien entre les concentrations mesurées dans le milieu et dans la plante. Ces relations seront ensuite discutées en considérant la qualité physico-chimique du milieu et les phénomènes de translocation possible du mercure à l'intérieur de la plante.

5.2 Distribution du mercure dans les plantes

Si les schémas de prise en charge du mercure proposés à la section précédente sont valables, on devrait observer des corrélations positives entre les concentrations en mercure dans les tissus et dans le milieu environnant. Par exemple, les concentrations en mercure dans les rhizomes devraient être corrélées avec celles mesurées dans l'eau interstitielle. Il est malheureusement impossible ici de tester statistiquement de telles corrélations étant donné le nombre trop restreint de stations échantillonnées. Certaines tendances ou relations peuvent toutefois être relevées. Ces tendances peuvent s'avérer utiles dans une perspective de dépistage des dangers environnementaux.

Le tableau 30 présente les concentrations analysées chez P. epihydrus et Sparganium sp. et celles analysées dans le milieu environnant. À partir de l'ensemble des données pour les 3 stations, les observations suivantes sont faites:

- i) il y a une relation proportionnelle, quoique faible, entre les concentrations en mercure dans les sédiments et les parties souterraines pour les deux espèces;
- ii) il n'y a pas de relation évidente entre les concentrations en mercure dans les sédiments et l'eau interstitielle. Une telle absence de relation avait également été observée par Brannon et al. (1980);
- iii) de façon générale, il semble y avoir une relation entre les concentrations en mercure dans l'eau de surface et les tiges chez P. epihydrus;

Tableau 30: Concentrations en mercure analysées chez P. epihydrus et Sparganium sp. ainsi que dans leur milieu environnant ($\mu\text{g/L}$ pour l'eau et $\mu\text{g/g}$, poids sec, pour les plantes et les sédiments)¹.

Stations	<u>Potamogeton epihydrus</u>			<u>Sparganium</u> sp.		
	$[\text{Hg}]_{\text{s.}} \leftrightarrow$	$[\text{Hg}]_{\text{e.i.}} \leftrightarrow$	$[\text{Hg}]_{\text{r.}}$	$[\text{Hg}]_{\text{s.}} \leftrightarrow$	$[\text{Hg}]_{\text{e.i.}} \leftrightarrow$	$[\text{Hg}]_{\text{r.}}$
4	0,26	0,4	0,05	0,26	0,4	0,08
6	0,31	0,4	0,06	0,31	0,4	0,11
19	1,71	0,5	0,35	1,71	0,5	0,74
	$[\text{Hg}]_{\text{e.s.}} \leftrightarrow [\text{Hg}]_{\text{f.}} \leftrightarrow [\text{Hg}]_{\text{t.}}$			$[\text{Hg}]_{\text{e.s.}} \leftrightarrow [\text{Hg}]_{\text{f.}}$		
4	0,6	0,10	0,08	0,6	0,06	
6	0,8	0,10	0,36	0,8	0,07	
19	0,4	0,20	0,16	0,4	0,23	

¹ La signification des abréviations est donnée dans la liste des abréviations.

iv) pour les deux espèces, il ne semble pas y avoir de relation directe entre les concentrations en mercure dans l'eau de surface et les feuilles.

Ces observations suggèrent que les deux espèces absorbent par les parties souterraines le mercure contenu dans les sédiments et que P. epihydrus absorbe en plus le mercure contenu dans l'eau de surface, par les tiges. La valeur assez élevée de mercure dans les tiges à la station 19 sera expliquée plus bas.

Si l'on considère séparément le milieu oxique et le milieu anoxique dans les sédiments, on peut observer à partir du tableau 31 que:

- i) chez P. epihydrus et Sparganium sp., la proportionnalité entre les concentrations en mercure dans les sédiments et les parties souterraines semble meilleure dans la zone anoxique que dans la zone oxique;
- ii) il ne semble pas y avoir de relation entre les concentrations en mercure dans l'eau interstitielle et les parties souterraines pour la couche anoxique chez les deux espèces. Une relation devient toutefois plus apparente si on ne considère que la valeur de mercure dans l'eau interstitielle anoxique à la sous-station 19-A (0,8 µg/L).

Pour tenter d'expliquer les plus fortes concentrations mesurées à la station 19 dans les sédiments et l'eau interstitielle anoxique (si l'on considère la valeur particulière de la sous-station 19-A) de même que les

Tableau 31: Concentrations en mercure analysées dans les parties souterraines de P. epihydrus et Sparganium sp. et dans la zone oxygène et anoxygène des sédiments ($\mu\text{g/L}$ pour l'eau interstitielle et $\mu\text{g/g}$, poids sec, pour les plantes et les sédiments)¹.

Stations	<u>Potamogeton epihydrus</u>			<u>Sparganium</u> sp.		
	$[\text{Hg}]_{\text{s.ox.}}$	$[\text{Hg}]_{\text{e.i.ox.}}$	$[\text{Hg}]_{\text{r.}}$	$[\text{Hg}]_{\text{s.ox.}}$	$[\text{Hg}]_{\text{e.i.ox.}}$	$[\text{Hg}]_{\text{r.}}$
4	0,24	0,4	0,05	0,24	0,4	0,08
6	0,36	0,3	0,06	0,36	0,3	0,11
19	1,93	0,4	0,35	1,93	0,4	0,74
	$[\text{Hg}]_{\text{s.anox.}}$	$[\text{Hg}]_{\text{e.i.anox.}}$	$[\text{Hg}]_{\text{r.}}$	$[\text{Hg}]_{\text{s.anox.}}$	$[\text{Hg}]_{\text{i.e.anox.}}$	$[\text{Hg}]_{\text{r.}}$
4	0,34	0,4	0,05	0,34	0,4	0,08
6	0,32	0,4	0,06	0,32	0,4	0,11
19	1,64	0,6	0,35	1,64	0,6	0,74

¹ La signification des abréviations est donnée dans la liste des abréviations.

concentrations plus élevées dans l'eau de surface aux stations 4 et 6, la qualité physico-chimique du milieu sera considérée.

5.3 Influence de la qualité du milieu sur les concentrations en mercure dans les sédiments, l'eau interstitielle et de surface

5.3.1 Sédiments - analyse de la qualité physico-chimique

Il a été mentionné au premier chapitre que la concentration et la biodisponibilité du mercure dans les sédiments dépendent grandement de facteurs abiotiques tels les teneurs en matière organique (entre autres les substances humiques), la présence des oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse, les concentrations en chlorures et en oxygène dissous, le pH, le potentiel rédox et la température.

Afin de vérifier l'existence de relation entre les concentrations en mercure dans les sédiments et les facteurs mentionnés précédemment, des matrices de corrélation ont été calculées à partir des données sur le mercure, le C org., la granulométrie, le fer, le manganèse et le soufre. Puisque le pH, le fer, le manganèse et le soufre sont des facteurs qui influencent grandement la solubilité du mercure, les données ont été regroupées de façon à tenir compte des conditions rédox du milieu. Les valeurs frontalières (qui chevauchent les zones oxiques et anoxiques) ont été exclues des calculs. L'annexe 13 donne les concentrations mesurées dans les sédiments oxiques et anoxiques ainsi que l'ensemble des données sur toute la colonne de sédiment, pour l'ensemble des stations.

Un test de Kolmogorov-Smirnov a été effectué avec chaque paramètre, dans chaque groupe de données (oxique, $n = 8$; anoxique, $n = 11$; toute la colonne, $n = 23$), pour vérifier la distribution des valeurs. Tous les groupes de valeurs suivent une distribution normale (avec une probabilité P supérieure à 5% de chance de ne pas faire erreur en rejetant l'hypothèse de non normalité), sauf le mercure dans le groupe de données qui considère l'ensemble de la colonne de sédiment. Un test de Pearson a ensuite été effectué pour vérifier si certains facteurs sont corrélés entre eux. Suivant l'exemple de Rust et Waslenchuk (1976) qui ont calculé des coefficients de corrélation significatifs entre le mercure, le fer, le manganèse et le C org. à partir de données transformées sous forme logarithmique, le test de Pearson a été effectué également sur les valeurs transformées (\log_{10}). Les résultats significatifs ($\alpha = 0,01$) et très significatifs ($\alpha = 0,001$) sont donnés au tableau 32.

Les concentrations mesurées pour les paramètres significativement corrélés ont été portés sur graphique. L'examen des figures a permis d'identifier certaines corrélations "fictives" par exemple, les corrélations négatives calculées entre le mercure et la fraction fine des sédiments ($< 180 \mu\text{m}$). Celles-ci sont à l'inverse de ce qui est rapporté dans la littérature (tableau 33). Cependant, l'examen des figures a permis de constater que pour les sédiments oxiques, cette fausse corrélation est due à la disposition de deux groupes de points isolés (figure 9). On retrouve aussi trois groupes de points pour les données non transformées et les données transformées pour la zone anoxique (figures 10a et b). Les figures 11a et b montrent que lorsque toute la colonne de sédiment est considérée, la

Tableau 32: Coefficients de corrélation significatifs calculés avec les différents paramètres dans les sédiments à partir des données non transformées et transformées (\log_{10})¹.

Type de sédiment	Paramètres	Coefficient de corrélation	Type de données
Oxique (n = 8)	Hg - fraction fine	-0,90*	t.
	S - % C org.	0,98**	n.t.
	S - % C org.	0,97**	t.
	% C org. - fraction fine	0,86*	t.
	S - fraction fine	0,87*	t.
	Fe - Mn	0,86*	t.
Anoxique (n = 11)	Hg - fraction fine	-0,76*	n.t.
	Hg - fraction fine	-0,82*	t.
	Fe - Mn	0,88**	n.t.
	Fe - Mn	0,90**	t.
Toute la colonne (n = 23)	Hg - Fe	0,55*	n.t.
	Hg - fraction fine	-0,75**	n.t.
	Hg - fraction fine	-0,84**	t.
	S - % C org.	0,79**	n.t.
	S - % c org.	0,79**	t.
	S - fraction fine	0,60*	n.t.
	S - fraction fine	0,59*	t.
	Fe - Mn	0,84**	n.t.
	Fe - Mn	0,87**	t.

¹ t. : donnée transformée (\log_{10})

n.t. : donnée non transformée

* : $\alpha = 0,01$

** : $\alpha = 0,001$

Tableau 33: Relations entre les concentrations en mercure dans les sédiments et la qualité physico-chimique du substrat - revue de littérature.

Paramètres	Relation	Auteurs
Fraction grossière	-	Potter <u>et al.</u> , 1975
	-	Rust et Waslenchuck, 1976
Carbone organique	+	Potter <u>et al.</u> , 1975
	+	Rust et Waslenchuck, 1976
	+	Lindberg et Harriss, 1974
	+	Reimers <u>et al.</u> , 1974
	+	Jackson <u>et al.</u> , 1982
Fer et/ou manganèse	+	Rust et Waslenchuck, 1976
	+	Lockwood et Chen, 1973
	+	Jackson <u>et al.</u> , 1982

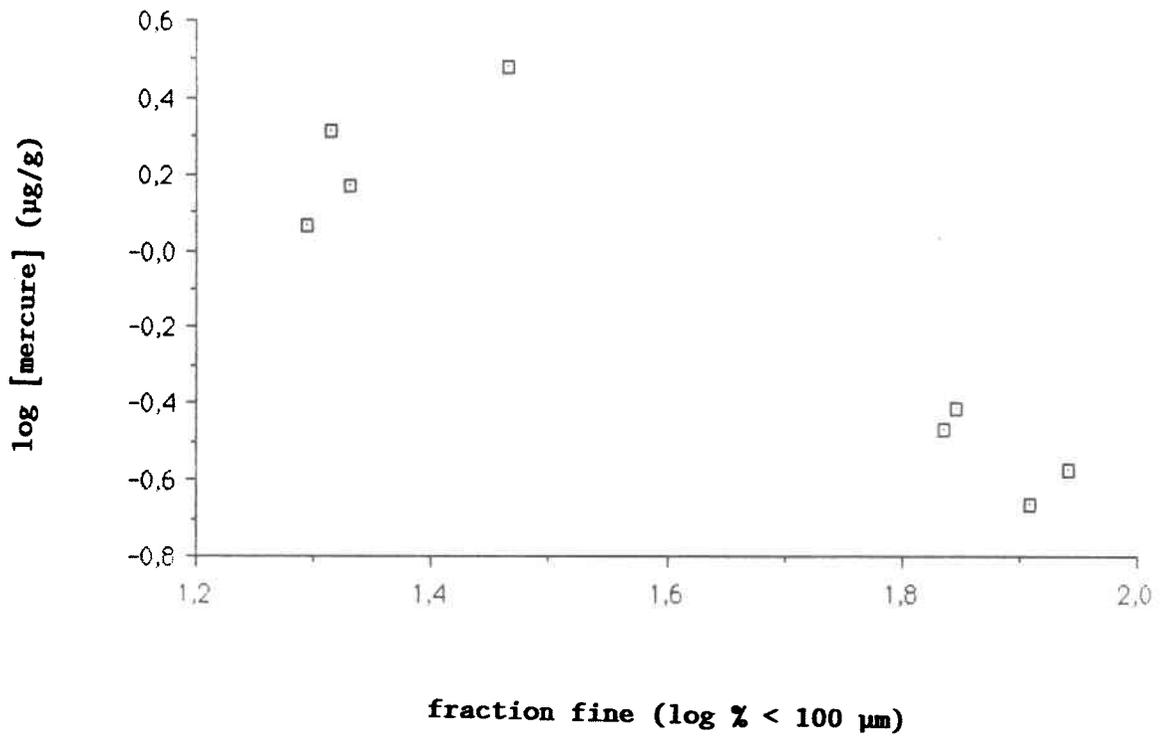


Figure 9: Sédiments oxiqes, mercure en fonction de la granulométrie, données transformées (\log_{10}).

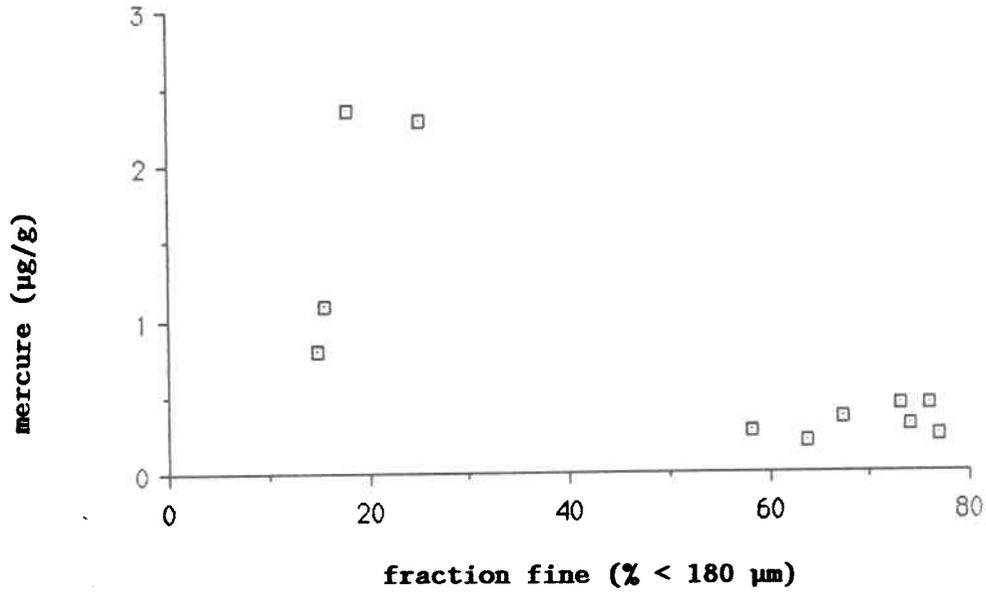


Figure 10a: Sédiments anoxiques, mercure en fonction de la granulométrie, données non-transformées.

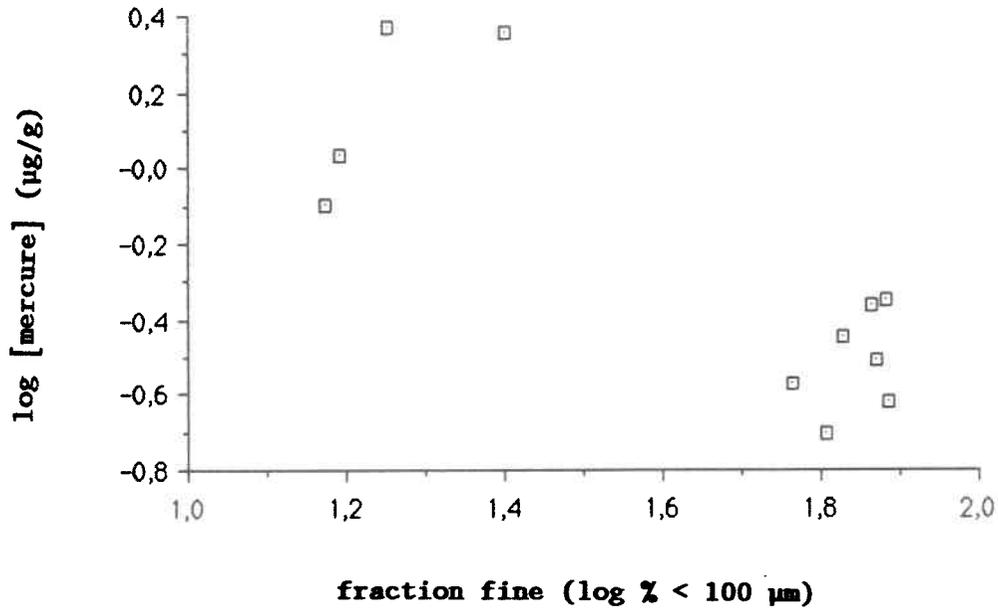


Figure 10b: Sédiments anoxiques, mercure en fonction de la granulométrie, données transformées (\log_{10}).

corrélation négative calculée entre le mercure et la fraction fine des sédiments provient également de deux groupes de points isolés et ce, autant pour les données non transformées que les données transformées. Bien que l'on remarque que sur la figure 11a, pour les concentrations en mercure plus grandes que 0,8 µg/g (données de la station 19), il semble exister une relation positive, la corrélation des données à cette station n'est pas significative ($r = 0,134$). Le même exercice de vérification a été fait pour l'ensemble des corrélations observées et les corrélations significatives retenues sont présentées dans le tableau 34.

Les corrélations calculées entre le fer et le manganèse ne sont pas étonnantes puisque ces deux facteurs ne sont pas complètement indépendants. Il est généralement admis dans la littérature que les métaux traces auront tendance à s'adsorber aux oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse (Campbell et al., 1985; Tessier et al., 1984; Jenne, 1968). La capacité de ces formes à adsorber le mercure est également bien connue (tableau 1).

Dans la présente étude, ce sont les concentrations totales en fer et en manganèse qui ont été analysées. Ceci peut expliquer l'absence de corrélation très significative entre les concentrations en mercure et ces deux facteurs pour l'ensemble des groupes de données.

Contrairement à ce que plusieurs auteurs ont trouvé (tableau 1) aucune corrélation entre le mercure et le % C org. n'a été trouvée dans la présente étude. Selon les explications fournies par Rust et Waslenchuck

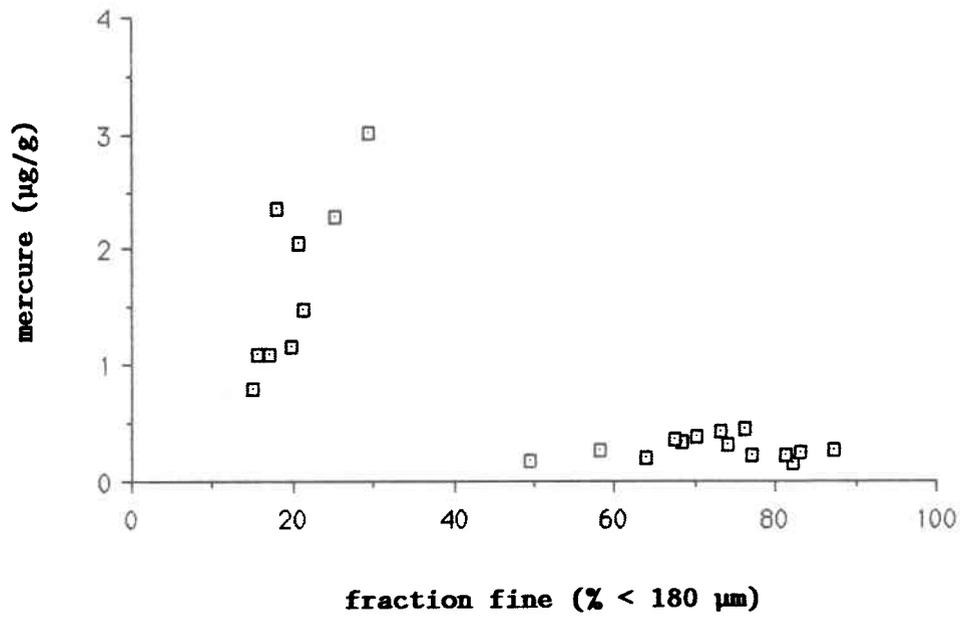


Figure 11a: Sédiments totaux, mercure en fonction de la granulométrie, données non-transformées.

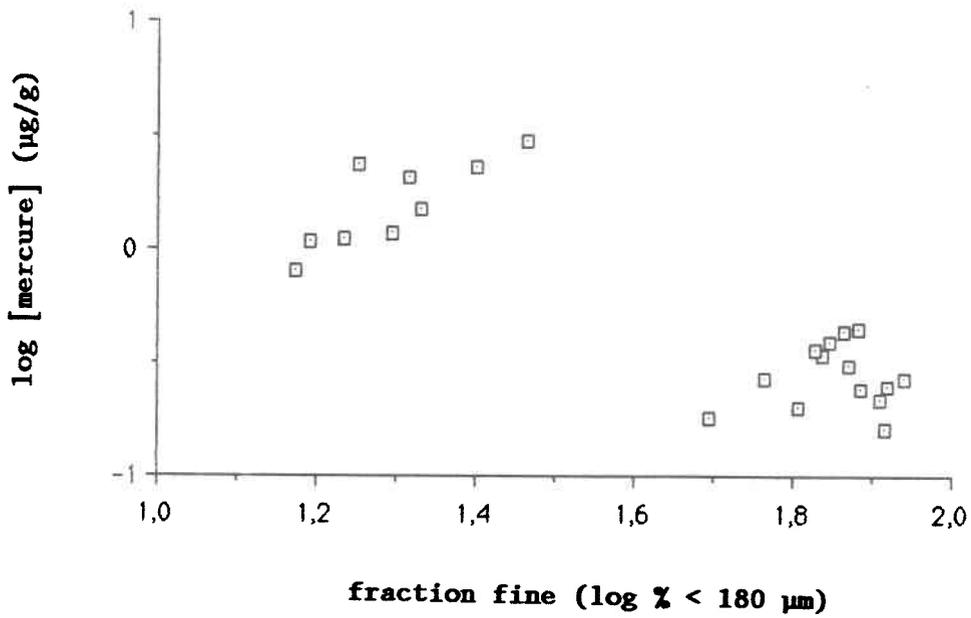


Figure 11b: Sédiments totaux, mercure en fonction de la granulométrie, données transformées (\log_{10}).

Tableau 34: Corrélations significatives retenues entre les différents paramètres dans les sédiments¹.

Type de sédiment	Paramètres	Coefficient de corrélation	Type de données
Oxique (n = 8)	S - % C org.	0,98**	n.t.
	S - % C org.	0,97**	t.
	S - fraction fine	0,87*	t.
	% C org. - fraction fine	0,86*	t.
Anoxique (n = 11)	Fe - Mn	0,88**	n.t.
	Fe - Mn	0,90**	t.
Toute la colonne (n = 23)	Hg - Fe	0,55*	n.t.
	S - % C org.	0,79**	n.t.
	S - % c org.	0,79**	t.
	S - fraction fine	0,60*	n.t.
	S - fraction fine	0,59*	t.
	Fe - Mn	0,84**	n.t.
	Fe - Mn	0,87**	t.

¹ t. : donnée transformée (log₁₀)

n.t. : donnée non transformée

* : $\alpha = 0,01$

** : $\alpha = 0,001$

(1976), nous aurions dû observer des corrélations entre le mercure et la granulométrie, entre le mercure et le carbone organique et entre le mercure et les oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse. En fait, selon eux, ces corrélations sont en partie fonction des surfaces de contact des particules. Cette surface de contact augmente pour de fines particules et encore plus lorsque ces particules sont organiques parce qu'elles sont plus poreuses. Or, comme les oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse adsorbent très fortement le mercure, ces composés recouvrant les fines particules, il s'en suit de plus faibles concentrations en mercure à l'équilibre. Une explication possible au manque de corrélation entre le mercure et le fer et le manganèse serait que les débris végétaux grossiers provenant des activités de flottage se déposent au hasard sur les sédiments, ce qui amène une grande variabilité des teneurs en C org., en fonction de la profondeur.

Considérant la qualité chimique des sédiments, pour expliquer le fait que les concentrations en mercure dans les sédiments à la station 19 soient plus élevées qu'aux autres stations, il ne reste que l'observation que les concentrations en fer sont également plus élevées à cette station qu'ailleurs. Afin de vérifier l'importance du fer comme paramètre responsable des fortes concentrations en mercure mesurées à la station 19, la variabilité des valeurs de fer a été calculée pour l'ensemble des stations. Comme la variance est très différente d'une station à l'autre ($\sigma^2 = 2,6, 46,9$ et $386,9$ aux stations 4, 6 et 19 respectivement), un test de Kruskal-Wallis a été effectué afin de vérifier l'hétérogénéité des données. Ce test a permis de rejeter l'hypothèse de l'égalité des valeurs avec $\alpha = 0,01$.

Les corrélations entre les concentrations en soufre et le % C org., et entre le soufre et la fraction fine des sédiments, trouvées à partir des valeurs de toute la colonne de sédiment, peuvent s'expliquer de la façon suivante. Il semble que les coefficients pour ces facteurs soient grandement influencés par ceux trouvés dans la zone oxique (tableau 34). Le fait que les coefficients calculés dans la zone oxique soient très élevés et beaucoup plus élevés que ceux calculés pour toute la colonne de sédiment suggère que les résultats provenant de la zone oxique influencent grandement le groupe de données de toute la colonne de sédiment.

5.3.2 Sédiments - variabilité temporelle de leur composition chimique

La variabilité annuelle de la composition physico-chimique des sédiments, discutée à la section 4.3.1, permet également d'observer certaines relations entre les concentrations en mercure dans les sédiments et les autres facteurs. Les points importants de cette section se résument ainsi:

- i) la granulométrie et le % C org. sont semblables d'une année à l'autre;
- ii) les concentrations en fer sont de 3,6 à 4,8 fois plus élevées en 1985 qu'en 1984;
- iii) les concentrations en manganèse sont de 6,6 à 9,7 fois plus élevées en 1985 qu'en 1984;
- iv) les concentrations en mercure sont de 2 à 4,4 fois plus élevées en 1985 qu'en 1984.

Ces observations valent pour les 3 stations étudiées. De toutes les valeurs analysées, seuls le fer, le manganèse et le mercure ont des concentrations variables dans les sédiments d'une année à l'autre. Il a été mentionné plus haut l'importance des oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse pour l'adsorption du mercure sur les particules. En effet, on voit dans cette étude que la variabilité temporelle des concentrations en mercure dans les sédiments, de même que la variabilité spatiale de ces concentrations en 1985 varient de la même façon que les concentrations en manganèse (pour la variabilité temporelle uniquement) et en fer. Il faut garder à l'esprit que cette influence est probablement due beaucoup plus aux formes amorphes des oxydes et hydroxydes qu'aux formes totales ou cristallines de fer et de manganèse.

À priori, on pourrait expliquer ces variations temporelles par le déplacement des points d'échantillonnage à l'intérieur même des stations ou par des différences de taux de sédimentation. Par contre, les herbiers de potamots sont de superficies restreintes aux stations 4 et 19 et très facilement localisables. De plus, les tests de Mann-Whitney effectués sur la qualité des sédiments des sous-stations en 1985 montrent qu'à l'intérieur d'une même station, il n'y avait pas de variabilité entre les valeurs pour la majorité des paramètres. Donc, un léger déplacement à l'intérieur des stations d'une année à l'autre ne devrait pas amener de différences aussi grandes dans les concentrations analysées dans les sédiments. En ce qui concerne les sédiments, le facteur localisation ne semble donc pas ici expliquer à lui seul les différences observées. À cause des micro-environnements formés par les billes

de bois et autres débris enfoncés dans les sédiments, il se peut par contre que des différences de taux de sédimentation dans des endroits très localisés soient en partie responsables de la variation temporelle observée. Il faut ici noter que les concentrations totales en métaux dans les sédiments ne sont pas seules responsables de la qualité de l'eau interstitielle (tableau 1). Il est donc possible que la ressemblance des valeurs entre les sous-stations pour les sédiments ne se reflète pas dans les résultats pour la qualité de l'eau interstitielle.

5.3.3. Eau interstitielle et de surface

Pour tenter d'expliquer les concentrations plus élevées en mercure dans l'eau de surface aux stations 4 et 6 et la concentration plus élevée en mercure dans l'eau interstitielle à la station 19, les données de qualité des eaux ont été regroupées en 3 groupes distincts, soit l'eau de surface, l'eau interstitielle oxygène et l'eau interstitielle anoxique. Ces données sont détaillées dans le tableau 35 et les valeurs frontalières ont été enlevées. Les données ont ensuite été comparées entre elles. Puisque les valeurs des concentrations moyennes en mercure dans l'eau sont assez semblables d'une station à l'autre, et que ces concentrations en mercure de même que les concentrations pour certains autres paramètres varient d'une sous-station à l'autre, les sous-stations ont été considérées séparément.

Tableau 35: Résultats d'analyse de l'eau de surface, de l'eau interstitielle oxique et de l'eau interstitielle anoxique (mg/L, sauf indication contraire).

	pH	SO ₄	Cl	C org.	d. Ca	Mg	Fe	Sulfures (µM/L)	Hg (µg/L)
<u>Surface</u>									
4-A	6,31	3,1	1,2	15,7	2,79	0,69	11,0	3,0	0,7
4-B	6,63	4,0	1,7	17,0	2,52	0,63	10,6	0	0,4
6-A	6,29	3,9	1,9	14,8	1,89	0,60	0,30	0	0,4
6-B	6,02	4,5	5,2	14,3	2,19	0,60	1,84	0,8	1,1
19-A	6,74	2,7	1,4	-	3,06	0,74	3,7	2,9	0,4
19-B	6,44	4,3	1,4	10,1	1,74	0,57	0,31	0	0,4
µ	6,40	3,75	2,1	14,4	2,36	0,64	4,62	1,1	0,6
σ	0,26	0,70	1,5	2,6	0,52	0,06	4,94	1,4	0,3
<u>Oxique</u>									
4-A	6,29	3,4	1,2	-	3,45	0,72	19,7	1,9	0,4
4-B	6,40	2,6	1,2	12,9	2,94	0,66	8,0	8,6	0,3
6-A	6,38	3,9	1,5	13,8	3,15	0,72	18,2	0	0,3
6-B	6,31	3,2	14,1	11,3	2,58	0,60	10,0	10,2	0,3
19-A	6,36	2,5	1,5	14,6	5,37	0,96	6,2	11,3	0,4
19-B	6,33	3,4	1,2	12,2	3,57	0,82	3,6	2,2	0,4
µ	6,34	3,2	1,32**	13,0	3,51	0,75	11,0	5,7	0,4
σ	0,04	0,5	0,2	1,3	0,98	0,13	6,6	4,9	0,05
<u>Anoxique</u>									
4-A	6,35	1,2	2,4	29,5	11,5	1,53	22,9	0,8	0,4
4-B	6,44	1,0	2,2	17,2	8,8	1,2	23,4	10,5	0,4
6-A	6,44	0,6	3,0	13,1	5,4	0,86	15,9	8,0	0,4(0,6)*
6-B	6,47	0,6	2,8	21,9	7,4	1,05	28,3	8,9	0,4
19-A	6,37	0,7	> 3	23,8	19,8	2,56	26,2	10,1	0,8(1,3)*
19-B	6,42	1,1	2,7	16,1	5,10	0,84	6,6	11,7	0,4
µ	6,42	0,9	2,6	20,3	9,7	1,34	20,6	8,3	0,5(0,6)***
σ	0,04	0,3	0,3	5,4	5,5	0,65	8,0	3,9	0,2(0,4)***

* Ces valeurs correspondent à la concentration en mercure dans la dernière strate analysée soit à 7 et 9 cm aux sous-stations 6-A et 19-A respectivement.

** La valeur 14,1 a été omise dans les calculs de moyenne et d'écart-type.

*** Ces valeurs correspondent à la moyenne et l'écart-type calculé à partir des valeurs 0,6 et 1,3 au lieu de 0,4 et 0,8.

Si l'on considère le groupe de données pour les eaux de surface, on voit que pour la station 6-B, où la concentration moyenne en mercure est plus élevée qu'ailleurs, la concentration en chlorures y est également plus élevée et le pH, plus bas. Or, il est bien connu que le pH et le pCl sont deux importants régulateurs des concentrations et de la spéciation du mercure dans l'eau de surface (tableau 1). Rappelons que dans les eaux douces oxiques naturelles (exemptes de sulfures), le mercure dissous se retrouve principalement sous forme de $\text{Hg}(\text{OH})_2$, de HgCl_2 ou de HgOHCl (NRC, 1978; Lexmond et al., 1976). Il serait donc possible qu'à un pH de 6,02 et à 5,2 mg/L de chlorures, le mercure soit sous une forme plus soluble qu'aux autres stations. Mais comme l'indique le tableau 36, seule la concentration en $\text{Hg}(\text{HS})_2$ y est plus élevée qu'ailleurs. Selon la revue de littérature effectuée, il ne semble toutefois pas y avoir eu d'études portant sur l'effet du pH sur la distribution du mercure entre les sédiments et l'eau interstitielle à partir de variations aussi faibles de pH. À la station 4, la valeur de 0,7 $\mu\text{g}/\text{L}$ de mercure ne semble pas s'expliquer par des différences marquées de qualité de l'eau à cette station.

Pour ce qui est de l'eau interstitielle oxique, il est intéressant de noter que la concentration en chlorures est très élevée à la sous-station 6-B (10,7 fois plus élevée qu'aux autres sous-stations). La concentration en mercure ne se distingue toutefois pas des autres valeurs. Le CNRC (1988, sous presse) suggère que dans la zone oxique, les formes inorganiques de mercure prédites dans l'eau interstitielle sont le HgCl_2 et le HgOHCl , ce qui n'est pas très différent des formes susceptibles de se retrouver dans l'eau de surface.

Il semble donc qu'ici le pH ait un effet régulateur plus important puisqu'il a à cette station une valeur similaire à celles des autres stations.

Dans la couche anoxique, les concentrations en calcium, magnésium et mercure sont plus élevées à la sous-station 19-A qu'ailleurs. Malheureusement, la concentration en chlorures à cette station n'ayant pas été déterminée avec précision (valeur > 3 mg/L), il est impossible de dire dans quelle mesure ce paramètre joue un rôle dans le maintien du mercure en solution dans la couche anoxique. Selon le CNRC (1988, sous presse), les formes inorganiques prédites dans la zone anoxique sont le $\text{Hg}(\text{SH})_2$, le HgS et le $\text{Hg}(0)$.

Afin d'évaluer théoriquement les différentes formes aqueuses de mercure qu'on devrait retrouver à l'équilibre, les données de qualité de l'eau (pH, Cl^- , COD, S^{2-} , Hg) ont été traitées à l'aide d'un modèle d'équilibration thermodynamique. Le modèle MINTEQ (Felmy et al., 1984) a été utilisé et les calculs ont été effectués en choisissant l'option qui ne permet pas la formation de composés solides (c'est-à-dire que les réactions de précipitation ont été supprimées). En effet, il est certain dans notre cas que tout le mercure analysé est sous forme dissoute à cause de la méthode d'échantillonnage même qui a été utilisée (dialyseur avec membrane filtrante de porosité de 0,45 μm).

Les calculs ont été effectués à partir des données de 4 sous-stations. Sachant que les chlorures et les sulfures influencent grandement la spéciation du mercure, les sous-stations choisies représentent une

Tableau 36: Résultats obtenus sur la spéciation du Hg dans les eaux interstitielles et de surface par le modèle MINTEQ¹.

Sous-station	Strate	Complexe calculé	Concentration (µg/L)
6 A	surface	HgS ²⁻	0,20
		Hg(HS) ₂	0,20
6 B	surface	HgS ₂ ²⁻	0,25
		Hg(HS) ₂	0,85
6 B	interstielle	HgS ₂ ²⁻	0,16
	oxique	Hg(HS) ₂	0,14
4 B	interstitielle	HgS ₂ ²⁻	0,27
	anoxique	Hg(HS) ₂	0,13

¹ Les résultats ont été transformés en µg/L, à partir de la molarité.

combinaison des valeurs extrêmes obtenues pour ces 2 facteurs. Les sous-stations choisies pour les calculs sont: 6A (surface), 6B (surface), 6B (oxique) et 4B (anoxique). Les résultats obtenus par le modèle figurent au tableau 36. Il ressort de ces calculs que les complexes prédominants sont HgS^{2-} et $\text{Hg}(\text{HS})_2$. Les complexes chlorés se retrouvent en quantité négligeable par rapport aux complexes sulfurés. Les résultats indiquent également qu'à l'équilibre, l'eau devrait être sursaturée en sulfures et le mercure, précipité sous forme de cinabre (HgS) et métacinabre (Hg_{1-x}S où $0 < x < 0,08$). Mais le fait qu'en réalité on analyse du mercure dissous dans l'eau indique que les réactions de précipitation/dissolution ne sont pas à l'équilibre dans le milieu. La cinétique de ces réactions peut en effet s'avérer très lente. Le modèle ne considère pas non plus la possibilité de formation d'organo-complexes.

Les données de qualité de l'eau de surface (voir tableau 35) montrent que seuls le mercure, le fer et les sulfures diffèrent grandement des concentrations trouvées dans la zone oxique de l'eau interstitielle. Toutefois, de façon générale, les différences de qualité entre l'eau de surface et l'eau interstitielle oxique sont faibles et beaucoup moins marquées qu'entre les eaux interstitielles oxique et anoxique. La différence de concentration moyenne en mercure entre l'eau de surface et l'eau interstitielle oxique est principalement due à la concentration mesurée à la sous-station 6-B (voir discussion plus haut). Cette différence s'expliquerait donc mieux par la qualité spécifique de l'eau à cette sous-station que par la qualité de l'eau de surface en général.

Si l'on compare de la même façon les concentrations mesurées dans la zone oxique avec celles de la zone anoxique, on voit que les concentrations en mercure, en carbone organique dissous, en fer et en sulfures sont plus élevées dans cette dernière couche. Il faut mentionner que la hausse mesurée de concentration en mercure dans la zone anoxique ne provient que de deux mesures uniquement. La figure 6 nous montre plus en détail que pour les sous-stations 4-A, 6-A et 19-A, les teneurs en C org. d. augmentent à partir de 5 cm de profond. À ceci correspond une augmentation du mercure dans l'eau interstitielle à 7 cm de profond aux stations 6-A et 19-A. Par contre, aucune augmentation de la concentration en mercure n'est observée à la station 4-A. Notons également que les courbes des concentrations en fer et en sulfates dans l'eau interstitielle nous montrent que le milieu est franchement réducteur à partir de 6 cm pour les stations 6-A et 19-A (les teneurs en fer dissous augmentent en absence de hausse de fer total dans les sédiments).

Par des extractions sélectives, Gambrell et al. (1980) ont trouvé qu'à un pH de 6,5 (les pH dans la zone anoxique de la présente étude ont une moyenne et un écart-type de 6,42 et 0,04 respectivement) et dans des conditions réductrices (- 150 mV), le mercure contenu dans les sédiments se trouvait principalement adsorbé aux oxydes et hydroxydes (plus particulièrement aux oxyhydroxydes de fer) et aux substances humiques de poids moléculaire élevé. Par contre, Lindberg et Harriss (1974), pour expliquer les importants facteurs d'enrichissement du mercure dissous dans l'eau interstitielle par rapport à l'eau de surface, ont posé comme hypothèse qu'en présence de sulfures, il peut y avoir formation de polysulfures de mercure (HgS_2H^- et $\text{HgS}(\text{HS})^{2-}$) à

solubilité relativement élevée. Malheureusement, sans leurs valeurs de pH, il est difficile de comparer leurs valeurs avec celles de la présente étude.

Lindberg et Harriss (1974) ont trouvé une corrélation significative entre les concentrations en C org. d. et en mercure dans les eaux interstitielles des premiers cm de sédiment. Leurs concentrations en C org. d. variaient de 6,0 à 77 mg/L avec une moyenne de 31,7 mg/L, alors que celles en mercure variaient de $< 0,03$ à 3,6 $\mu\text{g/L}$ avec une moyenne de 1,1 $\mu\text{g/L}$. Katsaounis (1977) a également expliqué les plus fortes concentrations en mercure dans l'eau interstitielle par les plus fortes concentrations de C org. d. mesurées dans le même marais. Il explique de la même façon les variations saisonnières observées. Les moyennes des concentrations hivernales étaient de 19,9 et 15,6 mg/L pour le C org. d. et de 0,82 et 0,64 $\mu\text{g/L}$ pour le mercure dissous. Notons que les moyennes de C org. d. et de mercure mesurées dans la présente étude et celles de Katsaounis (1977) sont similaires puisque les concentrations en C org. d. pour la présente étude varient de 10,1 à 44,1 mg/L avec une moyenne de 18,0 mg/L et les concentrations en mercure varient de 0,3 à 1,1 $\mu\text{g/L}$ avec une moyenne de 0,4 $\mu\text{g/L}$.

Par un procédé d'ultrafiltration séquentielle de l'eau interstitielle récoltée par pression des échantillons de sédiments, Lindberg et Harriss (1974) ont trouvé que le mercure dissous était associé à la matière organique dissoute et ce, pour toutes les gammes de poids moléculaires étudiées. Les complexes organo-mercurés de faible poids moléculaire (< 500) étaient cependant les plus abondants, soit 78% du mercure dissous total. En effet, l'importance du

mercure et du C org. d. de faible poids moléculaire augmentait en fonction de la profondeur. Les auteurs ont expliqué ce phénomène par la dégradation avancée de la matière organique. Dans les échantillons de la Mobile Bay (milieu perturbé par des effluents industriels et municipaux), le mercure dissous était préférentiellement associé au C org. d. de poids moléculaire élevé (> 100 000). Les mêmes auteurs expliquent ces différences par l'interaction entre le mercure et les molécules organiques de poids moléculaire élevé qui proviennent des industries et des municipalités. Des différences au niveau de l'hydrologie et des populations microbiennes ne sont pas exclues. Mais ils concluent que de façon générale, le mercure dissous formera plus facilement des complexes organiques de faible poids moléculaire. Portant leur étude sur la rivière Mississippi, Andren et Harris (1975) étaient arrivés à la conclusion que le mercure dissous était majoritairement associé au C org. d. de faible poids moléculaire (< 500). Suite à ces résultats, ces chercheurs ont expérimentalement testé la capacité des substances fulviques du sol à complexer le mercure, ces substances étant chimiquement similaires aux substances organiques des lacs et des rivières. Ils ont trouvé que la fraction moléculaire < 500 des acides fulviques avait la plus grande capacité de complexation avec le mercure et que ce dernier n'est pas facilement remplacé par les autres cations. Les travaux de Gambrell et al. (1980), Lindberg et Harriss (1974) et Andren et Harriss (1975) indiquent donc qu'on ne peut généraliser quant au poids moléculaire des complexes organo-mercures susceptibles de se trouver dans l'eau interstitielle. Il faut considérer que le bassin versant du milieu présentement à l'étude est en très grande partie composé de forêts de résineux. De plus, plusieurs industries génératrices de déchets liquides organiques (voir

section 2.3) contaminent la rivière en composés organiques à longue chaîne (par exemple, les usines de PVC, de résines ou de pâtes et papiers). Il est difficile de prévoir si ces molécules de poids moléculaire élevé ont subi ou non les processus de dégradation chimique ou biologique. Aucune étude portant sur le mercure dans l'eau interstitielle ne mentionne l'influence des chlorures sur la spéciation du mercure, pour ce compartiment.

Considérant les résultats obtenus avec le modèle MINTEQ, les variations obtenues pour le mercure, le C org. d., le fer et les sulfures de même que les résultats des travaux effectués par les trois groupes d'auteurs cités plus haut, il semble que le mercure analysé dans l'eau interstitielle en profondeur soit sous forme organique (sans toutefois pouvoir préciser l'ordre de grandeur de la dimension des molécules), soit sous forme de complexes sulfurés.

En résumé, les données de qualité interprétées station par station et, de façon plus générale, les variations observées selon la profondeur dans l'eau interstitielle, nous suggèrent certains facteurs qui influencent les concentrations et la spéciation présumée du mercure dans les sédiments et l'eau. Les concentrations en mercure dans les sédiments varient de la même façon que concentrations en fer. Dans l'eau de surface, les concentrations en mercure dissous varient de la même façon que le pH et les concentrations en chlorures tandis que dans l'eau interstitielle, ce sont les concentrations en C org. d., en fer et en sulfures qui varient de la même façon que ces concentrations. De plus, tous ces facteurs interagiront pour déterminer la spéciation du mercure dans le milieu.

5.4 Influence de la qualité du milieu sur la prise en charge du mercure par les plantes aquatiques

5.4.1 Influence de la chimie des eaux de surface

À la section 5,2, on a relevé l'absence de relation entre les concentrations en mercure dans l'eau de surface et les feuilles, chez les deux espèces étudiées de même que l'importante accumulation de mercure dans les tiges de P. epihydrus. On peut se demander alors si le mercure dans l'eau de surface est biodisponible et si les concentrations dans les tiges de P. epihydrus ne viendraient pas plutôt du processus de translocation du mercure des rhizomes vers les tiges ou des feuilles vers les tiges.

Il a été mentionné plus haut que dans l'eau de surface, le mercure est associé aux chlorures. Comme on l'a vu à la section 5.3, le C org. d. joue également un rôle important dans la solubilité du mercure. Si on compare les rapports $[Hg]/[Cl]$ et $[Hg]/[C \text{ org. d.}]$ dans l'eau de surface avec les concentrations en mercure dans les tiges et les feuilles, on obtient les résultats listés au tableau 37. Pour les feuilles, on n'observe aucune tendance. Par contre, on voit que pour P. epihydrus, pour une même concentration en mercure dans l'eau, plus il y a de chlorures dans l'eau de surface, plus il y a de mercure dans les tiges. Ceci laisse croire que les chlorures de mercure sont plus facilement absorbables par les tiges ou bien qu'après avoir été absorbé par les feuilles, le mercure est ensuite transporté vers les tiges. Les rapports $[Hg]/[C \text{ org. d.}]$ étant semblables ($0,04 \pm 0,01$),

Tableau 37: Comparaison des rapports [Hg]/[Cl] et [Hg]/[C org. d.] dans l'eau de surface ($\mu\text{g/L}/\mu\text{g/L}$) avec les concentrations en Hg analysées dans les tiges et les feuilles de P. epihydrus et Sparganium sp. ($\mu\text{g/g}$, poids sec).

Station	[Hg]/[Cl] ($\times 10^{-3}$)	[Hg]/[C org. d.] ($\times 10^{-3}$)	[Hg]		
			<u>Sparganium</u> sp. Feuilles	<u>P. epihydrus</u> Tiges	<u>P. epihydrus</u> Feuilles
4	0,41	0,034	0,06	0,08	0,10
6	0,21	0,052	0,07	0,36	0,10
19	0,28	0,040	0,23	0,16	0,20

on peut croire que le C org. d. n'a pas ici une grande influence sur la prise en charge du mercure par les parties vertes.

L'absorption du mercure organique et inorganique par les parties vertes des plantes a déjà été observée par Mortimer and Kudo (1975). Ces auteurs ont démontré la capacité chez Elodea densa d'absorber le dichlorocomplexe de mercure (HgCl_2) et le chlorure de méthylmercure (CH_3HgCl) par ses parties vertes. Ces auteurs ont noté que la plante testée absorbait plus abondamment la forme organique que la forme inorganique du mercure. Czuba et Mortimer (1980) ont aussi démontré la capacité chez E. densa d'absorber le mercure lorsque celui-ci est ajouté à l'eau sous forme organique (CH_3HgCl) ou sous forme inorganique ($\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$), par ses parties vertes. Aucune expérience portant sur la spéciation du mercure absorbé par P. epihydrus ou Sparganium sp. n'a été relevée dans la littérature consultée.

Quant à Bienvenue et al. (1984), ils ont expérimentalement démontré, à l'aide de membranes lipidiques bi-couches, que la forme neutre HgCl_2 traverse la membrane testée. En faisant varier le pH et les concentrations en chlorures, ils ont également observé que les chloro-complexes ont un taux de transport plus élevé que les hydroxo-complexes et que la diffusion du HgCl_2 et du CH_3HgCl à travers la membrane implique les espèces neutres. Par contre, ils concluent que le transport d'espèces neutres à travers la membrane lipidique n'exclut pas la présence d'espèces ioniques adsorbées à l'interface membrane-solution. Donc, le fait que les chlorures semblent influencer la prise en charge du mercure par les tiges chez P. epihydrus est en accord avec les

observations effectuées par Mortimer et Kudo (1975), Czuba et Mortimer (1980) et Bienvenue et al. (1984). Toutefois, dans la présente étude, les concentrations en C org. d. ne semblent pas influencer, de façon évidente, les concentrations en mercure dans les plantes.

La possibilité que le mercure mesuré dans les tiges viennent d'une autre partie de la plante a été mentionnée. Il est par contre peu probable que le mercure contenu dans les tiges provienne des feuilles. En effet, si tel était le cas, on devrait observer autant de mercure dans les tiges aux stations 4 et 6 puisque les concentrations en mercure dans les feuilles y sont égales. On devrait également observer plus de mercure dans les tiges à la station 19 qu'aux deux autres stations puisque le mercure dans les feuilles y est deux fois plus concentré qu'ailleurs. Mais aucune de ces prédictions n'est respectée. Il est également peu probable que le mercure contenu dans les tiges provienne des rhizomes car bien que l'on retrouve 2,25 et 4,5 fois plus de mercure dans les tiges à la station 6 qu'aux stations 19 et 4 respectivement, les concentrations en mercure dans les rhizomes y sont 5,8 fois plus faibles qu'à la station 19 et 1,2 fois plus forte qu'à la station 4. Il semble donc que les tiges de P. epihydrus absorbent réellement le mercure contenu dans l'eau de surface et que l'abondance des chlorures facilite cette absorption.

5.4.2 Influence de la chimie des eaux interstitielles

D'après les observations notées à la section 5.2, il semble que le mercure dans les parties souterraines soit associé au mercure contenu dans les

sédiments anoxiques, chez les deux espèces étudiées. Rappelons également que les concentrations en mercure dans les parties souterraines sont proportionnelles aux concentrations mesurées dans l'eau interstitielle anoxique seulement.

On a vu à la section 5.3 que les concentrations en mercure dans l'eau interstitielle varient en même temps que les concentrations en C org. d., en fer et en sulfures. Les rapports $[Hg]/[C \text{ org. d.}]$, $[Hg]/[Fe]$ et $[Hg]/[S^{2-}]$ dans l'eau interstitielle anoxique, de même que les données de Hg dans les parties souterraines sont donnés au tableau 38. De ce tableau, il ressort que là où il y a moins de fer dans l'eau interstitielle, il y a plus de mercure dans les parties souterraines. À priori, ceci pourrait laisser croire qu'il y a compétition entre le fer et le mercure pour les sites d'absorption sur les membranes cellulaires. Toutefois, si on observe les valeurs du fer à la station 19 (voir figure 6), on voit que la donnée qui a servi au calcul du rapport $[Hg]/[Fe]$ à la sous-station 19-B est très faible (6,6 mg/L). Par contre, cette faible valeur doit être considérée comme une valeur aberrante car elle est très différente des 5 autres valeurs mesurées. Ceci pourrait s'expliquer par combinaison des échantillons d'eau des strates 4 cm à 7 cm. En effet, à la sous-station 19-A, la valeur de 26,2 mg/L correspond plutôt aux strates plus profondes soient les strates 6 et 7 cm. Si l'on reprenait le calcul avec les données de la sous-station 19-A, on obtiendrait un rapport $[Hg]/[Fe]$ de 0,03, ce qui se rapproche davantage des valeurs des 2 autres stations. Au rapport plus élevé de $[Hg]/[S^{2-}]$ à la station 4 qu'aux autres stations, ne correspond pas de différence significative de concentration en

Tableau 38: Comparaison des rapports [Hg]/[C org. d.], [Hg]/[Fe] et [Hg]/[S²⁻] dans l'eau interstitielle anoxique (mg/L / mg/L) avec les concentrations en Hg analysées dans les parties souterraines chez P. epihydrus et Sparganium sp. (µg/g, poids sec).

Station	[Hg]				
	[Hg]/[C org. d.] (x 10 ⁻³)	[Hg]/[Fe] (x 10 ⁻³)	[Hg]/[S ²⁻] (x 10 ⁻³)	<u>Sparganium</u> sp. Racines	<u>P. epihydrus</u> Rhizomes
4	0,017	0,017	2,21 (1,19) ¹	0,08	0,05
6	0,023	0,18	1,48	0,11	0,06
19	0,030	0,036	1,72	0,74	0,35

¹ La valeur 1,2 x 10⁻³ correspond au calcul effectué pour la sous-station 4-B seulement.

mercure dans les parties souterraines, la précision des analyses de mercure étant de 0,01 µg/L. Les rapports [Hg]/[C org. d.] sont plutôt homogènes et ne semblent pas non plus expliquer les différences de concentrations observées dans les parties souterraines des plantes.

Donc le C org. d. et les sulfures, dont les concentrations varient comme celles du mercure dans l'eau interstitielle de la zone anoxique, ne semblent pas influencer l'importance de la prise en charge du mercure par les parties souterraines des plantes. Les plus fortes concentrations en mercure analysées dans les parties souterraines à la station 19 s'expliqueraient donc davantage par les concentrations même du mercure dans l'eau interstitielle (pour la sous station 19-A) et dans les sédiments que par des différences de spéciation du mercure dans l'eau interstitielle.

Il faut noter ici que les valeurs mesurées dans l'eau interstitielle proviennent d'échantillons d'eau où il y a eu équilibration pendant deux semaines. Les valeurs mesurées dans les rhizomes et les parties vertes, quant à elles, intègrent des processus d'absorption et d'excrétion sur une grande partie de la saison de croissance de la plante. Ces valeurs intègrent également les gains et les pertes de mercure dus à la croissance de certains rhizomes simultanément à la sénescence de certains autres. Les concentrations en mercure de même que l'ensemble des facteurs régissant sa biodisponibilité dans l'eau interstitielle ont pu, dans une période antérieure aux deux semaines d'échantillonnage, être différents.

Si l'on ne tient pas compte de ces 2 observations, on peut résumer ainsi, de façon très générale, l'influence de la qualité des eaux de surface et interstitielle sur la prise en charge du mercure par les plantes:

- i) P. epihydrus absorbe par ses tiges le mercure contenu dans l'eau de surface et ce processus pourrait être influencé par le pH et la concentration en chlorures dans le milieu;
- ii) P. epihydrus et Sparganium sp. absorbent par leurs parties souterraines le mercure contenu dans la zone anoxique des sédiments et ceci, en fonction des concentrations totales en mercure dans ces sédiments.

Afin de vérifier l'une des hypothèses initiales, qui était que les plantes absorbent le mercure par toutes leurs parties et que les concentrations qui y sont mesurées proviennent du milieu environnant immédiat, il est nécessaire de considérer les phénomènes possibles de translocation du mercure à l'intérieur de la plante et de vérifier si les plantes absorbent également le mercure par les feuilles. Pour ajuster les schémas initiaux de la prise en charge du mercure présentés à la section 5.1, l'existence de processus de translocation du métal à l'intérieur des plantes sera vérifiée. Les concentrations en mercure mesurées dans les feuilles seront également prises en considération.

5.5 Mobilité du mercure à l'intérieur des plantes

Les phénomènes de translocation des éléments nutritifs et des métaux lourds ont fait l'objet de nombreuses investigations en laboratoire et sur le terrain. Denny (1980) a effectué une revue de littérature assez critique sur le sujet. Les travaux de Bristow (1975), Welsh et Denny (1980), Schierup et Larsen (1981) et Waisel et al. (1982) démontrent des processus de translocation différents selon les espèces et les éléments étudiés. Les principales conclusions de Denny (1980) sont les suivantes:

- i) les plantes submergées enracinées peuvent absorber les solutés par leurs racines et leurs tiges.
- ii) la plupart des plantes utilisent des processus de transport acropètes et basipètes.
- iii) l'importance du transport des solutés dépend de la nature des solutés, des espèces de plantes, du besoin de redistribution des solutés et de l'état physiologique des plantes.

Peu d'études sur la translocation du mercure ont été effectuées. Les travaux de laboratoire d'Eriksson et Mortimer (1975) portant sur Sagittaria latifolia ont toutefois démontré qu'en présence de HgCl_2 dans l'eau de surface, il y aura prise en charge du mercure au niveau des tiges submergées puis translocation du mercure vers les tubercules et, de façon moins importante, vers les tiges émergées et les feuilles.

Pour vérifier si de tels mécanismes semblent exister ici, les relations entre les concentrations en mercure dans les rhizomes, les tiges et les feuilles ont été examinées.

À partir des tableaux 29 et 30 (section 5.2), de même que des discussions élaborées à la section 5.2, on peut tirer les observations suivantes:

- i) chez les deux espèces étudiées, il y a une relation entre les concentrations en mercure dans les sédiments anoxiques, les parties souterraines et les feuilles. Campbell et al. (1985) ont proposé le mécanisme de diffusion du métal à partir des sédiments vers l'eau de surface comme explication possible aux relations entre Zn_s (concentration en Zn dans les sédiments) et Zn_t (concentrations en Zn dans les tiges) chez Nuphar variegatum. Le même mécanisme a également été proposé par Welsh et Denny (1980) pour expliquer la relation Pb_s et Pb_t (concentrations en Pb dans les sédiments et les tiges) chez deux espèces de Potamogeton. Un tel mécanisme ne peut toutefois pas expliquer ici les relations Hg_r et Hg_f (concentrations en Hg dans les rhizomes et les feuilles) puisque le mercure a été analysé dans l'eau de surface et que les concentrations mesurées ne suivent pas la même tendance;
- ii) chez les deux espèces étudiées, les concentrations en mercure dans les feuilles aux stations 4 et 6 sont plus faibles qu'à la station 19 bien qu'à cette dernière, la concentration en mercure dans l'eau de surface soit la plus faible. Ceci nous fait suggérer que le processus de

- translocation du mercure des sédiments anoxiques vers les feuilles est plus important que le mécanisme d'absorption du mercure à partir de l'eau de surface pour ce qui est des concentrations mesurées dans les feuilles;
- iii) le rapport des concentrations en mercure mesuré dans les sédiments anoxiques et dans les parties souterraines est semblable d'une station à l'autre. Ce rapport est de 6,8, 5,3 et 4,7 pour P. epihydrus et de 4,2, 2,9 et 2,2 pour Sparganium sp.;
- iv) le processus de translocation du mercure des parties souterraines vers les feuilles semble moins important chez Sparganium sp. que chez P. epihydrus. Ceci tient compte tenu du fait que pour des concentrations à peu près égales dans les feuilles à la station 19, on mesure deux fois plus de mercure dans les parties souterraines de Sparganium sp. que dans celles de P. epihydrus. De plus, pour des concentrations un peu plus élevées dans les parties souterraines de Sparganium sp. que dans celles de P. epihydrus, les concentrations dans les feuilles de ces dernières sont plus élevées que dans celles de Sparganium sp.;
- v) chez P. epihydrus, la concentration en mercure dans les tiges à la station 6 est 4,5 fois plus élevée qu'à la station 4, les concentrations dans les feuilles sont par contre identiques. Il nous semble donc que le mercure absorbé par les tiges reste entreposé dans cette partie de la plante et qu'il migre peu ou pas vers les feuilles;
- vi) on ne peut considérer dans cette étude que le bilan des gains (par absorption) et des pertes (excrétion, sénescence) en mercure chez les plantes, au stade encore immature de la croissance (pas d'inflorescence). La comparaison entre les données chez les plantes et la qualité du milieu est par le fait même biaisé.

5.6 Schéma global de prise en charge du mercure par P.epihydrus et Sparganiums sp.

En se référant aux discussions des sections précédentes, il est possible de proposer un schéma global de prise en charge du mercure qui tienne compte des principaux sites de prises en charge, des facteurs qui régissent la prise en charge du mercure par les différentes parties de plantes et des principales voies de migration du mercure à l'intérieur des plantes.

Potamogeton epihydrus var ramosus (Peck) House

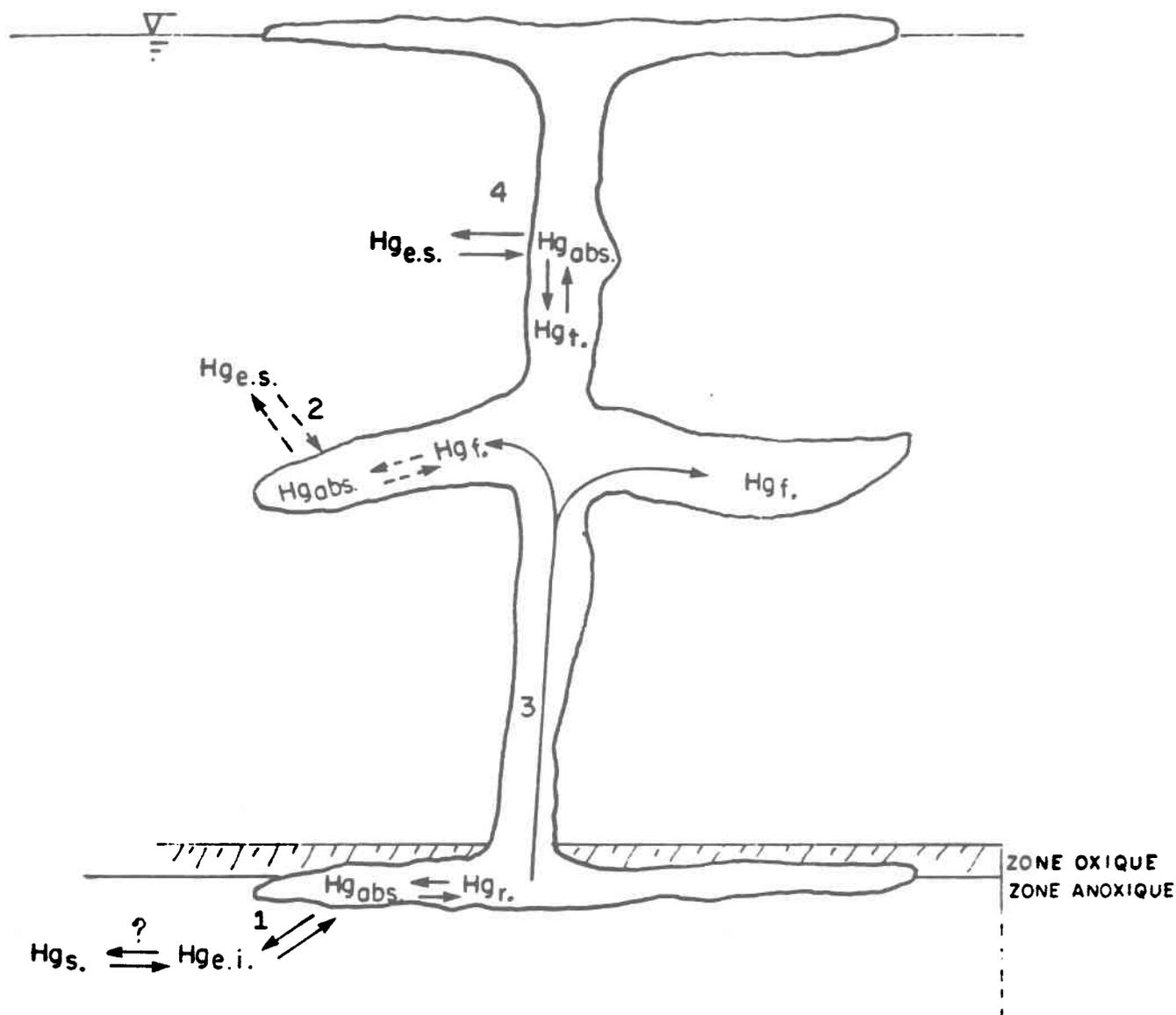
- i) Par ses rhizomes, la plante absorbera le mercure contenu dans la zone anoxique des sédiments et ce, en fonction des concentrations en mercure total dans ces sédiments. Une grande partie du mercure absorbé migrera ensuite vers les feuilles.
- ii) Lorsqu'il est en concentration suffisante, le mercure contenu dans l'eau de surface est pris en charge par les tiges, d'où le mercure migre très peu ou pas du tout. Le processus d'absorption pourrait être influencé par le pH et la concentration en chlorures.
- iii) L'absorption du mercure par les feuilles, à partir de l'eau de surface, est un processus moins important que la translocation acropète.
- iv) Le mercure contenu dans l'eau de surface est faiblement absorbé par les feuilles.

Sparganium sp.

- i) Par ses racines, la plante absorbera le mercure contenu dans la zone anoxique des sédiments et ce, en fonction des concentrations en mercure total dans ces sédiments. Une partie du mercure absorbé migrera ensuite vers les feuilles.
- ii) Le mercure contenu dans l'eau de surface est faiblement absorbé par les feuilles, et plus faiblement que chez P. epihydrus.

Les figures 12 et 13 illustrent finalement les schémas globaux de prise en charge du mercure par P. epihydrus et Sparganium sp.

Les différentes observations effectuées n'ont pas permis de mettre en évidence des facteurs qui influencent la prise en charge du mercure par les parties souterraines à partir de l'eau interstitielle. Il faut toutefois mentionner que les concentrations en mercure mesurées dans les plantes, en plus d'être le résultat des gains et des pertes en métal et en tissus, intègrent également l'ensemble des processus de translocation qui se passent ou qui se sont passés à l'intérieur de la plante. On ne distingue donc pas les différents processus possibles qui peuvent se superposer ou s'annuler, en tout ou en partie. Les données de qualité d'eau et de sédiments sont, elles, plus ponctuelles. Il aurait été utile, dans le cadre de cette étude, de procéder à des échantillonnages de plantes, d'eau et de sédiments périodiquement tout le long de la saison de croissance.



1. Prise en charge influencée par la concentration en Hg dans les sédiments, les concentrations en Hg dans l'eau variant de la même façon que les concentrations en C org. d. et en S^{2-} dans l'eau.
2. Processus d'absorption faible.
3. Translocation importante vers les feuilles.
4. Prise en charge qui semble être influencée par le pH et les concentrations en Cl^- .

Figure 12: Schéma global de la prise en charge du mercure par *P. epihydrus**.

* Pour la signification des abréviations, voir la liste des abréviations.

Pour arriver à reconnaître l'ensemble des phénomènes de translocation qui se passent à l'intérieur des plantes, des essais en laboratoire auraient aussi été nécessaires. Mais dans le cadre d'une recherche d'amélioration des techniques d'échantillonnage en vue de mesurer la qualité du milieu, la démarche utilisée ici a été utile.

En effet, d'après les résultats de la présente étude, l'analyse des feuilles chez P. epihydrus et Sparganium sp. permet la comparaison spatiale de la quantité et de la biodisponibilité du mercure contenu dans les sédiments. Toutefois, l'échantillonnage des parties vertes uniquement amène une sous-estimation de l'état de contamination chez Sparganium sp. et pour la station 19, chez P. epihydrus, donc de son impact sur le milieu, puisque ce sont les parties souterraines qui entreposent la plus grande quantité de mercure. Chez P. epihydrus, il a été de plus très utile de séparer les tiges des feuilles puisque le niveau de contamination de ces deux parties de plantes s'avérait parfois différent. Compte tenu que le critère québécois de contamination des plantes aquatiques pour le mercure est actuellement de 0,1 µg/g, si seules les feuilles et les rhizomes avaient été analysées, les plantes de la station 6 auraient été considérées non contaminées alors que la concentration dans les tiges est 3,6 fois supérieure à ce critère de qualité.

Pour préciser l'utilité de dialyseurs dans le cadre d'un réseau de surveillance de la qualité du milieu, il faudrait répéter l'expérience avec une fréquence d'échantillonnage plus élevée et un plus grand nombre de stations d'échantillonnage. Un nombre plus élevé d'échantillons analysés par dialyseur

serait également utile pour permettre l'identification d'un gradient dans les concentrations en mercure en fonction de la profondeur. Dans la présente étude, l'analyse de l'eau interstitielle n'a pas permis de préciser davantage les modèles conceptuels de prise en charge du mercure par les plantes mais elle a quand même permis de proposer certains facteurs susceptibles d'influencer les concentrations en mercure mesurées dans ce compartiment.

Conclusion

Les observations effectuées au cours de cette étude ont permis de mettre en évidence certains phénomènes connus ou nouveaux.

L'étude de la qualité physico-chimique des sédiments et de l'eau suggère que:

- i) les variabilités spatiale et temporelle des concentrations en mercure dans les sédiments vont dans le même sens que les concentrations en fer et en manganèse;
- ii) dans l'eau de surface, les concentrations en mercure varient dans le même sens que le pH et les concentrations en chlorures;
- iii) dans l'eau interstitielle, les concentrations en mercure varient dans le même sens que les concentrations en C org. d. et en sulfures;
- iv) les réactions de précipitation/dissolution dans l'eau de surface et dans l'eau interstitielle ne sont pas à l'équilibre;
- v) le mercure contenu dans l'eau interstitielle anoxique semble en partie être complexé à la matière organique dissoute et aux sulfures.

L'étude de la prise en charge du mercure par les plantes a permis de mettre en évidence les phénomènes suivants:

- i) P. epihydrus et Sparganium sp. sont deux espèces capables de prendre en charge le mercure présent dans le milieu;
- ii) la prise en charge par les parties souterraines semble, pour les deux espèces étudiées, influencée par les concentrations en mercure dans les sédiments et il y a ensuite transport acropète du mercure vers les feuilles;
- iii) chez P. epihydrus, la prise en charge du mercure contenu dans l'eau de surface semble influencée par le pH et les concentrations en chlorures dans le milieu et le transport du mercure à l'intérieur de la plante à partir des tiges est un phénomène nul ou peu important;
- iv) chez P. epihydrus, le transport acropète du mercure est en grande partie responsable des concentrations mesurées dans les feuilles;
- v) chez Sparganium sp. également, les feuilles ne sont pas un important site de prise en charge du mercure, les quantités mesurées provenant principalement du transport acropète.

Les analyses réalisées sur les différentes parties de plante ont démontré la nécessité et l'utilité de cette ségrégation dans l'évaluation du niveau de contamination des plantes. L'analyse des feuilles a aussi permis de relativiser le niveau de contamination des sédiments et la biodisponibilité du mercure dans ce compartiment. De plus, les résultats obtenus suggèrent fortement l'analyse des parties souterraines, pratique souvent délaissée dans les programmes de surveillance de la qualité du milieu. Il ressort également que tous les critères de sélection pour les espèces à étudier sont importants. Dans la présente étude, l'omniprésence a fait défaut, ce qui a restreint grandement le nombre de stations échantillonnées.

L'approche utilisée dans cette étude a permis l'élaboration d'un schéma de circulation du mercure entre les sédiments, l'eau interstitielle, l'eau de surface et les plantes aquatiques enracinées. La précision des schémas est toutefois limitée par le nombre restreint des stations d'échantillonnage et des résultats d'analyse de l'eau interstitielle pour chaque station échantillonnée.

Annexe 1

Annexe 1: Concentrations en métaux traces chez différentes espèces de Potamogeton (µg/g, poids sec).

Espèce	Métal	Concentration	Partie de plante	Auteurs
<u>P. crispus</u>	Ba	62,8	pl. ent.	Cowgill, 1974
		52,4	bourg.	Cowgill, 1974
	Be	0,25	pl. ent.	Cowgill, 1974
		0,80	bourg.	Cowgill, 1974
	Cd	10,5	pl. ent.	Cowgill, 1974
		5,2	bourg.	Cowgill, 1974
		0,29 - 89,6		McIntosh et al., 1978
	Co	0,8 - 7,3		Baudo et al., 1981
	Cr	1,3 - 3,9	t + f	Wells et al., 1982
		0,56	pl. ent.	Cowgill, 1974
		0,54	bourg.	Cowgill, 1974
	Cu	2,9 - 23,9		Baudo et al., 1981
		35,5 - 45,5		Cowgill, 1974
		19 - 37	t + f	Welsh et Denny, 1980
		18 - 60	rac.	Welsh et Denny, 1980
	Mo	5 - 20		Baudo et al., 1981
		3,5	pl. ent.	Cowgill, 1974
	Ni	2,5	bourg.	Cowgill, 1974
		6,0 - 23,8	t + f	Wells et al., 1982
	Pb	0,8 - 12,4		Baudo et al., 1981
7,9		pl. ent.	Cowgill, 1974	
Zn	6,7	bourg.	Cowgill, 1974	
	88,1	pl. ent.	Cowgill, 1974	
	127,3	bourg.	Cowgill, 1974	
	11,7 - 47,7	t + f	Wells et al., 1982	
	52 - 241		Baudo et al., 1981	
<u>P. diversifolius</u>	B	5,3		Dykyjova, D., 1979
<u>P. illinoensis</u>	Cr	6,3	t + f	Wells et al., 1982
	Zn	39,5	t + f	Wells et al., 1982
<u>P. pectinatus</u>	Cd	0,49 - 0,85		Abo-Rady, 1980
	Cr	3,3 - 6,9	t + f	Wells et al., 1982
		14,6 - 19,7		Abo-Rady, 1980
	Ni	9,2 - 15,8		Abo-Rady, 1980
	Pb	2,4 - 6,8		Abo-Rady, 1980
	Zn	137 - 213		Abo-Rady, 1980
	23,9 - 458,3	t + f	Wells et al., 1982	
<u>P. perfoliatus</u>	Co	0,8 - 14,9		Baudo et al., 1981
	Cr	6,1 - 35,8		Baudo et al., 1981
		68,6		Gommes et Muntau, 1981
	Cu	8,89		Gommes et Muntau, 1981
		13 - 27	t + f	Welsh et Denny, 1980
		10 - 16	rac.	Welsh et Denny, 1980
	Ni	10,3 - 37,6		Baudo et al., 1981
		9,2 - 20,6		Baudo et al., 1981
	Pb	40,9		Gommes et Muntau, 1981
	Zn	17,4		Gommes et Muntau, 1981
40,9			Gommes et Muntau, 1981	
	65 - 168		Baudo et al., 1981	

Annexe 1: Concentrations en métaux traces chez différentes espèces de Potamogeton (µg/g, poids sec) (suite).

Espèce	Métal	Concentration	Partie de plante	Auteurs
<u>P. praelongus</u>	Be	0,46		Cowgill, 1974
	Cd	10,0		Cowgill, 1974
	Cr	0,47		Cowgill, 1974
	Cu	42,9		Cowgill, 1974
	Mo	60,0		Cowgill, 1974
	Pb	8,5		Cowgill, 1974
	Zn	102,8		Cowgill, 1974
<u>P. richardsonii</u>	Cd	3,2	t + f	Wells et al., 1982
		1,32 - 6,73	rhiz. + rac.	Ray et White, 1976
	Cr	0,65 - 4,86	t + f	Ray et White, 1976
		3,3 - 4,4	t + f	Wells et al., 1982
	Cu	8,2 - 198	rhiz. + rac.	Ray et White, 1976
		2,75 - 171	t + f	Ray et White, 1976
	Ni	6,8 - 7,6	t + f	Wells et al., 1982
	Pb	3,66 - 12,8	rhiz. + rac.	Ray et White, 1976
		2,45 - 4,8	t + f	Ray et White, 1976
	Zn	24,9 - 35,4	t + f	Wells et al., 1982
		103 - 1790	rhiz. + rac.	Ray et White, 1976
		112 - 2878	t + f	Ray et White, 1976
<u>Potamogeton</u> sp.	Cu	18 - 93	f	Hutchinson et al., 1975
		5 - 48	t	Hutchinson et al., 1975
	Ni	39 - 690	f	Hutchinson et al., 1975
		7 - 255	t	Hutchinson et al., 1975
	Zn	62 - 244	f	Hutchinson et al., 1975
	37 - 93	t	Hutchinson et al., 1975	

Annexe 2

Annexe 2: Qualité de l'eau au pont-route 157, à Shawinigan (1985)¹.

Paramètre	JAN	FEV	MARS	AVR	MAI	JUIN	JUIL	AOÛT	SEPT	OCT	NOV	DEC
T° (°C)	0	0	0	0	5,7	14	18	20	17	12	5	1
O ₂ (mg/L)	-	13,5	-	-	10	-	-	9	-	-	118	-
pH	6,7	6,7	6,7	6,7	6,5	6,5	6,6	6,5	6,7	6,8	6,8	6,7
conduct. (µs/cm)	27,6	33,2	33,8	37,8	23,8	29,9	27,0	24,6	29,7	29	32	31
turbidité (UTN)	0,9	0,9	1,0	1,3	2,2	1,3	1,1	1,1	1,4	1,2	1,5	1,1
couleur (Hazen)	28	25	24	24	28	35	35	18	-	-	30	28
Tannins + lignines (mg/L Tannins)	1,7	1,6	1,5	1,4	1,3	1,8	1,6	1,8	1,7	1,5	1,6	1,6
S.S. (mg/L solides suspension)	-	<2	-	-	18,7	29,9	27,0	24,6	-	-	<2	-
alc. tot. (mg/L CaCO ₃)	4,3	4,7	5,2	6,1	2,9	2,4	4,0	3,0	5,2	4,4	5,2	4,5
dur. tot. (mg/L CaCO ₃)	16,9	18,1	16,8	19,4	17,0	16,7	16,3	16,1	17,8	14,6	16,8	8,9
<u>mg/L</u>												
HCO ₃	5,3	6,4	6,4	7,4	3,6	2,9	4,9	4,2	6,4	5,4	5,8	5,5
CO ₃	1,3	1,4	1,6	1,9	5,6	4,6	9,6	6,6	1,6	1,7	1,7	1,4
C inorg. dis.	1,2	1,6	1,4	1,5	0,7	1,0	1,2	0,9	1,3	1,1	1,2	1,1
C org. dis.	5,7	5,4	5,0	5,7	6,0	6,6	6,5	7,6	5,7	5,9	6,2	5,8
SO ₄	3	4,5	3	4	3,8	5,0	5,0	4,2	5,0	4,5	5,5	4,5
NH ₄	<0,02	0,02	<0,02	<0,02	0,02	0,02	0,04	0,02	-	-	0	0,04
NH ₃	9	2,7	9	9	5,5	9,4	4,2	5,8	9,5	2,7	6,4	3,6
P org.	-	0	-	-	0,024	0,031	0,041	0,018	0,03	0,02	0,04	-
P inorg.	-	<0,01	-	-	<0,01	-	-	<0,01	-	-	<0,01	-
N TOT	0,24	0,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N org.	0,14	0,11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cl	1,9	2,5	2,5	2,6	1,2	1,9	1,2	1,4	1,9	2	2,1	1,8
Na	2	2,7	2,4	3	1,4	2,0	1,7	1,8	2,2	1,7	2,2	2,0
K	0,4	0,45	0,4	0,5	0,4	0,5	0,5	0,4	0,4	0,3	0,5	0,4
Ca	2,5	2,8	2,5	3,1	2,4	2,4	2,2	2,2	2,9	1,8	2,6	2,4
Mg	0,6	0,7	0,6	0,8	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,5	0,6	0,6
Fe	0,28	0,24	0,25	0,38	0,34	0,28	0,34	0,32	0,24	0,21	0,28	0,23
Mn	0,02	0,02	0,02	0,03	0,04	0,05	0,04	0,04	0,03	0,02	0,02	0,02
F	0,1	0,1	0,08	0,09	0,04	0,08	0,07	-	-	-	-	-
Al	-	0,05	-	-	0,14	-	-	0,12	-	-	0,06	-
<u>µg/L</u>												
Cd	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	-
CN	-	<3	-	-	<3	-	-	<3	-	-	<3	-
Cu	14	6,8	<5	<5	5,5	<5	9	<5	<5	<5	4,2	-
Hg*	-	<0,05	<0,05	<0,05	-	-	-	<0,05	<0,05	-	<0,05	-
Pb	<15	<15	19	<15	<15	<15	<15	<15	<15	<15	<15	-
Zn	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<1

¹ Source: Environnement Québec. 1985. Banque de données de la qualité du milieu aquatique - station 05010014.

Annexe 3

Annexe 3: Critères de qualité pour les métaux dans le milieu aquatique ($\mu\text{g/g}$)¹.

Paramètre	Sédiments	Plantes aquatiques	Mollusques pélicypodes	Poissons
Arsenic	3	3	0,30	0,01
Cadmium	1	3	0,25	0,03
Chrome	50	20	1,5	1,5
Cuivre	50	20	3,0	1,25
Mercure	0,1	0,1	0,15	0,3 ² -0,5 ³
Nickel	50	25		
Plomb	50	25	1,25	0,35
Zinc	200	150	40 à 80 ⁴	

¹ : Goulet et Laliberté (1982)

² : Poisson benthivore

³ : Poisson piscivore

⁴ : Varie selon les espèces

Annexe 4

Annexe 4: Notes et observations effectuées lors de la première visite de terrain à l'été 1984.

Dans la semaine du 23 juillet 1984, une visite de terrain a permis d'identifier de façon grossière la nature du substrat et des colonies de plantes aquatiques dominantes se trouvant dans les zones présumées de sédimentation. Dix-neuf(19) stations ont été visitées. Les observations suivantes y ont été effectuées.

No station	Colonies de plantes aquatiques présentes	Nature du substrat
1	rubanier potamot myriophyllum	sable très fin couche organique mince
2	rubanier potamot myriophyllum	zone d'érosion
3	nénuphar	sable très dur
4	potamot rubanier sagittaire myriophyllum	5 cm matière organique argile
5	rubanier potamot	sable très dur
6	rubanier potamot	matière organique mince sable
7	rubanier potamot	sable
8	nénuphar	15 cm de sédiment organique
9	potamot sagittaire	bonne zone de sédimentation
10, 11 et 12	aucune plante	perturbé par effluent industriel très noir et huileux
13	potamot rubanier	un peu matière organique dur, argileux
14	potamot	sable grossier bran de scie
15	potamot rubanier myriophyllum	sédiment meuble
16	nénuphar rubanier myriophyllum potamot	sédiment meuble
17	potamot rubanier myriophyllum	sédiment meuble mince
18	nénuphar sagittaire	matière organique sable très fin substrat hétérogène
19	rubanier	matière organique

Annexe 5

Annexe 5: Mesures et observations effectuées lors de la troisième visite de terrain à l'été 1984.

Dans la semaine du 23 août 1984, les sédiments ont été échantillonnés aux stations 4, 6, 15, 16 et 19. Lors de cet échantillonnage, les mesures et observations suivantes ont été effectuées.

Station	Conduct. (μ mhos)	Prof. eau (cm)	Dist. bord (m)	Vitesse du courant
4	32	35	9	nul
6	30	167	45	faible
15-A	33	96	23	faible
15-B	33	105	23	faible
16	30	115	60	faible
19	44	172	4,5	faible

Annexe 6

Annexe 6: Observations, lectures de potentiel rédox et combinaisons correspondantes effectuées sur les tranches de sédiment récoltées en 1985.

Station	Sac	Strate	Pot. redox	Observations
4-A	1	0-1	213	pas racine
	2	1-2	102	"
		2-3	86	"
		3-4	89	un peu racine
		4-5	91	"
		5-6	96	fibres fines
		6-7	115	fibres fines + morc. écorce + odeur H ₂ S
4-B	1	0-1	288	pas fibres, pas racines
	2	1-2	130	"
		2-3	121	"
	3	3-4	79	très peu fibres
		4-5	32	"
		5-6	56	fibres fines
		6-7	103	fibres fines + débris bois
6-A	1	0-1	265	
	2	1-2	119	un peu fibres
		2-3	110	un peu fibres + bois + racines + $\frac{1}{2}$ sablonneux
	3	3-4	10	plus racines + fibres fines + $\frac{1}{2}$ sablonneux
	4	4-5	-6	plus fibres + débris bois
	5	5-6	121	fibres + débris bois
		6-7	145	"
	7-8	165	"	
	8-9	136	"	
6-B	1	0-1	79	pas sablonneux
		1-2	88	pas sablonneux + fibres
	2	2-3	60	tiges de plante
	3	3-4	117	débris bois + fibres
		4-5	134	"
		5-6	137	plus débris bois, plus sable
		6-7	117	"
	7-8	115	débris bois + sable	
	8-9	111	débris bois + fibres fines	
19-A	1	0-1	240	branches + racines
	2	1-2	200	débris bois + racines
	3	2-3	124	racines
		3-4	111	"
		4-5	158	"
		5-6	158	pas racine
	4	6-7	178	vers à la surface
7-8		185	pas racine	
	9-10	151	"	
19-B	1	0-1	351	gros débris bois (env. 80%)
	2	1-2	109	"
	3	2-3	75	"
	4	3-4	125	"
		4-5	151	"
	5	5-6	-13	"
	6	6-7	94	"
-	11-12	96	sable gris foncé, pas débris bois	

Annexe 7

Annexe 7: Modes de calcul des limites de détection et de précision des
mesures

1. Limite de détection des appareils

$$c = 3 \cdot S_b$$

où c = limite de détection exprimée en concentration

S_b = écart-type sur le signal du blanc (10 lectures), en
concentration

2. Précision des mesures

$$c = t \cdot S_c$$

où c = précision exprimée en concentration

t = distribution de Student ($P = 95$, $2 \leq n \leq 4$)

S_c = écart-type de la moyenne (mesures faites sur le même
échantillon)

Annexe 8

Annexe 8: Protocole de digestion des échantillons d'eau pour le dosage du mercure sur de petits volumes.

La théorie à la base du protocole analytique est décrite en détail dans le Best (1979). Les acides nitriques et sulfuriques décomposent de grandes quantités de matières organiques et amène le Hg inorganique sous forme de Hg^{2+} . L'oxydation complète des composés organiques réfractaires à la décomposition acide est assurée par le permanganate de potassium et le persulfate de potassium. Lors de la digestion, le Mn^{7+} est réduit en Mn^{4+} qui copécipite le Hg^{2+} . La solution de chlorure de sodium et de sulfate d'hydroxylamine réduit le MnO_2 et l'excès de KMnO_4 , sans réduire le Hg^{2+} . La solution est alors prête pour le dosage.

Les étapes de la digestion sont les suivantes:

1. Mettre 2 ml d'échantillon dans des fioles jaugées de 10 mL.
2. Ajouter 350 μL de la solution suivante: 1,43 g $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ /100 mL HNO_3 conc.
3. Ajouter 500 μL de H_2SO_4 conc.
4. Ajouter 1 mL KMnO_4 5% (5 g KMnO_4 /100 mL).
5. Ajouter 2 mL $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 10% (10 g $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ /100 mL).
6. Ajouter à 95° C (bain marie) pendant 2 heures en retirant le bouchon de verre et en mettant du parafilm.
7. Laisser refroidir et ajouter 2 mL de la solution suivante: 24% NaCl + 24% $\text{NH}_2\text{OH}\cdot 2\text{H}_2\text{SO}_4$ dans H_2O .
8. Compléter à 10 mL avec H_2O .
9. Doser.

Annexe 9

Annexe 9: Protocole de digestion des sédiments pour l'analyse du fer et du manganèse.

1. Chauffer la plaque à 350°C pendant 30 minutes avant le début de la digestion.
2. Mettre environ 0,5 g de chaque échantillon (pesé exactement) dans des béchers de 100 mL en Teflon.
3. Ajouter 15 mL de HNO₃ conc. et mettre les béchers sur la plaque pendant 30 minutes sous reflux (avec des verres de montre en Teflon). S'il y a beaucoup de matière organique, on laisse digérer à température ambiante pendant une nuit avant de chauffer.
4. Baisser la plaque à 200°C et attendre 30 minutes.
5. Évaporer à sec à 200°C.
6. Enlever les béchers de la plaque et chauffer celle-ci à 350°C pendant 30 minutes.
7. Ajouter 4 mL de HClO₄ conc., remettre les béchers et les verres de montre sur la plaque puis chauffer sous reflux pendant 30 minutes.
8. Retirer les béchers de la plaque pour les laisser refroidir pendant 30 minutes.
9. Enlever les verres de montre et ajouter 10 mL de HF conc., puis évaporer à sec à 200°C pendant 12 à 18 heures.
10. Refroidir et transférer dans un ballon jaugé de 50 mL avec du HCl 5%; compléter à la jauge avec du HCl 5%.

Annexe 10

Annexe 10: Protocole de digestion des sédiments et des plantes pour l'analyse du mercure.

1. Peser 1 g d'échantillon sec et mettre dans une fiole jaugée de 100 mL.
2. Rincer l'échantillon jusqu'au fond de la fiole avec au plus 10 mL d'eau déionisée purifiée.
3. Ajouter 15 mL d'une solution de $H_2SO_4-HNO_3$ 2:1 conc. et laisser refroidir.
4. Ajouter 2 mL de HCl conc. par portion de 0,5 mL.
5. Placer la fiole dans un bain d'eau agitant à 50-60°C et laisser digérer pendant 2h30.
6. Après la digestion, laisser refroidir la fiole pendant 30 minutes. Ajouter lentement 15 mL de $KMnO_4$ (30 g/500 mL d'eau).
7. Après 30 minutes, ajouter 5 mL de $K_2S_2O_8$ (25 g/500 mL d'eau) en brassant légèrement, couvrir et laisser reposer pour la nuit.
8. Si tout le permanganate est réduit (ce qui est indiqué par une absence de couleur pourpre), ajouter une quantité additionnelle jusqu'à ce que la couleur persiste pendant 15 minutes et répéter l'addition de persulfate.
9. Ajouter 10 ml d'une solution de sulfate d'hydroxylamine avec du chlorure de sodium (30 g $(NH_2OH)_2 \cdot H_2SO_4$ et 30 g de NaCl/500 mL d'eau) et agiter jusqu'à ce que la solution devienne claire et que tout le MnO_2 précipité se dissolve. Compléter au volume requis.
10. Centrifuger un sous-échantillon de solution à 250 TPM pendant 5 minutes.
11. Effectuer le dosage sans délai.

Annexe 11

Annexe 11: Concentrations en carbone organique, minéraux, mercure et autres métaux traces analysées dans les sédiments récoltés au cours de l'été 1984 (µg/g, poids sec, sauf indication contraire).

Échantillon	C org. (%)	Hg	Mn	Fe (%)	Ca (%)	Mg (%)	Na	K	Cu	Zn	Ni	Co	Al (%)	Ba	B	Cr	Pb	V
4-1	2,7	0,13	120	1,18	0,53	0,24	320	760	10	58	6	4	0,52	52	<2	34	2	20
4-3	3,1	0,14	110	1,13	0,46	0,25	280	800	8	60	6	4	0,54	54	<2	24	2	22
4-5	1,8	0,10	99	1,02	0,45	0,23	200	700	10	52	6	4	0,48	48	<2	20	4	20
4-7	1,5	0,08	92	1,18	0,48	0,19	230	630	<2	45	7	5	0,40	39	<2	15	5	24
4-9	1,3	0,13	84	0,09	0,43	0,19	200	600	8	50	4	4	0,40	40	<2	10	4	22
4-11	0,8	0,08	66	0,72	0,44	0,14	200	380	4	40	2	2	0,30	28	<2	6	<4	12
4-13	3,5	0,15	98	1,05	0,44	0,21	240	660	8	68	6	4	0,47	46	<2	14	4	22
4-15	5,5	0,26	130	1,23	0,45	0,27	340	920	18	120	6	6	0,66	70	<2	16	16	24
4-19	3,1	0,45	130	1,45	0,46	0,28	380	1000	52	370	8	12	0,66	70	<2	18	14	22
4-23	3,9	0,76	140	1,65	0,44	0,30	400	1100	96	865	8	22	0,71	75	<2	22	29	23
4-27	0,6	0,30	62	0,93	0,45	0,15	180	380	10	60	4	2	0,30	26	<2	8	<4	16
4-31	1,8	0,91	99	1,01	0,42	0,24	400	810	8	52	6	4	0,52	52	<2	18	2	20
4-35	2,0	0,28	110	1,03	0,40	0,26	340	880	10	52	6	4	0,58	58	<2	18	2	20
1- 9 cm u	2,08	0,12	101	0,92	0,47	0,22	246	698	7,4	53	5,8	4,2	0,478	46,6	<2	20,6	3,4	21,6
σ	0,78	0,02	14,3	0,47	0,04	0,03	52,7	84,4	3,7	6,1	1,1	0,4	0,066	6,8	0	9,2	1,3	1,7
10-35 cm u	2,65	0,40	104	1,13	0,44	0,23	310	641	25,8	203,4	5,75	7,0	0,525	53,1	<2	15	8,9	19,9
σ	1,66	0,29	27,3	0,29	0,02	0,06	90,1	321	32,2	288,8	1,98	6,8	0,159	18,8	0	5,4	9,9	4,0
6-1	7,2	0,08	130	1,07	0,44	0,22	240	740	10	64	8	6	0,54	50	<2	46	10	24
6-2	6,0	0,16	100	0,86	0,42	0,20	200	640	12	56	6	4	0,47	44	<2	34	8	20
6-3	4,3	0,05	90	0,84	0,41	0,18	200	480	10	48	6	4	0,40	38	<2	28	8	20
6-4	2,5	0,06	68	0,60	0,35	0,15	200	420	6	36	4	4	0,35	34	<2	20	4	14
6-5	2,0	0,04	78	0,80	0,41	0,17	180	520	6	40	6	4	0,37	32	<2	26	6	18
6-6	4,4	0,04	90	0,85	0,41	0,19	180	540	8	44	8	4	0,42	38	<2	24	6	20
6-7	3,2	0,12	110	1,01	0,40	0,23	280	800	12	62	8	6	0,56	56	<2	22	10	24
6-8	2,6	0,04	90	0,82	0,37	0,20	300	720	10	50	8	6	0,48	48	<2	24	10	22
6-9	2,6	0,06	86	0,86	0,40	0,20	210	659	6	42	6	4	0,40	39	<2	21	6	19
6-10	1,5	0,05	90	0,97	0,44	0,19	240	600	8	44	6	4	0,43	38	<2	16	6	22
6-11	0,8	0,04	76	0,81	0,40	0,18	200	540	6	38	4	4	0,38	36	<2	12	4	18
6-12	0,3	0,08	66	0,78	0,41	0,16	120	400	4	34	6	4	0,29	28	<2	4	<4	16
6-13	1,7	0,04	75	0,72	0,41	0,18	160	550	6	40	6	4	0,37	38	<2	13	5	18
6-14	0,5	0,02	54	0,69	0,46	0,12	80	260	2	28	4	2	0,21	20	<2	4	<4	14
6-15	0,2	0,02	56	0,73	0,49	0,11	100	240	2	28	4	2	0,20	18	<2	6	<4	14
6-16	0,2	4,00	56	0,67	0,38	0,13	120	260	4	26	4	2	0,23	22	<2	22	<4	14
6-17	0,1	0,15	50	0,55	0,35	0,13	80	280	4	28	4	2	0,23	24	<2	16	<4	10
6-18	0,9	0,27	78	0,83	0,43	0,19	120	500	6	56	6	6	0,39	38	<2	20	6	22
6-19	0,9	0,22	64	0,61	0,32	0,18	120	500	6	40	6	4	0,33	40	<2	4	<4	12
1- 9 cm u	3,87	0,07	93,6	0,86	0,40	0,19	221,1	613	8,9	49,1	6,7	4,7	0,44	42,1	<2	27,2	7,6	20,1
σ	1,77	0,04	18,1	0,13	0,03	0,02	43,1	129,6	2,5	9,8	1,4	2,2	0,07	1,94	0	8,21	2,2	3,1
10-19 cm u	0,71	0,49	66,5	0,74	0,41	0,16	134	413	4,8	36,2	5,0	3,4	0,31	30,2	<2	11,7	3,3	16,0
σ	0,56	1,24	12,9	0,12	0,05	0,03	51,7	141,3	1,9	9,4	1,0	1,3	0,08	8,66	0	6,86	1,8	4,0
15-a1	0,8	0,22	96	1,00	0,47	0,20	320	740	18	44	8	4	0,52	54	<2	16	14	20
15-a3	0,5	0,14	80	0,76	0,32	0,23	320	820	6	30	6	2	0,46	60	<2	10	<4	12
15-a5	0,5	0,22	60	0,64	0,36	0,17	240	560	6	24	4	2	0,35	42	<2	8	4	10
15-a7	0,3	0,19	72	0,70	0,36	0,19	260	620	6	24	4	2	0,38	50	<2	10	2	12
15-a9	0,3	0,14	69	0,70	0,44	0,19	240	630	4	20	4	2	0,40	44	<2	11	<4	13

Annexe 11: Concentrations en carbone organique, minéraux, mercure et autres métaux traces analysées dans les sédiments récoltés au cours de l'été 1984 (µg/g, poids sec, sauf indication contraire) (suite).

Échantillon	C org. (%)	Hg	Mn	Fe (%)	Ca (%)	Mg (%)	Na	K	Cu	Zn	Ni	Co	Al (%)	Ba	B	Cr	Pb	V
15-a11	1,8	0,68	200	1,66	3,80	0,51	1500	1700	36	85	69	6	2,4	130	20	30	18	93
15-a13	2,8	1,88	220	1,43	8,1	0,42	2900	2100	63	69	200	6	3,7	160	82	27	23	32
15-a15	0,2	0,10	48	0,005	0,39	0,12	200	280	2	12	4	2	0,25	24	<2	8	<4	10
15-a19	1,3	0,51	90	0,97	0,45	0,23	360	860	8	44	8	2	0,59	86	<2	14	4	22
15-a23	1,1	5,50	118	1,31	0,56	0,28	440	1200	16	60	12	4	0,85	640	<2	8	8	26
15-a27	2,6	7,90	150	1,56	0,59	0,37	440	1500	24	94	16	6	1	840	<2	24	22	34
15-a31	1,8	7,10	130	1,43	0,62	0,31	420	1100	18	74	14	4	0,89	650	<2	22	10	32
15-a37	5,7	9,00	210	1,89	3,4	2,5	560	1900	44	170	20	10	7,0	1020	<2	34	70	52
1- 9 cm u	0,48	0,18	75,4	0,76	0,39	0,196	276	674	8	28,4	5,2	2,4	0,42	50	<2	11	4,8	13,4
σ	0,20	0,04	13,6	0,14	0,06	0,022	41,0	104,3	5,6	9,42	1,8	0,89	0,07	7,3	0	3	5,2	3,85
10-37 cm u	2,16	4,08	145,8	1,28	2,24	0,592	852,5	1330	26,4	76	42,9	5,0	2,1	444	13,5	20,9	19,6	37,6
σ	1,65	3,68	61,3	0,58	2,75	0,780	917,5	594,8	20,2	45,8	66,7	2,6	2,3	388	28,5	9,88	21,8	25,3
15-b1	0,8	0,46	68	0,73	0,39	0,17	180	580	8	28	2	2	0,38	44	<2	8	6	14
15-b3	0,1	0,11	44	0,48	0,31	0,13	180	360	2	12	<2	<2	0,23	32	<2	4	<4	8
15-b5	0,1	0,12	48	0,52	0,34	0,14	180	380	<2	14	<2	<2	0,26	34	<2	4	<4	8
15-b7	0,2	0,12	52	0,50	0,47	0,14	140	340	2	14	2	<2	0,30	32	<2	4	<4	10
15-b9	0,8	0,31	98	0,75	1,31	0,23	390	650	8	22	22	2	0,72	49	12	8	<4	33
15-b11	0,8	0,29	130	0,99	1,41	0,32	520	1000	10	36	20	4	0,94	72	12	14	<4	34
15-b13	1,1	0,39	130	1,05	1,28	0,34	500	1100	12	42	22	4	0,94	82	14	16	4	38
15-b15	0,9	0,28	98	1,03	0,48	0,25	320	940	12	40	8	2	0,58	66	<2	14	2	20
15-b19	1,1	0,42	110	0,98	0,90	0,27	380	880	10	36	12	4	0,73	66	10	12	2	26
15-b23	2,0	1,30	190	1,19	5,5	0,36	2000	1500	38	53	120	4	2,50	110	63	14	12	150
15-b27	2,0	1,24	110	1,09	0,43	0,29	380	1100	16	60	12	4	0,80	170	<2	12	12	24
15-b31	3,3	4,50	160	1,66	0,53	0,39	510	1600	28	110	14	6	1,10	400	<2	22	33	37
15-b35	0,9	2,50	84	0,96	0,38	0,22	360	820	8	46	6	2	0,62	240	<2	10	6	16
1- 9 cm u	0,4	0,22	62	0,596	0,564	0,162	214	462	4,2	18	5,6	1,4	0,378	38,2	3,2	5,6	2,8	14,6
σ	0,37	0,16	22,1	0,132	0,421	0,041	99,9	142,5	3,5	6,8	9,2	0,55	0,199	7,82	4,9	2,19	1,79	10,57
10-35 cm u	1,51	1,36	126,5	1,119	1,364	0,305	621,2	1118	16,8	46,6	26,8	3,75	0,995	150,8	12,9	14,2	9,12	43,12
σ	0,87	1,48	34,52	0,231	1,717	0,058	562,4	285,3	10,6	30,2	38,1	1,28	0,536	118,0	21,0	3,62	10,5	43,91
16-1	3,1	0,12	160	2,0	0,55	0,43	540	1700	14	86	16	10	0,99	120	<2	60	6	38
16-3	1,9	0,07	140	1,47	0,48	0,34	340	1400	10	66	10	8	0,74	82	<2	40	4	30
16-5	2,1	0,07	120	1,24	0,42	0,32	380	1100	20	58	12	6	0,65	82	<2	28	4	24
16-7	2,6	0,07	120	1,13	0,42	0,28	380	1000	12	62	10	6	0,62	70	<2	30	6	24
16-9	1,8	0,11	110	1,03	0,38	0,27	260	1000	10	58	10	6	0,60	68	<2	22	6	22
16-11	1,9	0,08	120	1,23	0,42	0,30	320	1100	12	64	10	8	0,64	72	<2	26	8	26
16-13	1,7	0,06	166	1,13	0,43	0,28	330	960	12	59	8	6	0,59	65	<2	27	6	25
16-15	1,9	0,10	127	1,31	0,46	0,30	400	1100	12	72	8	6	0,67	70	<2	30	6	28
16-19	1,9	0,25	116	1,2	0,48	0,28	360	1000	12	72	8	6	0,61	66	<2	18	8	32
16-23	7,4	0,12	127	1,06	0,51	0,29	360	1000	16	92	10	6	0,7	66	<2	18	16	34
16-27	3,1	0,08	96	0,92	0,38	0,24	240	740	12	72	8	6	0,53	50	<2	14	12	22
1- 9 cm u	2,3	0,088	130	1,374	0,45	0,328	380	1240	13,2	66	11,6	7,2	0,72	84,4	<2	36	5,2	27,6
σ	0,54	0,025	20	0,386	0,066	0,064	102	304,9	4,15	11,6	2,61	1,79	0,16	20,9	0	14,9	1,1	6,54
10-27 cm u	2,98	1,44	125,3	1,14	0,45	0,282	335	983,3	12,6	71,8	8,67	6,33	0,62	64,8	<2	22,2	9,34	27,8
σ	2,22	3,22	22,96	0,138	0,046	0,022	54,3	132,3	1,63	11,2	1,03	0,82	0,06	7,76	0	6,34	3,93	4,49

Annexe 11: Concentrations en carbone organique, minéraux, mercure et autres métaux traces analysées dans les sédiments récoltés au cours de l'été 1984 (µg/g, poids sec, sauf indication contraire) (suite).

Échantillon	C org. (%)	Hg	Mn	Fe (%)	Ca (%)	Mg (%)	Na	K	Cu	Zn	Ni	Co	Al (%)	Ba	B	Cr	Pb	V
19-1	5,4	1,83	140	1,37	0,47	0,25	260	960	28	110	12	6	0,68	74	<2	42	38	32
19-2	2,2	0,73	96	1,21	0,39	0,19	200	580	14	56	8	6	0,40	42	<2	32	12	24
19-3	1,6	1,00	68	1,12	0,42	0,13	140	400	8	42	6	4	0,29	34	<2	12	8	24
19-4	0,4	1,02	64	1,29	0,42	0,12	100	320	8	36	4	4	0,23	24	<2	14	14	26
19-5	1,4	1,01	82	1,35	0,38	0,17	120	460	6	44	8	4	0,31	44	<2	52	8	26
19-6	1,4	1,10	80	1,05	0,34	0,19	220	540	10	48	6	4	0,36	70	<2	18	6	22
19-7	0,7	0,92	74	1,44	0,42	0,14	160	420	6	42	6	4	0,28	60	<2	12	20	30
19-8	0,1	1,04	99	1,72	0,61	0,16	60	220	4	44	6	6	0,22	26	<2	70	14	46
19-9	2,4	2,90	90	2,10	0,67	0,29	160	600	10	64	8	4	0,62	110	<2	14	14	30
19-10	0,8	2,12	76	1,38	0,42	0,14	140	340	8	44	6	4	0,27	40	<2	12	20	28
19-11	0,3	1,00	68	1,19	0,39	0,14	100	340	16	44	12	4	0,26	32	<2	10	<4	24
19-12	3,0	2,33	82	1,02	0,40	0,17	200	480	10	60	8	4	0,35	68	<2	14	12	20
19-13	0,2	0,66	64	1,02	0,37	0,13	120	300	4	36	4	4	0,24	28	<2	16	<4	20
19-14	2,0	1,78	84	0,98	0,44	0,19	150	490	12	68	10	4	0,35	64	<2	11	13	17
19-15	1,4	2,33	69	0,80	0,87	0,15	110	380	6	52	10	4	0,29	46	<2	9	9	14
19-16	1,4	0,82	64	0,57	1,99	0,15	160	360	8	44	6	2	0,28	50	2	10	4	8
19-17	1,7	1,60	110	0,70	3,5	0,24	180	600	12	60	8	2	0,41	96	4	8	2	10
19-18	4,3	1,73	140	0,81	5,2	0,29	200	740	16	70	14	2	0,49	120	<2	8	<4	10
19-19	4,2	2,10	130	0,95	3,7	0,32	220	680	20	93	20	4	0,55	120	<2	12	6	16
1- 9 cm u	1,73	1,28	88,1	1,40	0,46	0,182	157,8	500	10,4	54	7,11	4,67	0,38	81	<2	29,6	14,9	28,9
σ	1,58	0,68	22,8	0,32	0,11	0,056	62,0	211,7	7,20	22,6	2,26	1,0	0,166	27,7	0	21,0	9,65	7,2
10-19 cm u	1,93	1,65	88,7	0,943	1,73	0,192	158	471	11,2	57,1	9,80	3,60	0,349	66,4	1,4	11	7,2	16,7
σ	1,47	0,62	28,0	0,238	1,78	0,068	41,3	155,3	5,01	16,9	4,66	1,26	0,104	34,4	0,97	2,58	6,18	6,46

Annexe 12

Annexe 12: Qualité de l'eau interstitielle récoltée à l'été 1985 (mg/L, sauf indication contraire)¹ (suite).

Station	pH	SO ₄	Cl	C org. d.	Ca	Mg	Fe	Sulfures (µmol/L)	Hg (µg/L)
6B-1	6,22	3,2	14,1	11,3	2,58	0,60	9,99	10,4	0,3
6B-2	6,40	1,1	4,3	14,7	2,76	0,60	7,92	10,0	*
6B-3	6,39	*	*	*	*	*	*	17,7	0,3
6B-4	6,48	*	*	*	*	*	*	17,9	*
6B-5	6,47	0,6	2,8	21,9	7,44	1,05	28,29	9,5	0,4
6B-6	6,45	*	*	*	*	*	*	6,3	*
6B-7	6,50	*	*	*	*	*	*	4,2	0,3
6B-8	6,50	*	*	*	*	*	*	4,0	*
6B-9	6,51	*	*	*	*	*	*	2,9	0,4
19A2	6,88	3,2	1,5	n.d.	2,79	0,66	4,29	0,1	0,4
19A1	6,59	2,2	1,2	n.d.	3,33	0,81	3,12	5,7	*
19A-1	6,42	2,5	1,5	14,6	5,37	0,96	6,21	10,7	0,4
19A-2	6,36	*	*	*	*	*	*	11,9	*
19A-3	6,31	1,4	1,7	14,3	9,84	1,29	12,00	15,6	0,5
19A-4	6,32	*	*	*	*	*	*	13,0	*
19A-5	6,31	*	*	*	*	*	*	10,7	0,4
19A-6	6,37	0,7	>3,0	23,8	19,8	2,56	26,16	10,2	*
19A-7	6,48	*	*	*	*	*	*	6,6	1,3
19B2	6,42	4,3	1,4	10,1	1,74	0,57	0,31	0	0,4
19B1	6,45	*	*	*	*	*	*	0	*
19B-1	6,29	3,8	1,1	11,1	2,94	0,75	2,25	0	0,4
19B-2	6,28	*	*	*	*	*	*	0	*
19B-3	6,41	3,1	1,3	13,4	4,20	0,90	4,95	4,5	0,4
19B-4	6,42	1,1	2,7	16,1	5,10	0,84	6,63	13,5	*
19B-5	6,44	*	*	*	*	*	*	13,6	0,4
19B-6	6,37	*	*	*	*	*	*	13,9	*
19B-7	6,45	*	*	*	*	*	*	6,0	0,4

¹ Les 2 premiers numéros de stations représentent l'eau de surface, la strate 1 étant juste au-dessus de l'interface sédiment-eau. Par exemple: 19A2 et 19A1 sont les 2 échantillons d'eau de surface tandis que 19A-1 et 19A-2 sont des échantillons d'eau interstitielle.

* Ce signe désigne que l'échantillon a été composé avec l'échantillon précédent et sa valeur en est considérée égale.

n.d. Donnée non disponible.

Annexe 13

Annexe 13: Concentrations analysées dans les sédiments oxiques et anoxiques et lorsque toute la colonne de sédiment est considérée, pour l'ensemble des stations.

Type de sédiment	Paramètre	Hg (µg/g)	C org. (%)	< 180 µm (%)	Fe (mg/g)	Mn (µg/g)	S (%)
Oxique		0,22	2,69	81	40	700	0,079
		0,27	3,77	87	40	680	0,104
		0,34	3,34	68,4	39	1050	0,110
		0,39	4,97	70	41	880	0,143
		1,17	1,39	19,7	22,7	192	0,048
		1,49	1,97	21,4	63	1070	0,050
		2,06	1,43	20,6	69	1070	0,047
		3,01	2,68	29,2	51	1180	0,077
	u	1,12	2,78	49,7	46	850	0,08
	σ	1,02	1,23	29,5	14,8	320	0,03
Anoxique		0,24	2,59	77	37	630	0,094
		0,44	3,65	73	42	680	0,105
		0,36	0,94	67,3	48	1030	0,046
		0,45	0,93	76	35	770	0,064
		0,31	1,11	74	32	690	0,062
		0,2	2,57	63,8	42	860	0,102
		0,27	1,77	58,1	38	840	0,101
		0,81	4,16	14,9	19,8	180	0,071
		2,36	2,77	17,9	75	1240	0,062
		2,29	2,15	25,1	55	1180	0,082
		1,09	1,04	15,5	52	1310	0,035
	u	0,80	2,15	51,2	43	860	0,07
	σ	0,80	1,12	26,7	14,4	330	0,02
Toute la colonne		0,22	2,69	81	40	700	0,079
		0,16	3,1	82	38	630	0,094
		0,27	3,77	87	40	680	0,104
		0,25	4,65	83	39	660	0,100
		0,24	2,59	77	37	630	0,094
		0,44	3,65	73	42	680	0,105
		0,34	3,34	68,4	39	1051	0,110
		0,18	0,92	49,3	55	1150	0,034
		0,36	0,94	67,3	48	1030	0,046
		0,45	0,93	76	35	770	0,064
		0,31	1,11	74	32	690	0,062
		0,39	4,97	70	41	880	0,143
		0,2	2,57	63,8	42	860	0,102
		0,27	1,77	58,1	38	840	0,101
		1,17	1,39	19,7	22,7	192	0,048
		1,1	1,98	17,1	77	1220	0,049
		0,81	4,16	14,9	19,8	180	0,071
		1,49	1,97	21,4	63	1070	0,050
		2,06	1,43	20,6	69	1070	0,047
		3,01	2,68	29,2	51	1180	0,077
		2,36	2,77	17,9	76	1240	0,062
		2,29	2,15	25,1	55	1180	0,082
		1,09	1,04	15,5	52	1310	0,035
u	0,85	2,46	51,8	46	860	0,08	
σ	0,84	1,22	27,3	14,9	310	0,03	

BIBLIOGRAPHIE

- ABO-RADY, M.D.K. 1980. Aquatic macrophytes as indicator for heavy metal pollution in the River Leine (West Germany). Arch. Hydrobiol., 89: 387-404.
- ADAMS, D.D. et DARBY, D.A. 1980. A dilution-mixing model for dredged sediments in freshwater systems. In: Baker, R.A. (Ed.), Contaminants and Sediments, Vol. 1. Ann Arbor Science Publishers, New York, pp. 373-392.
- ADAMS, F.S., COLE H. Jr. et MASSIE, L.B. 1973. Element constitution of selected aquatic vascular plants from Pennsylvania: submerged and floating leaved species and rooted emergent species. Environ. Pollut., 5: 117-147.
- AFFAIRES MUNICIPALES. 1986. Répertoire des municipalités du Québec, édition 1986. Les publications du Québec, Gouvernement du Québec.
- AKAGI, H., FUJITA, Y. et TAKABATAKE, E. 1976. Photochemical transformation of mercuric sulfide into methylmercury in aqueous solutions. Chemistry Letters, 1: 1-4.
- AKAGI, H., MORTIMER, D.C. et MILLE, D.R. 1979. Mercury methylation and partition in aquatic systems. Bull. Environm. Contam. Toxicol., 23: 372-376.
- ANDREN, A.W. et HARRISS, R.C. 1975. Observations on the association between mercury and organic matter dissolved in natural waters. Geochim. Cosmochim. Acta, 39: 1253-1257.
- ARBUR, A. 1972. Waters Plants. A study of aquatic angiosperms. In: Cramer, J. et K.H. Swann (Eds.), Historiae Naturalis Classica, Verlag Von J. Cramer, Wheldon and Wesley, Ltd., Stechert-Hafner Service Agency, New York, 347 p.

- ASTM (American Society for testing and materials). Standard method for grain size analysis of soils. Méthode D422-63. ASTM (Ed.), Philadelphia.
- ASTM (American Society for testing and materials). Liquid limit of soils. Méthode D423-66. ASTM (Ed.), Philadelphia.
- AUBERT, M. 1981. Toxicité aiguë et toxicité chronique en milieu aquatique. In: Leclerc, H. et D. Dive (Eds.). Les Colloques de l'INSERM: les tests de toxicité aiguë en milieu aquatique. Lille, France, Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale, 106: 33-45.
- BAKER, M.D., INNISS, W.E. et MAYFIELD, C.I. 1983. Effect of pH on the methylation of mercury and arsenic by sediment microorganisms. Environ. Technol. Letters, 4: 89-100.
- BARBEAU, C., BOUGIE, R. et CÔTÉ, J.-E. 1981. Variations spatiales et temporelles du césium-137 et du carbone dans des sédiments du fjord du Saguenay. Can. J. Earth Sci., 18: 1004-1011.
- BAUDO, R., GALANTI, G., GUILIZZONI, P. et VARINI, P.G. 1981. Relationships between heavy metals and aquatic organisms in Lake Mezzola hydrographic system (Northern Italy). 4. Metal concentrations in six submerged aquatic macrophytes. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 39: 203-225.
- BEST (Bureau d'étude sur les substances toxiques). 1979. Les méthodes d'analyse du mercure dans l'eau, les sédiments, les boues, les sols, les milieux biologiques, l'air et les hydrocarbures. Rapport no. 79-13. Services de Protection de l'Environnement, Gouvernement du Québec, 204 p.
- BIENVENUE, E., BOUDOU, A., DESMAZES, J.P., GAVACH, C., GEORGESCAULD, D., SANDEAUX, J., SANDEAUX, R. et SETA, P. 1984. Transport of mercury compounds across bimolecular lipid membranes: effect of lipid composition, pH and chloride concentrations. Chem.-Biol. Interactions, 48: 91-101.

- BOBÉE, B., CLUIS, D., GOULET, M., LACHANCE, M., POTVIN, L. et TESSIER, A. 1977. Évaluation du réseau de qualité des eaux (M.R.N.). Analyse et interprétation des données de la période 1967-1975. Vol. 2. Annexes. Rapport scientifique no 78. Institut national de la recherche scientifique, pour le Ministère des richesses naturelles, Québec, 212 p.
- BOYD, C.E. 1978. Chemical composition of wetland plants. In: Good, R.E., Whigham, D.F. et R.L. Simpson (Eds.). Freshwater Wetlands-Ecological Processes and Management Potential, Academic Press, New York, pp. 155-167.
- BRANNON, J.M., PLUMB, R.H. Jr. et SMITH, I. Jr. 1980. Long-term release of heavy metals from sediments. In: Baker, R.A. (Ed.). Contaminants and Sediments, Vol. 2. Ann Arbor Science Publishers, New York, pp. 221-265.
- BRETELER, R.J., BOWEN, V.T., SCHNEIDER, D.L. et HENDERSON, R. 1984. Sedimentological reconstruction of the recent pattern of mercury pollution in the Niagara River. Environ. Sci. Technol., 18: 404-409.
- BRETELER, R.J., VALIELA, I. et TEAL, J.M. 1981. Bioavailability of mercury in several north-eastern U.S. Spartina ecosystems. Estuar. Coastal Shelf Sci. 12: 155-166.
- BRICKER, O.P., FERGUSON, J.F. et HUGGETT, R.J. 1974. Trace metals and interstitial water chemistry of Back River, Maryland. Abstract for the 17th Annual Conference Water Pollution Control Federation, Denver, U.S.A. 4 p.
- BRISTOW, J.M. 1975. The structure and function of roots in aquatic vascular plants. In: Torney, J.G. et D.T. Clarkson (Eds.). The Development and Function of Roots. Academic Press, New York, pp. 221-235.

- BRISTOW, J.M. et WHITCOMBE, M. 1971. The role of roots in the nutrition of aquatic vascular plants. *Amer. J. Bot.*, 58: 8-13.
- BUBICZ, M., KOZAK, L., MIKOS, M. et WARDA, Z. 1982. Heavy metals in the aquatic environment of some water bodies of the Lublin Coal Basin. *Acta Hydrobiol.*, 24: 125-138.
- BUHL, K.J. et McCONVILLE, D.R. 1984. Heavy metal accumulation in selected sessile components of Fountain City Bay, pool 5A, of the upper Mississippi River. In: James, G., Anderson, R.V. et D.R. McConville (Eds.). Contaminants in the upper Mississippi River. Proc. of the annual meeting of the Mississippi River research consortium, 15th. 1982, Boston, pp. 171-194.
- BUTLER, G.C., éd. 1978. Principles of ecotoxicology. Scientific Committee on Problems of the Environment of the International Council of Scientific Unions, John Wiley and Sons, New York, 350 p.
- CAMPBELL, P.G.C., TESSIER, A., BISSON, M. et BOUGIE, R. 1985. Accumulation of copper and zinc in the yellow water lily, Nuphar variegatum. Relationships to metal partitioning in the adjacent lake sediments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 23-32.
- CARIGNAN, R. 1984. Interstitial water sampling by dialysis. Methodological notes. *Limnol. Oceanogr.*, 29: 667-670.
- CARPENTER, S.R., ELSER, J.J. et OLSON, K.M. 1983. Effects of roots of Myriophyllum verticillatum L. on sediment redox conditions. *Aquat. Bot.*, 17: 243-249.
- CHIGBO, F.E., SMITH, R.W. et SHORE, F.L. 1982. Uptake of arsenic, cadmium, lead and mercury from polluted waters by the water hyacinth Eichornia crassipes. *Environ. Pollut. (Ser. A)*, 27: 31-36.

- CLINE, J.D. 1969. Spectrophotometric determination of hydrogen sulfide in natural waters. *Limnol. Oceanogr.*, 14: 454-458.
- CLINE, J.T., HILLSON, J.B. et UPCHURCH, S.B. 1973. Mercury mobilization as an organic complex. *Internat. Assoc. Great Lakes Res., Proc. 16th Conf. Great Lakes Res.*, pp. 233-242.
- CNRC (Conseil National de Recherches du Canada). 1980. Effets du mercure dans l'environnement au Canada. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, sous-comité des métaux lourds et de certains autres éléments. Publication CNRC no 16742, Ottawa, 292 p.
- CNRC (Conseil National de Recherches du Canada). 1988 (sous presse). Biologically available metals in sediments. NRCC Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality and Committee on Marine Analytical Chemistry of the NRCC Marine Analytical Chemistry Standards Program. Publication CNRC no 27694, Ottawa.
- COOLEY, T.N. et MARTIN, D.F. 1977. Factors affecting the distribution of trace elements in aquatic plants. *J. Inorg. Nucl. Chem.*, 39: 1893-1896.
- COUTURE, P., THELLEN, C., THOMPSON, P.A. et AUCLAIR, J.C. 1987. Structure and functions of phytoplanktonic and microbial communities in relations to industrial wastewater discharge: an ecotoxicological approach in a lotic system. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 167-175.
- COWGILL, U.M. 1974. The hydrogeochemistry of Linsley Pond, North Branford, Connecticut. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 45, 1: 1-119.
- COWGILL, U.M. 1973. The determination of all detectable elements in the aquatic plants on Linsley Pond and Cedar Lake (North Branford, Connecticut) by X-ray emission and optical emission spectroscopy. *Appl. Spectrosc.*, 27: 5-9.

- CRECELIUS, E.A., BLOOM, N.S. et GURTISEN, J.M. 1984. Chemical analysis of sediment cores from the east waterway (Everett, Washington). U.S. Army Corps of Engineers, Seattle District, Washington, 31 p.
- CROTEAU, G., GOULET, M. et LALIBERTÉ, D. 1984a. Réseau de surveillance des substances toxiques dans le milieu aquatique: bilan des opérations du réseau pour l'année 1980. Direction générale des inventaires et de la recherche. Ministère de l'environnement du Québec, Sainte-Foy, Envirodoq no 840525, 176 p.
- CROTEAU, G., GOULET, M. et LALIBERTÉ, D. 1984. Contamination du milieu aquatique au Québec méridional en 1980: arsenic, cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb, zinc. Direction générale des inventaires et de la recherche. Ministère de l'environnement du Québec, Sainte-Foy, Envirodoq no 840524, 181 p.
- CZUBA, M. et MORTIMER, D.C. 1980. Stability of methylmercury and inorganic mercury in aquatic plants (Elodea densa). Can. J. Bot., 58: 316-320.
- DENNY, P. 1980. Solute movement in submerged angiosperms. Biol. Rev., 55: 65-92.
- DOLAR, S.G., KEENEY, D.R. et CHESTERS, G. 1971. Mercury accumulation by Myriophyllum spicatum L. Environmental Letters, 1: 191-198.
- DYKYJOVA, D. 1979. Selective uptake of mineral ions and their concentration factors in aquatic higher plants. Folia Geobot. Phytotax., Praha, 14: 267-325.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 1979. Analytical methods manual. Inland Waters Directorate, Water Quality Branch, Ottawa.

- ENVIRONNEMENT ONTARIO. 1983. Handbook of analytical methods for environmental samples. Determination of particle size distributions. Laboratory Services and Applied Research Branch. pp. PA-1 - PA-18. Methode PA-1. ASTM.D422-63.
- ENVIRONNEMENT QUÉBEC. 1985b. Banque de donnée de la qualité du milieu aquatique. Station 05010014 - Saint-Maurice au pont-route 157 à Shawinigan Falls.
- ENVIRONNEMENT QUÉBEC. 1985a (non publié). Inventaire des lieux d'élimination de déchets dangereux. Régions 04 et 05. Direction des substances dangereuses, Direction générale du milieu terrestre, Québec, 105 p.
- ENVIRONNEMENT QUÉBEC. 1985. Le Saint-Maurice - Une rivière en danger. Direction générale de l'assainissement de l'eau, Direction des études du milieu aquatique, Envirodoq no 850216, 27 p.
- ERIKSSON, C. et MORTIMER, D.C. 1975. Mercury uptake in rooted higher aquatic plants; laboratory studies. Verh. Internat. Verein. Limnol., 19: 2087-2093.
- FASSETT, N.C. 1980. A manual of aquatic plants. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, 405 p.
- FELMY, A.R., GRIVIN, D.C. et E.A. JENNE. 1984. MINTEQ- A computer program for calculating aqueous geochemical equilibria. Battelle, Pacific Northwest Laboratories, Richland, Washington. EPA-600/3-84-032, PBS 4-15748.
- GAMBRELL, R.P., KHALID, R.A., COLLARD, V.R., REDDY, C.N. et PATRICK, W.H. Jr. 1976. The effect of pH and redox potential on heavy metal chemistry in sediment-water systems affecting toxic metal bioavailability. In: Dredging: Environmental Effects and Technology, Proc. of WODCON VII, San Francisco, World Dredging Conference, San Pedro, pp. 581-603.

- GAMBRELL, R.P., KHALID, R.A. et PATRICK, W.H. Jr. 1980. Chemical availability of mercury, lead, and zinc in Mobile Bay sediment suspensions as affected by pH and oxidation-reduction conditions. *Environ. Sci. Technol.*, 14: 431-436.
- GOMMES, R. et MUNTAU, H. 1981. <<Carry-over>> des métaux lourds dans un écosystème aquatique. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 38: 379-408.
- GOULET, M. et LALIBERTÉ, D. 1982. Métaux: contamination du milieu aquatique au Québec méridional. Direction générale des inventaires et de la recherche, Ministère de l'environnement du Québec, *Envirodoq* no 830018, 57 p.
- HELLQUIST, C.B. et CROW, G.E. 1980. Aquatic vascular plants of New England: Part. 1. Zosteraceae, Potamogetonaceae, Zannichelliaceae, Najadaceae. Agricultural experiment station, University of New Hampshire. Durham, New Hampshire, 68 p.
- HESLEIN, R.H. 1976. Chemical water sampling in lakes and sediments with dialysis bags. *Limnol. Oceanogr.*, 21: 909-912.
- HILDEBRAND, S.G., LINDBERG, S.E. TURNER, R.R., HUCKABEE, J.W., STRAND, R.H., LUND, J.R. et ANDREN, A.W. 1980. Biogeochemistry of mercury in a river reservoir system: impact of an inactive chloralkali plant on the Holston River - Cherokee Reservoir, Virginia and Tennessee. Environmental Sciences Division, publication No. 1519. National Science Foundation and U.S. Department of Energy, Oak Ridge, U.S.A., 132 p.
- HÖPNER, T. 1981. Design and use of a diffusion sample for interstitial water from fine grained sediments. *Environ. Technol. Letters*, 2: 187-196.

- HUTCHINSON, T.C., FEDORENKO, A., FITCHKO, J., KUJA, A., VAN LOON, J. et LICHWA, J. 1975. Movement and compartmentation of nickel and copper in an aquatic ecosystem. In: Hemphill, D.D. (Ed.), Trace Substances in Environmental Health - IX. A Symposium. Univ. of Missouri, Columbia, pp. 89-105.
- HYDRO-QUÉBEC. 1978. Répertoire des réservoirs et des centrales en service. Tome 1. Édition M-1. Direction Planification, direction générale Génie.
- JACKSON, K.S., JONASSON, I.R. et SKIPPEN, G.B. 1978. The nature of metals-sediment-water interactions in freshwater bodies, with emphasis on the role of organic matter. *Earth Sci. Rev.*, 14: 97-146.
- JACKSON, T.A. 1984. Effects of inorganic cadmium, zinc, copper, and mercury on methylmercury production in polluted lake sediments. Evidence for selective inhibition and stimulation of microbial species based on variations in heavy metal tolerance. In: Advances in Environmental Science and Technology, 15: 551-578.
- JACKSON, T.A., PARKS, J.W., JONES, P.D., WOYCHUK, R.N., SUTTON, J.A. et HOLLINGER, J.D. 1982. Dissolved and suspended mercury species in the Washington River (Ontario, Canada): seasonal and regional variations. *Hydrobiologia*, 92: 473-487.
- JACKSON, T.A., KIPPHUT, G., HESSLEIN, R. et SCHINDLER, D.W. 1980. Experimental study of trace metal chemistry in soft-water lakes at different pH levels. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 387-402.
- JENNE, E.A. 1968. Controls on Mn, Fe, Co, Ni, Cu and Zn concentrations in soils and water: the significant role of hydrous Mn and Fe oxides. In: Baker, R.A. (ed.). Trace inorganics in water; Advances in chemistry series, Vol. 73, Washington, American Chemical Society, pp. 337-387.

- JENNE, E.A. et LUOMA, S.N. 1977. Forms of trace elements in soils, sediments, and associated waters: an overview of their determination and biological availability. In: Drucker, H. et R.E. Wildung (Eds.), ERDA Symposium Series, Vol. 42. Biological implications of metals in the environment. Proc. of the 15th Annual Hanford Life Sciences Symposium at Richland, Washington, pp. 110-143.
- JURACIC, M., VITTURI, L.M., RABITTI, S. et RAMPAZZO, G. 1986. Suspended matter properties and its role in pollutant transfer from the river to the sea. Case study: Adige River - Adriatic Sea. *The Sci. Total Environ.* 55: 243-249.
- KATSAOUNIS, A. 1977. Interstitial dissolved mercury and carbon associations in an artificial and natural marshes on the James River. *Va. J. Sci.*, 2: 92.
- KERNDORFF, H. et SCHNITZER, M. 1980. Sorption of metals on humic acid. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 44: 1701-1708.
- LANDRY, B. et MERCIER, M. 1983. *Notions de géologie avec exemples du Québec*. Modulos Editem, Outremont, Québec, 426 p.
- LANGSTON, W.J. et BRYAN, G.W. 1984. The relationship between metal speciation in the environment and bioaccumulation in aquatic organisms. In: Kramer, C.J.M. et J.C. Duinker (Eds.). *Complexation of Trace metals in Natural Waters*. Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers, The Hague, pp. 375-392.
- LAVALLÉE, P., COUTURE, P. et AUCLAIR, J.C. 1984. Approche conceptuelle à l'aide de bio-essais in situ pour améliorer la fiabilité de l'interprétation écotoxicologique de variables physico-chimiques dans le cas de problèmes en assainissement de l'eau. *Sciences et Techniques de l'Eau*, 17: 261-265.

- LEBLANC, C. 1985 (non publié). Caractérisation du lieu d'élimination "Banc de chaux" de la compagnie Shawinigan Chemicals Ltd - 04-06. Direction des substances dangereuses, Direction générale du milieu terrestre. Ministère de l'environnement du Québec, 57 p.
- LEXMOND, T.M., de HAAN, F.A.M. et FRISSEL, M.J. 1976. On the methylation of inorganic mercury and the decomposition of organo-mercury compounds - a review. *Neth. J. Agric. Sci.*, 24: 79-97.
- LINDBERG, S.E. et HARRISS, R.C. 1974. Mercury-organic matter associations in estuarine sediments and interstitial water. *Environ. Sci. Technol.*, 8: 459-464.
- LOCKWOOD, R.A. et CHEN, K.Y. 1973. Adsorption of Hg(II) by hydrous manganese oxides. *Environ. Sci. Technol.*, 7: 1028-1034.
- LODENIUS, M. 1980. Aquatic plants and littoral sediments as indicators of mercury pollution in some areas in Finland. *Ann. Bot. Fennici*, 17: 336-340.
- LOWENHAUPT, B. 1958. Effect of light upon the absorption and excretion of calcium by Potamogeton crispus (L) leaves. *J. Cell. Comp. Physiol.*, 2: 199-208.
- LU, J.I., LI, C.S., WANG, W.H. et PENG, A. 1983. Chemical behavior of mercury in Ji Yun River. In: C.E.P. Consultants Ltd. (Eds.). Heavy metals in the environment. *Int. Conf.*, 4th, Vol. 2. Heidelberg, pp. 780-783.
- LYNGBY, J.E. et BRIX, H. 1983. A comparison of eelgrass (Zostera marina L.), the common mussel (Mytilus edulis L.) and sediment for monitoring heavy metal pollution in coastal areas. In: C.E.P. Consultants Ltd. (Eds.). Heavy metals in the environment. *Int. Conf.*, 4th, Vol. 2. Heidelberg, pp. 830-837.

- MAYER, L.M. 1976. Chemical water sampling in lakes and sediments with dialysis bags. *Limnol. Oceanogr.*, 21: 909-912.
- McINTOSH, A.W., SHEPHARD, B.K., MAYES, R.A., ATCHINSON, G.J. et NELSON, D.W. 1978. Some aspects of sediment distribution and macrophyte cycling of heavy metals in a contaminated lake. *J. Environ. Qual.*, 7: 301-305.
- McNEELEY, R.N., NEIMANIS, V.P. et DWYER, L. 1980. Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures. Ministère de l'environnement du Canada, Ottawa, 100 p.
- MILLER, G.E., WILE, I. et HITCHIN, G.G. 1983. Patterns of accumulation of selected metals in members of the soft-water macrophyte flora of central Ontario lakes. *Aquat. Bot.*, 15: 53-64.
- MORTIMER, D.C. 1985. Freshwater aquatic macrophytes as heavy metal monitors - the Ottawa River experience. *Environm. Monitor. Assessment*, 5: 311-323.
- MORTIMER, D.C. et KUDO, A. 1975. Interactions between aquatic plants and bed sediments in mercury uptake from flowing water. *J. Environ. Qual.*, 4: 491-495.
- MUDROCH, A. 1985. Geochemistry of the Detroit River sediments. *J. Great Lakes Res.*, 11: 193-200.
- MUDROCK, A. 1980. Biogeochemical investigation of Big Creek marsh, Lake Erie, Ontario. *J. Great Lakes Res.*, 6: 338-347.
- NAGASE, H., OSE, Y., SATO, T. et ISHIRAWA, T. 1984. Mercury methylation by compounds in humic material. *Sci. Total Environ.*, 32: 147-156.
- NRC (National Research Council). 1978. An assessment of mercury in the environment. National Academy of Sciences, Washington, DC., 185 p.

- OTTAWA RIVER PROJECT GROUP. 1979. Mercury in the Ottawa River. Environ. Res., 19: 231-243.
- OZIMEK, T., PREJS, A. et PREJS, K. 1979. The losses and increments of rhizomes of Potamogeton lucens L. in littoral of Mikolajskie Lake (Poland). Field Experiments. Aquat. Bot., 7: 95-98.
- OZIMEK, T., PREJTS, A. et PREJS, K. 1976. Biomass and distribution of underground parts of Potamogeton perfoliatus L. and P. lucens L. in Mikolajskie Lake, Poland. Aquat. Bot., 2: 309-316.
- PATRICK, W.H. Jr., GAMBRELL, R.P. et KHALID, R.A. 1977. Physico-chemical factors regulating solubility and bioavailability of toxic heavy metals in contaminated dredged sediment. J. Environ. Sci. Health, A12: 475-492.
- POTTER, L., KIDD, D. et STANDIFORD, D. 1975. Mercury levels in Lake Powell: bioamplification of mercury in a man-made desert reservoir. Environ. Sci. Technol., 9: 41-46.
- QUEVAT, J. 1981. La normalisation des tests de toxicité aiguë en écotoxicologie aquatique: la réponse à un besoin. In: Leclerc, H. et D. Dive (Eds.). Les colloques de l'INSERM: les tests de toxicité aiguë en milieu aquatique. Lille, France. Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale, 106: 21-32.
- RAMADE, F. 1977. Écotoxicologie. Ed. Masson, Paris. 205 p.
- RAMAMOORTHY, S. et RUST, B.R. 1978. Heavy metal exchange processes in sediment-water systems. Environmental Geology, 2: 165-172.
- RASHID, M.A. 1971. Soil. Sci., 111: 298-306.
- RAY, S. et WHITE, W. 1976. Selected aquatic plants as indicator species for heavy metal pollution. J. Environ. Sci. Health, 12: 717-725.

- REIMERS, R.S., KRENKEL, P.A. et ENGLANDE, A.J. Jr. 1974. Transport and distribution of mercury in sediments. In: CNRC (Ed.), Proc. Int. Conf. on Transport of Chemicals in Aquatic Ecosystems, Ottawa, 2: 79-92.
- REIMERS, R.S. et KRENKEL, P.A. 1974. Sediment sorption phenomena. CRC Crit. Rev. Environm. Contr., 4: 265-296.
- ROGERS, J.S., HUANG, P.M. et LIAW, W.K. 1981. II. Chemical limnology. Chemical dynamics of mercury sorption and desorption of freshwater sediments. Verh. Internat. Verein. Limnol., 21: 174-180.
- RUST, B.R. 1982. Sedimentation in fluvial and lacustrine environments. Hydrobiologia, 91: 59-70.
- RUST, B.R. et WASLENCHUK, D.G. 1976. Mercury and bed sediment in the Ottawa River, Canada. J. Sediment. Petrology, 46: 563-578.
- SAND-JENSEN, K., PRAHL, C. et STOKHOLM, H. 1982. Oxygen release from roots of submerged aquatic macrophytes, Oikos, 38: 349-354.
- SCHIERUP, H.H. et LARSEN, V.J. 1981. Macrophyte cycling of zinc, copper, lead and cadmium in the littoral zone of a polluted and a non-polluted lake. 1. Availability, uptake and translocation of heavy metals in Phragmites australis (Cav.) Trin. Aquat. Bot., 11: 197-210.
- SERNE, R.J. 1977. Geochemical distribution of selected trace metals in San Francisco Bay sediments. In: Drucker, H. et R.E. Wildung (Eds.), ERDA Symposium Series, Vol. 42. Biological implications of metals in the environment. Proc. of the 15th Annual Hanford Life Sciences Symposium at Richland, Washington, pp. 280-296.
- SHANNON, E.L. 1953. The production of root hairs by aquatic plants. Amer. Midl. Natur., 50: 474-479.

- SHARPE, V. et DENNY, P. 1976. Electron microscope studies on the absorption and localization of lead in the leaf tissue of Potamogeton pectinatus L. J. Exp. Bot., 27: 1155-1162.
- SPE (Services de protection de l'environnement). 1979 (non publié). Étude de la qualité des eaux de la rivière St-Maurice, Gouvernement du Québec.
- STOCKING, C.R. 1956. Vascular conduction in submerged plants. In: Encyclopedia of plant physiology, Springer-Verlag, New York, Vol. 3, pp. 587-595.
- TESSENOW, U. et BAYNES, Y. 1978. Experimental effects of Isoetes lacustris L. on the distribution of E_h , pH, Fe and Mn in lake sediment. Verh. Internat. Verein. Limnol., 20: 2358-2362.
- TESSIER, A., CAMPBELL, P.G.C., AUCLAIR, J.C., BISSON, M. et BOUCHER, H. 1982. Évaluation de l'impact de rejets miniers sur des organismes biologiques. Rapport scientifique no 146, Université du Québec, INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec, 257 p.
- TESSIER, A., CAMPBELL, P.G.C., AUCLAIR, J.C. et BISSON, M. 1984. Relationships between the partitioning of trace metals in sediments and their accumulation in the tissues of the freshwater mollusc Elliptio complanata in a mining area. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41: 1463-1472.
- WASEL, Y., AGAMI, M. et SHAPIRA, Z. 1982. Uptake and transport of ^{86}Rb , ^{32}P , ^{36}Cl and ^{22}Na by four submerged hydrophytes. Aquat. Bot., 13: 179-186.
- WELLS, J.R., KAUFMAN, P.B., JONES, J.D., ESTABROOK, G.F. et GHOSHEH, N.S. 1982. Contents of some heavy metals in plants from Saginaw Bay (Lake Huron) and some small lakes in wilderness areas of Michigan's upper peninsula as analyzed by neutron activation analysis. J. Radioanal. Chem., 71: 97-113.

- WELSH, R.P.H. et DENNY, P. 1980. The uptake of lead and copper by submerged aquatic macrophytes in two English lakes. *J. Ecol.*, 68: 443-455.
- WINDOM, H.L. 1973. Mercury distribution in estuarine-nearshore environment. *Waterways Harbors Coastal Eng. Div. (ASCE)*, mai: 257-264.
- WRIGHT, D.R. et HAMILTON, R.D. 1982. Release of methylmercury from sediments: effects of mercury concentration, low temperature, and nutrient addition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39: 1459-1466.