

Im 11. 2747. 2

Université de Montréal

Dosage du mercure chez des visons et des loutres  
provenant du territoire de la Baie James

par

Caroline Fortin

Département de pathologie et microbiologie  
Faculté de médecine vétérinaire

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures  
en vue de l'obtention du grade de  
Maître ès sciences (M.Sc.)  
en pathologie et microbiologie vétérinaires

Décembre 1997

©Caroline Fortin, 1997



5-5447-1102

SF  
607  
U54  
1999  
V.012

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

Docteur en médecine - chef des travaux de laboratoire  
provenant de l'Institut de la Gaité James

1997

1997

Caroline Fortin

Département de pathologie et microbiologie  
Faculté de médecine vétérinaire

Membre associé à la Faculté des études supérieures  
en vue de l'obtention du grade de  
Maître ès sciences (M.Sc.)  
en pathologie et microbiologie vétérinaires

Dr. Fortin 1997

Caroline Fortin, 1997



Université de Montréal  
Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé:

Dosage du mercure chez des visons et des loutres  
provenant du territoire de la Baie James

présenté par:  
Caroline Fortin

a été évalué par un jury composé des personnes suivantes:

Dr Serge Messier	président-rapporteur
Dre Denise Bélanger	directeure de recherche
Dr Normand Larivière	codirecteur de recherche
Dr Guy Chamberland	membre du jury

Mémoire accepté le: 99-10-19

## SOMMAIRE

L'objectif principal de notre étude vise à brosser un tableau général des niveaux tissulaires de mercure chez deux espèces de Mustélidés, les visons (*Mustela vison*) et les loutres de rivière (*Lutra canadensis*), trappés par des Cries sur le territoire de la Baie James en relation avec la région d'où proviennent les animaux, leur âge, leur sexe et leur masse corporelle. De plus, nous désirons examiner la variation spatiale du mercure chez les visons et les loutres en relation à la présence de réservoirs hydroélectriques ou de pollution (industrielle, atmosphérique et pression humaine).

Le mercure est omniprésent dans l'environnement du territoire de la Baie James et, suite à la création de réservoirs hydroélectriques dans les années '60, son relargage accru a augmenté les niveaux de mercure dans toute la flore et la faune. Certains animaux à fourrure piscivores, comme les visons et les loutres qui se retrouvent aux paliers supérieurs de la chaîne alimentaire, ont accumulé le mercure de façon importante.

Pour la première année d'étude (1993-94), les visons (n = 39) ont montré une grande variation des moyennes de mercure total dans différents organes/tissus avec la relation d'ordre suivante: fourrure > foie > rein = muscle > cerveau. Les moyennes de mercure organique représentaient de 53 à 95% du mercure total. Les loutres (n = 13) ont aussi montré une grande variation des moyennes de mercure total dans différents organes/tissus avec la relation d'ordre suivante: fourrure > foie = rein > muscle = cerveau. Les moyennes de mercure organique représentaient de 44 à 90% du mercure total.

La deuxième année d'étude (1994-95), nous avons redivisé le territoire de la Baie James avec ses neuf communautés Cries en sept régions en fonction de la taille d'échantillon, de la présence de réservoirs hydroélectriques, de références géographiques, géologiques et communautaires Cries. Les visons (n = 273) avaient une moyenne de mercure total hépatique de  $3.52 \pm 4.02 \mu\text{g/g}$  (pv) et les loutres (n = 135) une moyenne hépatique de  $4.09 \pm 3.52 \mu\text{g/g}$  (pv). Chez les visons, l'âge et la région ont eu un effet sur les niveaux de mercure hépatiques transformés en log. D'une part, plus les visons avançaient en âge, plus ils accumulaient du mercure. D'autre part, la région la moins contaminée (N-R-Re) était localisée au sud le long des côtes de la Baie James. Aucun gradient de latitude n'a été démontré. Pour les

loutres, aucune variable n'a semblé influencer les log de mercure hépatique; toutefois, l'échantillonnage était restreint. Les résultats nous permettaient donc de conclure que, les moyennes de mercure des visons et des loutres provenant du territoire de la Baie James étaient plus élevées que les moyennes nord américaines. Par contre, il est difficile de comparer des études de terrain entre elles en raison du rôle important de plusieurs facteurs dans la détermination des concentrations de mercure (méthodologie, géologie, pollution et création de réservoirs hydroélectriques).

## TABLE DES MATIÈRES

SOMMAIRE .....	iii
TABLE DES MATIÈRES .....	v
LISTE DES TABLEAUX .....	vii
LISTE DES FIGURES .....	viii
LISTE DES APPENDICES .....	ix
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	x
DÉDICACE .....	xi
REMERCIEMENTS .....	xii
I. INTRODUCTION .....	1
II. REVUE DE LA LITTÉRATURE .....	3
II.1. Historique du mercure .....	3
II.2. Alerte mondiale par rapport à la contamination au mercure.....	3
II.3. Distribution du mercure dans l'environnement .....	4
II.3.1. Mercure d'origine naturelle .....	4
II.3.2. Mercure anthropique .....	5
II.4. Transport atmosphérique du mercure .....	5
II.5. Les nombreuses formes chimiques du mercure.....	6
II.5.1. Mercure élémentaire ( $Hg^0$ ).....	7
II.5.2. Mercure inorganique (Hg inorganique).....	7
II.5.3. Mercure organique (Hg organique) .....	8
II.5.4. Mercure total .....	9
II.6. Mécanisme de transformation du mercure .....	11
II.7. Mercure dans les réservoirs aménagés .....	13
II.8. Territoire de la Baie James.....	13
II.9. Activité industrielle.....	15
II.10. Population Crie du territoire de la Baie James et le mercure .....	15
II.11. Accumulation du mercure dans la chaîne alimentaire .....	17
II.11.1. Paliers inférieurs de la chaîne alimentaire.....	17
II.11.2. Faune ichtyenne .....	17
II.11.3. Faune aviaire.....	18
II.11.4. Mammifères marins .....	19
II.11.5. Mammifères terrestres.....	20
II.12. Vison .....	20

II.13. Loutre .....	22
II.14. Compétition entre les deux espèces .....	24
II.15. Animaux-sentinelles .....	24
II.16. Bioaccumulation du mercure chez le vison et la loutre .....	26
III. PRÉSENTATION DE L'ARTICLE.....	33
III.1. Mercury in wild mink ( <i>Mustela vison</i> ) and river otter ( <i>Lutra canadensis</i> ) from the James Bay territory, Québec, Canada.....	34
Abstract .....	35
Introduction.....	36
Materials and Methods .....	41
Sampling procedure .....	41
Analytical methods .....	42
Statistical analyses.....	43
Results .....	44
Pilot study (1993-94) .....	44
Main study (1994-95) .....	44
<i>Wild mink</i> .....	44
<i>River otter</i> .....	45
Discussion .....	46
Pilot study.....	46
Major study.....	47
Effects of age, sex and region.....	47
Wild mink and river otter used as indicators of toxicological effects.....	49
Acknowledgments .....	52
References .....	53
IV. DISCUSSION GÉNÉRALE .....	70
V. CONCLUSION GÉNÉRALE.....	76
VI. BIBLIOGRAPHIE .....	78
VII. APPENDICE .....	XV

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau I. Niveaux comparatifs de mercure dans l'eau, les sols et l'atmosphère depuis 1976.....	28
Tableau II. Analyses de fèces de visons et de loutres de provenance diverses.....	29
Tableau III. Moyennes de mercure total rapportées dans le foie de visons et de loutres provenant de milieux naturels.....	30
Tableau IV. Moyennes de mercure total rapportées dans le foie de visons semi-domestiques provenant d'élevage.....	31
Tableau V. Différence de concentration de mercure entre les sexes des visons et des loutres.....	32

### ARTICLE

Table 1. Pilot study (1993-94). Total and organic mercury concentrations in different organs of wild mink trapped in three regions (W, M and Vc) and of river otter trapped in four regions (W, M, N-R-Re and Vc).....	60
Table 2. Main study (1994-95). Distribution of wild mink and river otter carcasses according to trapping region and sex.....	61
Table 3. Main study (1994-95). Distribution of wild mink and river otter carcasses according to trapping region and age.....	62
Table 4. Main study (1994-95). Total mercury concentrations in liver samples of wild mink (seven south to north regions) and river otter (six south to north regions).....	63
Table 5. Main study (1994-95). Effects of variables region, age, sex and body mass on log liver mercury concentrations in wild mink and river otter.....	64



## LISTE DES FIGURES

- Fig.1. Map of the James Bay territory with Cree family traplines in relation with the North American continent. .... 65
- Fig.2. James Bay territory divided in geographical regions for wild mink and river otter mercury results. .... 66
- Fig.3. Main study (1994-95). Log liver mercury concentrations in wild mink and river otter as a function of trapping region (region 1 = W, 2 = M1, 3 = M2, 4 = M3, 5 = N-R-Re, 6 = Vc, 7 = GW). .... 67
- Fig.4. Main study (1994-95). Log liver mercury concentrations in wild mink and river otter as a function of age (years)..... 68
- Fig.5. Main study (1994-95). Log liver mercury concentrations in wild mink and river otter as a function of sex (0 = male, 1 = female). .... 69

## LISTE DES APPENDICES

Annexe I. Molécules ayant une grande affinité avec le mercure .....	xvi
Annexe II. Communautés Cries.....	xvii

## LISTE DES ABRÉVIATIONS

BPC	Biphényl polychloré
cm	Centimètre
DDT, DDE, TEQ	Dioxines
g	Gramme
GW	Bassin de la rivière Grande-Baleine (Great Whale)
Hg	Mercure
jrs	Jours
kg	Kilogramme
km	Kilomètre
km <sup>2</sup>	Kilomètre carré
MeHg	Méthylmercure
mg	Milligramme
ml	Millilitre
mm	Millimètre
m <sup>3</sup>	Mètre cube
NBR	Bassin des rivières Nottaway, Broadback et Rupert
ng	Nanogramme, gramme x 10 <sup>-9</sup>
O.M.S.	Organisation Mondiale de la Santé
pH	Degré d'acidité
ppb	Partie par milliard
ppm	Partie par million
pv	Poids vif
ww	Wet weight (matière humide)
µg	Microgramme, gramme x 10 <sup>-6</sup>
°C	Degré Celsius

$$\mu\text{g/g} = \text{mg/kg} = \text{ppm}$$

## DÉDICACE

À mes parents autodidactes qui auraient tant voulu aller à l'Université.  
Si je le pouvais, je vous léguerais tous mes diplômes.

À la veille des fêtes de Noël, j'ai cette pensée pour tous les gens qui  
sont seuls. La solitude est lourde à porter.

## REMERCIEMENTS

Je voudrais remercier ma directrice Dre Denise Bélanger de m'avoir acceptée comme étudiante à la maîtrise. Tu es une personne très humaine avec de belles qualités et j'ai particulièrement apprécié ta direction dans les derniers milles. La prochaine fois, on ne s'y prendra pas à la dernière minute!

L'Association des Trappeurs Cris (A.T.C.), sans qui ce projet n'aurait pu exister.

À Rick Cuciurean de l'A.T.C. pour votre étroite collaboration au projet, votre intérêt professionnel et personnel, votre gentillesse, votre patience et votre humour Cri! Vous avez été le maître d'œuvre et l'organisateur de la phase échantillonnage de l'étude. La récupération des carcasses provenant des trappeurs Cris et leur acheminement vers St-Hyacinthe vous ont causé bien des remaniements d'horaire. À Rick, thanks a million for everything you did.

À tous les trappeurs Cris qui se sont intéressés de proche ou de loin à ce projet et qui ont contribué à fournir des carcasses de visons et de loutres. We met as sceptic people and we left each other with laughter and happiness.

Au Ministère des Affaires Indiennes et du Nord pour leur subvention qui m'a permis d'aller rencontrer les trappeurs dans le Moyen Nord québécois et d'établir un contact unique.

À Maryse Dansereau pour ton support moral et physique dans les meilleurs moments, mais surtout dans les périodes les plus difficiles... y'a rien de mieux que de faire une maîtrise avec des sujets semblables pour se comprendre! Je tiens à te remercier pour ton aide dans la réalisation de ma maîtrise dans son ensemble, et particulièrement pour la correction de l'article. Sans ton encouragement et tes aptitudes de directrice de recherche, je doute que j'aurais pu passer au travers de mes corrections majeures. Maryse, je te souhaite l'avenir que tu désires, tu le mérites!

À Eddy Wawatie pour avoir fait l'effort surhumain de comprendre mon baragouinage en anglais et avoir pu rendre mon article publiable. Màmòyàwamà !!!

À Luc Vermette pour tes bons soins mais surtout pour ton professionnalisme et ta rigueur au travail. Ta bonne humeur, ta

compréhension, ton support psychologique et ta ponctualité font de toi un pilier pour les gens qui t'entourent. Luc, tu es un collègue de travail aussi précieux qu'un résultat de laboratoire! Merci pour tout!

À Guy Beauchamp pour ton effort (statistique et informatique souvent de dernière minute) pour accéder à l'ultime moment tant attendu du dépôt final. Je suis honorée que tu aies accepté d'être coauteur sur mon article car tu mérites d'être sur toutes les publications du Pavillon Dessaulles. Tu es la perle que tout bon chercheur recherche!

À Ghislain Dumas qui a sué à grosses gouttes durant les périodes de pré-présentations. Les statistiques ne sont plus un secret pour toi. Merci à Denis DuTremblay, l'ours mal léché du Pavillon Dessaulles. Ça va Denis?!

À Richard Bourassa pour le laboratoire, le congélateur!, ton aide technique mais surtout ton aide psychologique. Tu donnes beaucoup, j'espère seulement que tu reçois assez. Lâche pas champion! Salut Ginette!

À Claude Brazeau pour les nombreuses heures passées ensemble autour d'une grande table de laboratoire pleines de carcasses! Merci et bon trappage!

Au Centre de Toxicologie du Québec (CHUL, Ste-Foy, Québec, Canada), laboratoire se classant parmi les cinq premiers au monde pour les analyses de mercure et le contrôle de la qualité. Je souhaite à tous ceux qui font des tests de laboratoire de travailler avec une équipe aussi dynamique, disponible avec des personnes charmantes. Merci pour le service.

Au Matson laboratory (Milltown, U.S.A.) pour l'analyse des dents. Qualité, amabilité, humour... Là aussi, faire affaire avec vous a été un plaisir.

À toutes et à tous mes amis, copains, collègues qui m'ont permis de survivre à cette expérience qu'a été la maîtrise et que j'ai tenté de convertir aux tendances environnementales. Chacun doit mettre du sien...dans son bac de recyclage! Merci donc à Marie, Nicole, Virginie, Gazelle, Trésor, Cécile, la gang de Louiseville, Dre Michèle P.!, Diane D., Louise H. et sa meute, Jérôme C., Jérôme D., Fabienne, Éric, Guy C., Sophie, Geneviève, Jorge, et tous ceux que j'oublie, Merci!

À Yvan et toute sa famille. Vous m'avez aidée à faire un bon bout de chemin alors que j'étais sur les genoux! Yvan, tu excuseras mes humeurs changeantes mais des fois, le poids de la maîtrise était plus fort. Je vous embrasse tous, Mme Prieur tout spécialement.

À Paul, je te remercie d'avoir été là au moment opportun. Bonne chance pour ta maîtrise et dis-toi bien que y'a rien de mieux qu'un maîtriseux pour comprendre les "syndromes maîtrisiels"!

À tous les vétérinaires qui m'ont engagée tout au long de ma maîtrise car vous avez participé à la réalisation de mon rêve. Certaines périodes ont été dures à traverser, mais grâce à votre confiance et votre support financier, j'ai pu passer à travers.

À toutes les personnes que j'ai pu contacter pour divers renseignements (Poole, Strickland,...). Vous restez dans l'ombre de mon projet et lui avez permis d'éviter les gaffes!

À Normand Langford, mon bon ami, qui a trouvé que la vie n'en valait plus la peine. Salut Norm! et que Marjo soit avec toi.

À Georgette que j'adore, qui m'écoute et me supporte!

Et finalement à ma famille, particulièrement à mes parents, qui ne comprennent pas toujours mes choix, mais finissent par les accepter. Sans vous, je n'aurais pas pu réaliser mes rêves. MERCI pour tout ce que je suis, tout ce que vous m'avez donné et tout ce que vous êtes. Je vous aime!

P.S. Ma maîtrise à temps partiel, sans financement, se termine enfin et je la compare à un accouchement pénible et sans fin. J'aimerais laisser ce petit conseil très personnel à toutes les personnes qui désireraient faire des études supérieures à temps partiel: pensez-y deux fois plutôt qu'une!

## I. INTRODUCTION

Le mercure (Hg) est retrouvé partout dans l'environnement et ce métal possède des propriétés biogéochimiques uniques. Le Hg total englobe de nombreuses formes différentes, entre autres le Hg élémentaire, le Hg inorganique et le Hg organique. Depuis le 19<sup>ème</sup> siècle, avec l'arrivée de l'ère industrielle, les concentrations de Hg total dans l'environnement ont augmenté de deux à trois fois. De plus, l'inondation des terres pour créer des réservoirs (comme par exemple des réservoirs hydroélectriques) permet une activité bactérienne accrue dans le système aquatique qui transforme le Hg inorganique en Hg organique, forme la plus toxique pour les organismes vivants. Le Hg organique devient alors biodisponible pour la flore et la faune qui l'accumulent à travers le temps et un phénomène d'amplification du Hg se répercute à chaque niveau trophique de la chaîne alimentaire. Les animaux et les humains peuvent être exposés à différentes concentrations de Hg total variant selon leur milieu de vie (eau, air et/ou sols) et selon les sources de contamination (dose faible ou élevée, occasionnelle ou quotidienne, aiguë ou chronique). Suite à une exposition au Hg, les organismes peuvent subir des problèmes allant de légers à sévères causant, chez les mammifères, des signes cliniques d'ordre neurologique (visuel et sensoriel surtout) pouvant même causer la mort.

Les visons (*Mustela vison*) et les loutres de rivière (*Lutra canadensis*) ont été choisis comme modèles d'étude sur le Hg car ces deux Mustélidés sont positionnés aux paliers supérieurs de la chaîne alimentaire (mammifères piscivores à 40% pour le vison et à 80% pour la loutre). De plus, ils reflètent bien la qualité de l'environnement aquatique (territoire restreint près des cours d'eau), ils se retrouvent presque partout sur le territoire Nord Américain et ils sont trappés annuellement pour leur fourrure. Le territoire de la Baie James a été choisi afin de déterminer les concentrations de Hg de ces deux Mustélidés étant donné qu'aucune étude de grande envergure n'a été réalisée dans cette vaste région du Moyen Nord québécois.

L'objectif principal de l'étude était de mesurer les concentrations de Hg chez les visons et les loutres provenant du territoire de la Baie James capturés par des trappeurs Cris en fonction de la région de trappe, de l'âge des individus, du sexe et de leur masse corporelle. Le second objectif était de vérifier la tendance géographique de la contamination en Hg du territoire de la Baie



James en relation à la présence de réservoirs hydroélectriques ainsi que la pollution (atmosphérique, industrielle, pression anthropique).

## II. REVUE DE LA LITTÉRATURE

### II.1. Historique du mercure

Le mercure (Hg) fait partie intégrante de l'environnement terrestre, aquatique et atmosphérique et se présente sous de multiples formes chimiques. C'est l'un des sept métaux les plus connus qui a joué un rôle capital dans l'évolution de l'espèce humaine depuis plus de 3 500 ans. Malheureusement l'avènement de l'ère industrielle a généré un déséquilibre entre le Hg d'origine anthropique et le Hg d'origine naturelle. Le Hg et ses nouveaux complexes ont fait leur apparition dans l'environnement et l'augmentation massive des rejets atmosphériques de Hg ont eu des retombées à l'échelle mondiale (Nriagu, 1979). Les effets néfastes du Hg ont pu se répercuter alors à tous les paliers de la chaîne alimentaire des écosystèmes.

### II.2. Alerte mondiale par rapport à la contamination au mercure

Au Japon, de 1953 à 1960, un nombre croissant de villageois vivant autour de la Baie de Minamata ont développé une maladie baptisée "maladie de Minamata". Les individus présentaient des signes d'ordre neurologique (ataxie, troubles visuels, auditifs et sensitifs) provoquant même la mort. De plus, des nouveau-nés voyaient le jour souffrant de retard mental, de paralysie cérébrale et d'hypotonie généralisée. La maladie fut associée à une intoxication au méthylHg suite à l'ingestion journalière de poissons et de crustacés contaminés par des eaux usées provenant d'une usine locale d'acide acétique, d'aldéhyde et de chlorure de vinyle. Les déchets liquides non traités contenaient entre autres de l'alkylHg, contaminant ainsi toute la chaîne alimentaire de la Baie de Minamata. Les événements se répétèrent à Niigata, au Japon, en 1965 (Takizawa, 1979; Barbeau et coll., 1976).

En Iraq, de 1956 à 1972, des épisodes d'intoxication chronique au Hg ont été rapportés avec plus de 7500 personnes contaminées, dont près de 500 morts. Des pesticides et des fongicides à base de Hg avaient été répandus sur les cultures céréalières, contaminant du même coup tous les produits et sous-

produits issus de ces récoltes. Les personnes se sont intoxiquées en mangeant du pain fabriqué à partir de cette farine contaminée (Barbeau et coll., 1976). D'autres épisodes de la sorte sont survenus au Pakistan (1969), au Guatemala (1963-65) et au Ghana (1967) (Hutton, 1987). Au Nouveau Mexique, des intoxications sont survenues en consommant de la viande de porc contaminée par des céréales traitées avec les pesticides et fongicides au Hg (Barbeau et coll., 1976).

Vers 1970, en Saskatchewan (Canada) et en Suède, la chair de poisson provenant de différentes rivières se révéla passablement contaminée au Hg. Un certain nombre de pêcheurs/consommateurs de poissons présentaient alors des signes neurologiques variant de légers à sévères. Au Canada, le gouvernement fédéral a donc ciblé les populations à haut risque d'exposition au Hg, soient les pêcheurs et les autochtones. En 1975, 37 autochtones Canadiens sur 89 testés, ont présenté des niveaux de Hg anormalement élevés avec des signes neurologiques jusqu'alors non décelés (Barbeau et coll., 1976).

Depuis ce temps, l'Organisation Mondiale de la Santé (O.M.S.) a établi que la consommation de Hg dans la chair de poisson ne devait pas excéder 0.5 mg/kg/jour. Au Canada, les concentrations limites de Hg acceptées pour un adulte sont de 0.5 à 1 mg/kg/jour (Schetagne, 1990).

### **II.3. Distribution du mercure dans l'environnement**

#### **II.3.1. Mercure d'origine naturelle**

Les sources naturelles de Hg dans la biosphère sont nombreuses. À travers le temps, le Hg s'est retrouvé incorporé dans les multiples formations géologiques de la croûte terrestre, surtout au niveau des sédiments et des sols, et à plus faible échelle au niveau minéral (Louchouart et coll., 1993; Wren, 1991; Barbeau et coll., 1976). Les émissions de Hg ont toujours été de premier ordre lors de catastrophes naturelles (éruptions volcaniques, inondations), d'érosion des roches superficielles, d'érosion accrue des terres, de relargage des dépôts de surface continentaux et d'évaporation des plans d'eau. Entre 40 et 75% du Hg libéré à l'échelle mondiale proviendrait de sources naturelles. Dans un écosystème non pollué, localisé loin des sources de contamination, les

niveaux de Hg acceptables seraient de 0.002 ppb dans l'atmosphère, de 0.1 ppb dans l'eau de rivière ou lac, de 0.2 ppb dans l'eau de pluie ou les océans et de 50 ppb dans les sols (Nriagu, 1989; Brosset, 1981).

### **II.3.2. Mercure anthropique**

Le Hg anthropique provient des rejets faits par l'espèce humaine qui varient selon les industries régionales actives, les continents et la pression humaine. De 10 à 80% des polluants anthropiques totaux émis dans l'atmosphère sont composés de rejets de Hg (Andren et Nriagu, 1979). L'environnement du continent nord-américain a subi, au cours des deux derniers siècles, un facteur d'augmentation de l'ordre de deux à quatre dans l'eau des lacs et rivières, de 0.02% dans les sols, alors qu'il est négligeable dans les océans (Rybak et coll., 1989; Osweiler et coll., 1985; Ouellet et Jones, 1982; Andren et Nriagu, 1979).

Des sources de Hg anthropique directes et indirectes sont à l'origine de la contamination de l'environnement. Les sources directes sont dues aux rejets industriels dans les effluents, aux déchets produits par différentes industries (combustibles fossiles, industries métallurgiques, incinérateurs de déchets solides, usines de pâte et papier et de chlore alcali, usines de production d'électricité à partir de charbon, dépotoirs municipaux) et à l'utilisation en agriculture, en dentisterie, dans l'industrie pharmaceutique, dans les laboratoires spécialisés, etc. Les sources mercurielles indirectes sont dues aux dépôts atmosphériques et aux apports hydriques (Nriagu, 1994a, 1994b; Grosser et coll., 1994; Brosset et Lord, 1991; Andren et Nriagu, 1979).

### **II.4. Transport atmosphérique du mercure**

Le transport atmosphérique se fait à plusieurs échelles: à l'échelle locale (0 à 50 km du lieu d'émission), à l'échelle moyenne (50 à 1 000 km du lieu d'émission) et à l'échelle globale. Le transport des composés mercuriels sera dicté par le type de molécule, la taille et le poids moléculaire, la stabilité chimique, l'intensité de production et l'altitude à laquelle sont expulsés les rejets

(Lucotte, et coll., 1995; Edner et Svanberg, 1991). Grâce aux précipitations sèches ou humides, les molécules de Hg retombent au sol (Casarett et Doull's, 1986). C'est pourquoi le niveau de Hg dans l'air est inférieur à 1 ng/m<sup>3</sup> dans les régions rurales, peut atteindre plusieurs milliers de ng/m<sup>3</sup> près des villes, alors qu'il se situe à des dizaines de milliers de ng/m<sup>3</sup> près des régions minières ou régions volcaniques (tableau I) (Sherbin, 1979).

Au Québec, le transport atmosphérique semble expliquer l'omniprésence du Hg d'origine anthropique dans l'environnement autant près des zones industrielles ou même à plus de 2 000 km de celles-ci. Par contre, les résultats n'ont pas démontré de modèle de distribution du Hg par rapport à la latitude ou la longitude contrairement à la contamination au plomb. Cette dernière présente des teneurs élevées près des zones urbaines et des teneurs décroissantes en se dirigeant vers des régions moins peuplées (Lucotte et coll., 1995; Louchouart et coll., 1993).

Dans l'atmosphère, le temps de résidence des complexes mercuriels varierait entre 5.5 et 90 jours pouvant même aller jusqu'à 1 an, alors qu'il serait d'environ 1 000 ans dans les sols, de 2 100 ans dans les océans et de  $2.5 \times 10^8$  années dans les sédiments (Andren et Nriagu, 1979).

## **II.5. Les nombreuses formes chimiques du mercure**

Le Hg a, entre autres, la particularité de se transformer facilement et les nombreux complexes chimiques qui en résultent restent inertes ou deviennent potentiellement toxiques pour la faune et la flore environnantes. Les facteurs qui influencent cette toxicité sont multiples: la forme chimique du Hg, sa disponibilité, sa dégradation et les sous-produits qui en résultent, l'étendue de la contamination, sa persistance non dégradable, sa bioaccumulation par les organismes, sa bioamplification dans la chaîne alimentaire. Son absorption varie grandement selon les états chimiques et les systèmes impliqués. Par exemple, sous forme de vapeur de Hg élémentaire, 80% est absorbé par le système respiratoire des humains, alors qu'une quantité négligeable est absorbée par les intestins et par la peau. Par contre sous forme organique, les poumons, les intestins et la peau l'absorbent en très grande quantité (Osweiler et coll., 1985; Friberg et Vostal, 1972).

## Configurations moléculaires de mercure les plus fréquentes

Hg	symbole chimique
Hg <sup>0</sup>	mercure élémentaire métallique
Hg <sup>+</sup> , Hg <sup>2+</sup> , Hg <sub>2</sub> <sup>2+</sup>	mercure inorganique
CH <sub>3</sub> Hg <sup>+</sup> ou MeHg	méthylmercure
(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> Hg ou diMeHg	diméthylmercure
MeHg, diMeHg, éthylHg, phénylHg, ...	mercure organique

### II.5.1. Mercure élémentaire (Hg<sup>0</sup>)

Le mercure (vif argent ou quicksilver) est un des 106 éléments de base du tableau périodique ayant comme symbole chimique Hg. Le Hg élémentaire est la forme atomique la plus simple du métal. À la température de la pièce, il est de couleur argentée et se présente sous forme liquide mais très volatile. Fort heureusement il est rare de le retrouver à l'état pur dans l'environnement. On le retrouve plutôt sous forme de sels inorganiques, de cinabre et d'amalgames (Schuster, 1991).

Le Hg a la particularité d'être le seul polluant rejeté dans l'atmosphère sous sa forme élémentaire. Jusqu'à 50% des rejets mercuriels dans l'air peuvent se retrouver sous cette forme (Edner et Svanberg, 1991). Son temps de résidence dans l'atmosphère est estimé à environ un an (Lucotte et coll., 1995). Il peut alors se lier aux particules atmosphériques plus lourdes qui retombent au sol soit par gravité, soit à cause des précipitations (Iverfeldt, 1991; Maserti et Ferrara, 1991; Barbeau et coll., 1976).

### II.5.2. Mercure inorganique (Hg inorganique)

Le Hg inorganique s'est retrouvé incrusté dans les formations géologiques de la croûte terrestre. C'est la forme la plus répandue dans l'environnement et la moins toxique pour la flore et la faune. Par exemple, des

tests d'alimentation avec des sels de Hg inorganique, effectués sur des souris de laboratoire et des humains, ont montré une absorption gastro-intestinale mercurielle ne dépassant pas 20%. L'absorption cutanée est toutefois plus importante (Casarett et Doull's, 1986; Friberg et Vostal, 1972).

Tout comme le Hg élémentaire, le temps de résidence du Hg inorganique dans l'atmosphère est estimé à environ un an (Lucotte et coll., 1995). Cette forme se lie facilement à d'autres complexes chimiques qui retomberont, à cause des précipitations, à l'intérieur d'un rayon d'environ quatre à cinq kilomètres de la source d'émission contaminant ainsi la région immédiate avec une distribution asymétrique due aux vents dominants (Maserti et Ferrara, 1991).

### **II.5.3. Mercure organique (Hg organique)**

Le Hg organique est composé du méthylHg (MeHg), du diméthylHg, du phénylHg, du éthylHg, etc. Le MeHg, qui représente la plus grande partie du Hg organique, est soluble à environ 70 à 99%, tandis que le diméthylHg est volatil et se dirige facilement vers l'atmosphère (Sherbin, 1979; Friberg et Vostal, 1972; Jensen et Jernelov, 1969).

Le Hg organique se retrouve principalement dans le système aquatique et est de loin la forme de Hg la plus toxique pour le règne animal et végétal. Tous les niveaux trophiques de la chaîne alimentaire le bioaccumulent avec le temps. Chaque palier supérieur de la chaîne accroît ses concentrations de Hg par rapport aux niveaux inférieurs; ceci est le phénomène de bioamplification.

En général, l'absorption de Hg organique (formes solide, liquide ou gazeuse) par les organismes est élevée. Par exemple, chez de nombreux mammifères, l'absorption intestinale est de l'ordre de 90 à 95%; la barrière placentaire est facilement traversée résultant en une accumulation fœtale et, de surcroît, les molécules mercurielles organiques sont excrétées dans le lait maternel (Clarkson, 1994; Osweiler et coll., 1985).

#### II.5.4. Mercure total

La somme de toutes les formes de Hg (élémentaire, inorganique et organique) constitue le Hg total, bien que la forme organique puisse représenter de 1 à 95% du Hg total (Kelly et coll., 1995; Friberg et Vostal, 1972). La demi-vie du Hg total varie d'une espèce à l'autre, soit de 6 à 7 jours chez les souris, de 40 à 51 jours chez les rats, de 45 à 74 jours chez l'espèce humaine, de 76 jours chez les chats, de 150 jours chez les singes et d'environ 2 ans chez les poissons (Hoffman et coll., 1995; Hydro-Québec, 1993a; Osweiler et coll., 1985). Le Hg total devient toxique chez la plupart des organismes vivants à cause de sa grande proportion de Hg organique et nombreuses sont les formes de Hg qui peuvent être éventuellement transformées en Hg organique. Chez les mammifères, l'ingestion de Hg total amène une absorption intestinale et les molécules se retrouvent au foie à cause de la circulation entérohépatique. Les enzymes du foie transforment le Hg total et l'envoie dans la circulation sanguine. Dans le sang, le Hg inorganique se lie au plasma et la majeure partie est presque immédiatement excrétée par les reins. Mais le Hg organique voyage lié aux globules rouges, ce qui lui confère une grande stabilité et il se retrouve alors dans la plupart des organes/tissus tels que les reins, les muscles, le cerveau, le gras, les poils/fourrure. L'organisme tente bien d'excréter le Hg organique dans les intestins via la bile, mais malheureusement, à cause de la circulation entérohépatique, jusqu'à 90% est réabsorbé et retourne alors au foie. C'est l'une des raisons pour lesquelles le foie emmagasine le Hg total de façon abondante, le foie qui reste le centre de désintoxication des substances exogènes de l'organisme (Clarkson, 1994; Osweiler et coll., 1985). Chez la plupart des animaux, il y a en général dix fois plus de Hg total dans le foie que dans le muscle (Lockhart, 1992).

Le rein pourrait stocker le Hg en plus grande quantité que le foie selon certaines études réalisées sur le vison et la loutre (Sheffy et St-Amant, 1982), sur l'humain, les bovins et le castor (*Castor canadensis*) (Sherbin, 1979; Wren et coll., 1980), ainsi que sur d'autres petits mammifères (Bull et coll., 1977).

Le Hg total a une attraction particulière pour le système nerveux central, spécialement pour les zones corticales du cerveau et le cervelet. Les molécules de Hg semble se lier aux protéines-thiol causant ainsi des dommages aux cellules nerveuses (Hoffman et coll., 1995). De 10 à 20% de la charge



corporelle de Hg total serait localisée dans la tête (Osweiler et coll., 1985). Lors d'études contrôlées, les animaux exposés au Hg total de façon aiguë et/ou chronique, à des doses élevées et/ou continues, ont montré des problèmes d'ordre neurologique (Clarkson, 1994). Les manifestations cliniques variaient en fonction de l'exposition, la formule chimique, la dose, la voie d'absorption et le temps d'exposition. Chez les mammifères, les signes cliniques se résument graduellement par: (1) de la paresthésie, (2) de l'ataxie, (3) de la neurasthénie, (4) une diminution du champ de vision puis une perte de la vision et de l'ouïe, (5) des spasmes et tremblements, et finalement (6) le coma et la mort (Dansereau et coll., 1999; Hoffman et coll., 1995; Casarett et Doull's, 1986; Osweiler et coll., 1985). Chez le fœtus, l'accumulation cérébrale de Hg total peut présenter des concentrations atteignant le double de ceux de la mère (Clarkson, 1994).

L'âge, chez certaines espèces, peut être une variable associée à la bioaccumulation de Hg suite à une exposition prolongée aux sources contaminées. Au fil des années, plus un animal vieillit et plus il a de chance d'avoir un dosage tissulaire de Hg élevé. Cette relation directement proportionnelle a été démontrée chez des visons semi-domestiques nourris avec des diètes contenant des poissons contaminés au Hg (Bélanger et Larivière, 1997).

Les mâles et les femelles, chez les mammifères, peuvent accumuler le Hg de façon différente. Les femelles ont une biologie active normale qui contraste avec celle des mâles. Leur croissance est régulière mais plus lente et elles font face à des périodes de gestation annuelles accompagnées de perte de poids importante. Elles ont une composition corporelle en lipides supérieure (glandes mammaires, production lactée) et certains contaminants sont attirés par les accumulations de matière grasse (Foley et coll., 1988). Aussi les femelles ont un poids corporel inférieur à celui des mâles alors que leur consommation journalière serait identique. Donc le rapport [nourriture ingérée]/[unité de poids corporel] chez les femelles pourrait être supérieur à celui des mâles. Par contre, des études sur des rats de laboratoire ont démontré une variation d'accumulation du Hg entre les organes des mâles et des femelles selon la forme de Hg utilisée. Pour le Hg total, le Hg organique et le MeHg, les femelles ont atteint des moyennes plus élevées dans les reins et le cerveau et elles ont montré une élimination corporelle plus rapide que les

mâles. Ces derniers, pour le Hg total et organique, ont eu des moyennes plus élevées dans la fourrure et dans le corps en général (Thomas et coll., 1986). Des analyses de Hg ont été effectuées sur des plongeurs huardes (*Gavia immer*). Aucune différence de sexe ne s'est démarquée, alors que l'âge des oiseaux a joué un rôle dans l'accumulation du Hg (Ensor et coll., 1992).

Une élimination du Hg total dans les fèces peut survenir en quantité limitée grâce à une déméthylation de la forme organique à la forme inorganique effectuée par le gros intestin et possiblement par la rate. Ce phénomène a été rapporté chez différentes espèces, comme des oiseaux, des mammifères marins, des visons, des rats laveurs (*Procyon lotor*) et des humains (Clarkson, 1994; Handbook of ecotoxicology, 1994; Casarett et Doull's, 1986; Wren et coll., 1980; Andren et Nriagu, 1979; Jernelov et coll., 1976).

Un autre système de détoxification du Hg est soupçonné chez certains mammifères marins (dauphins, phoques et baleines), système grâce auquel les molécules de Hg organique se lieraient au sélénium via des groupements thiols. Ces organismes feraient subir aux formations Hg-sélénium une minéralisation et une déméthylation du Hg organique (Handbook of ecotoxicology, 1994). La loutre semblerait aussi posséder ce mécanisme car elle présente une proportion plus basse de Hg organique dans le système hépatique et rénal comparée à celle des visons (Wren, 1986b).

Une voie d'élimination du Hg total que l'on tend à sous-estimer est celle des phanères/plumes, particulièrement chez les jeunes individus lorsque la pousse est très active. Certains rongeurs et oiseaux peuvent se débarrasser de plus de 50% du Hg total ingéré en moins de 24 heures grâce à la nouvelle pousse de poils/plumes (Desgranges et coll., 1994). Ce mécanisme pourrait être relié à la présence de thiols dans les follicules pileux agissant comme capteurs de Hg. Par contre, chez l'humain, cette méthode de détoxification semble moins efficace bien que le ratio [Hg organique dans cheveux]:[Hg organique dans sang] peut être de 250:1 (Clarkson, 1994).

## **II.6. Mécanisme de transformation du mercure**

Lorsque le Hg total entre dans le système aquatique, il s'accumule surtout dans les sédiments superficiels (cinq premiers centimètres d'un lac) qui

contiennent de 90 à 95% du Hg total (Louchouart et coll., 1993; Lucotte et coll., 1992; Verta et coll., 1994). Des micro-organismes décomposeurs benthiques (bactéries) très actifs dans les cinq à dix premiers centimètres des sédiments, font subir une méthylation au Hg inorganique et le transforment en Hg organique (Jernelov, 1970). Ce processus semble accru si les bactéries se retrouvent dans des conditions d'anaérobiose (Tremblay et coll., 1995; Bodaly et coll., 1984; Beijer et Jernelov, 1979; Jensen et Jernelov, 1969). Cette grande activité chimique dépend de nombreux facteurs environnementaux tels que la qualité et la quantité de matière organique, de sédiments et de microbes, la géologie et l'hydrographie du milieu, les précipitations, le potentiel d'oxydoréduction (redox conditions), l'alcalinité et l'effet tampon du système aquatique (Schuster, 1991).

Le carbone organique, partie intégrante de la matière organique, semble jouer un rôle important dans la capture du métal car le Hg s'y fixe et s'accumule dans les sédiments lacustres même dans les régions les plus reculées. Donc une augmentation drastique de carbone organique résulte en une augmentation sans cesse croissante de Hg dans l'environnement (Lucotte et coll., 1995; Tremblay et coll., 1995; Louchouart et coll., 1993; McMurty et coll., 1989; Ouellet et Jones, 1982).

Un pH acide du milieu aquatique peut amplifier les niveaux de Hg de l'écosystème (Wren et MacCrimmon, 1983; Wren et coll., 1983).

Le sélénium semble jouer un rôle important dans la détoxification du foie des individus (Kucera, 1983). Des corrélations positives ont été rapportées entre le niveau de Hg et le niveau de sélénium dans le foie (Wren, 1984a, Jernelov et coll., 1976), mais, par contre, d'autres n'ont pas trouvé d'association entre le sélénium et le Hg total (Wren, 1986b).

La pollution par source multiple (BPC, DDT, DDE, TEQ) de certaines régions et la synergie entre les polluants sont peu connues mais pourraient jouer un rôle important. Par exemple, la présence de BPC potentialiserait l'accumulation de Hg et des autres métaux lourds chez les animaux (Heaton et coll., 1995; Foley et coll., 1988; Mason et coll., 1986; Hornshaw et Aulerich, 1981).

## **II.7. Mercure dans les réservoirs aménagés**

La création de réservoirs aménagés résulte en une inondation du milieu terrestre et provoque un déséquilibre majeur entre les éléments qui semble atteindre un maximum dans les deux ou trois premières années suite à la mise en eau. Plus que l'âge du réservoir, les facteurs qui déterminent le retour à la normale de l'environnement sont la quantité de matière organique immergée, la nature de cette matière organique et le temps de résidence des eaux. Sur le même principe, l'accumulation du Hg dans le réservoir dépend de nombreux éléments dont la surface inondée, la quantité de matière organique décomposable, la vitesse de sédimentation du réservoir, l'activité bactérienne, le volume du réservoir, le temps de séjour des eaux, la durée de la couverture de glace en hiver, le pouvoir tampon du milieu, le type de cours d'eau et les composantes initiales de l'eau (Lucotte et coll., 1995; Louchouart et coll., 1993; Lucotte et coll., 1992; Schetagne, 1990; Magnin, 1977).

Le Hg est devenu un enjeu de taille aux États-Unis, au début des années 1970, lorsqu'on a remarqué l'augmentation significative des niveaux mercuriels dans la chair des poissons provenant de réservoirs (Bodaly et coll., 1984; Bruce et Spencer, 1979; Abernathy et Cumbie, 1977; Potter et coll., 1975; Knight et Herring, 1972). Aucune relation n'a pu être établie entre les hauts niveaux de Hg des poissons et la création de ces réservoirs, faute d'étude réalisée avant l'inondation. À cette époque les activités industrielles, agricoles et certaines causes naturelles ont été pointées du doigt. Au Canada, vers la fin des années 1970, des poissons pêchés dans des réservoirs du Labrador, du Manitoba et du Québec présentèrent à leur tour des niveaux de Hg augmentés et l'aménagement des réservoirs fut alors mis en cause (Bruce et Spencer, 1979).

## **II.8. Territoire de la Baie James**

Le territoire de la Baie James, aussi appelé Moyen Nord québécois, couvre 350 000 km<sup>2</sup> et représente le cinquième de la superficie de la province du Québec. Il est bordé au sud par la ceinture Abitibi-Lac-St-Jean (49<sup>0</sup>N), au nord par le Nunavik (ou Nouveau-Québec, 55<sup>0</sup>N) et à l'est par le Labrador (figure 1). Depuis les quatre dernières décennies, le territoire a subi la création

de vastes réservoirs hydroélectriques et son réseau hydrographique, dont les eaux se jettent dans la Baie James, est très important (Lockhart, 1992). Le Complexe Robert-Bourassa, contenant la plupart des centrales hydroélectriques, couvre à lui seul près de 175 000 km<sup>2</sup> du territoire. La Grande Rivière, son cours d'eau principal, s'étend sur plus de 800 km (Fraser, 1995). Mais le territoire possède aussi un important réseau de milieux lacustres (lacs petits et peu profonds), de marais et de tourbières réticulées (Louchouart et coll., 1993; Magnin, 1977).

Le Bouclier canadien recouvre près de la moitié de l'est du Canada dont la quasi totalité du territoire de la Baie James. Le territoire se compose principalement de granites et de gneiss granitiques, appelés vieux groupes géologiques (groupe I), à l'exception de deux zones. La première est une zone d'argile marine (groupe II) qui longe les plaines côtières de la Baie James d'une largeur d'environ 150 km et est caractérisée par les nombreuses tourbières (Fraser, 1995; Magnin, 1977; Barbeau et coll., 1976). La deuxième zone se localise près du lac Mistassini où les roches sédimentaires et volcaniques constituent le fond rocheux (groupe III) avec un assemblage complexe de calcaires, conglomérats, grès, schistes argileux et de formations ferreuses (Schetagne, 1990; Magnin, 1977). Le type de sol communément rencontré est appelé podzol, un sol cendré, très délavé, plutôt stérile, constitué de plusieurs couches superficielles et développé sur une roche mère acide avec une capacité tampon très faible. Le podzol est surtout retrouvé dans les climats humides et tempérés propre au Canada, à la Scandinavie, et à la Russie (Lucotte et coll., 1995).

Les régions forestières du territoire sont représentées par la forêt boréale au sud du 51<sup>0</sup>N et la taïga au nord du 51<sup>0</sup>N. La flore diffère à l'intérieur même de son immensité géographique. Morphologiquement, le territoire de la Baie James est caractérisé par un relief appalachien. Les sommets ne dépassent pas en moyenne 600 mètres de hauteur, à part les côtes et collines de Mistassini-Otish au sud (1 100 mètres, de Val d'Or à la partie est du lac Mistassini) et les collines appalachiennes de la fosse du Labrador (Magnin, 1977; Barbeau et coll., 1976).

Le climat est tempéré au sud du 51<sup>0</sup>N avec une température moyenne annuelle de -2,5°C et subarctique continental humide au nord du 51<sup>0</sup>N avec une température moyenne annuelle de -3,8°C (Annuaire hydrologique, 1975).

Les hivers sont longs, rigoureux et le sol dégèle en moyenne de 60 à 100 jours par année (Fraser, 1995; Louchouart et coll., 1993; Magnin, 1977).

## **II.9. Activité industrielle**

L'activité économique du territoire de la Baie James, dans les années '60, était basée sur l'industrie de la forêt (pulpe et papier, coupe de bois) et des ressources minières (cuivre, zinc, or, argent) (SEBJ, 1978; Barbeau et coll., 1976).

Les régions de l'Abitibi et du Lac-St-Jean (48<sup>0</sup>N et 49<sup>0</sup>N) accolées aux limites sud du territoire de la Baie James sont encore aujourd'hui des régions avec une industrie minière active et riche en minerais variés (cuivre, or, nickel, cadmium). Les teneurs en Hg atmosphérique de ces régions étaient anormalement élevées dans les années '70 et leur proximité ont semblé jouer un rôle majeur dans la dispersion des contaminants dans le Moyen Nord québécois (tableau I). De plus, l'industrie minière a émis des rejets atmosphériques, a altéré le paysage d'origine et a laissé derrière elle des parcs de résidus miniers. Ces mélanges de polluants ont contaminé les sols, puis la nappe phréatique et enfin, les cours d'eau (Couillard, 1980; Weber, 1980; Barbeau et coll., 1976; Delisle, 1976).

## **II.10. Population Crie du territoire de la Baie James et le mercure**

Environ 30 000 personnes vivent sur le territoire de la Baie James et 12 000 d'entre elles sont Cries, le peuple autochtone du Moyen Nord québécois. Le territoire est divisé en neuf communautés Cries qui elles-mêmes sont subdivisées en territoires familiaux sur lesquels les responsables et leur famille ont tous les droits (figure 1). Les Cries utilisent jusqu'à 390 000 km<sup>2</sup> pour s'adonner à leurs activités traditionnelles qui sont la trappe, la pêche et la chasse (Fraser, 1995; Guide Coll. Indiennes, 1995).

Depuis les années '70, à cause de la création de réservoirs hydroélectriques, le gouvernement canadien a décidé d'effectuer des dosages de Hg dans le sang et les cheveux des populations à haut risque du nord du

Québec et de l'Ontario. En 1984, 400 collectivités autochtones à travers le Canada, se nourrissant principalement de poissons, ont été soumises à des dosages de Hg dans le sang. Les niveaux de Hg élevés ont été retrouvés surtout chez les collectivités vivant sur le Bouclier canadien, plus précisément au niveau des régions côtières de l'Arctique sauf pour trois collectivités dont Waswanipi, dans la région centre-sud de la Baie James (Lockhart, 1992; Airey, 1983).

En 1993-94, toute la population Crie (individus à partir de l'âge de quatre ans et plus) a été testée par la technique d'analyse des cheveux. Cette technique consiste à doser le Hg dans chaque centimètre du cheveux d'un individu pour ensuite dresser une courbe de contamination du Hg à chaque mois. L'accumulation du Hg dans les cheveux est progressive, croissante avec l'âge et variant selon la diète et les saisons. L'O.M.S. recommande une concentration maximale de 6 mg/kg de Hg dans les cheveux. Plusieurs individus de différentes communautés ont dépassé la limite admise et des signes neurologiques ont été décelés de façon sporadique (Dumont, 1996, 1995; Lockhart, 1992). Les Cris de Whapmagoostui (55°N, sur la côte nord-ouest), ont présenté les niveaux les plus élevés alors que ceux de Waskaganish (51°N, sur la côte sud-ouest), avaient les niveaux d'exposition les plus bas. Whapmagoostui est une communauté isolée géographiquement avec un accès routier presque inexistant. L'hypothèse énoncée était que les Cris de cette communauté devaient se nourrir plus fréquemment de poissons hautement contaminés tels le grand brochet, la truite de rivière ainsi que de mammifères marins. Aucune différence n'a été notée entre les sexes. Les personnes les plus à risque restaient les trappeurs. Toutefois, les femmes enceintes demeuraient une catégorie à part car le Hg, même à faibles doses, est toxique pour le fœtus. Il a pu alors causer des paralysies cérébrales et les garçons ont semblé plus sensibles au Hg que les filles (Dumont, 1995).

## **II.11. Accumulation du mercure dans la chaîne alimentaire**

### **II.11.1. Paliers inférieurs de la chaîne alimentaire**

À mesure que le niveau trophique de la chaîne alimentaire augmente, les concentrations de Hg deviennent plus élevées (Parkman et coll., 1994). Le plancton (phytoplancton et zooplancton), ainsi que les larves d'insectes, incorporées aux sédiments, reflètent bien ce qui se passe aux premiers paliers de la chaîne alimentaire. Les larves sont considérées comme la voie de transmission majeure des polluants entre les sédiments et la faune ichthyenne car elles font partie intégrante de la diète des poissons et elles accumulent de 5 à 12 fois plus de Hg que leur milieu environnant.

### **II.11.2. Faune ichthyenne**

Chez les poissons, la bioaccumulation du Hg total est fonction de la taille et de l'âge de l'individu. Dans la chair de poisson, le MeHg peut représenter de 80 à 99% du Hg total, selon les espèces (Hydro-Québec, 1993a; Sherbin, 1979). Les populations de poissons non piscivores (diète composée de plancton) ont des niveaux de Hg plus élevés que les paliers inférieurs de la chaîne alimentaire. Les populations de poissons piscivores (diète composée de poissons plus petits) ont des niveaux de Hg encore plus élevés que les poissons non piscivores. Dans un même cours d'eau, une espèce piscivore comme le grand brochet (*Esox lucius*), avec un poids approximatif de 1 kg, peut facilement avoir deux fois les niveaux de Hg d'un poisson non piscivore et cinq fois les concentrations du zooplancton (Meili, 1991). Dans un réservoir nouvellement créé, les concentrations maximales en Hg dans la chair de poisson non piscivore semblent plafonner vers deux à sept ans après la mise en eau et vers 10 à 12 ans pour les espèces piscivores (Schetagne, 1996; Verdon et coll., 1991; Messier et Roy, 1987).

Dans les cours d'eau du territoire de la Baie James, la faune ichthyenne se compose d'environ 27 espèces de poissons. Les espèces non piscivores les plus communes sont le grand corégone (*Coregonus clupeaformis* ou lake whitefish), le meunier rouge (*Catostomus catostomus* ou longnose sucker) et



le meunier noir (*Catostomus commersoni* ou white sucker). Les espèces piscivores les plus rencontrés sont le grand brochet (*Esox lucius* ou northern pike), le doré jaune (*Stizostedion vitreum* ou walleye) et le touladi (*Salvelinus namaycush* ou lake trout). Schetagne (1996), Hydro-Québec (1993a) et Brouard et coll. (1990) ont rapporté les moyennes suivantes de Hg dans la chair de poissons pêchés dans les réservoirs du Complexe Robert-Bourassa: le grand corégone (longueur standard ajustée à 400 mm) avait une moyenne de Hg variant de 0.3 à 0.7 mg/kg (pv) et le grand brochet (longueur standard ajustée à 700 mm) présentait une moyenne variant de 0.8 à 2.3 mg/kg (pv). Langlois et coll. (1995), Hydro-Québec (1994, 1993b) et Penn (1978) ont analysé des poissons provenant du bassin Nottaway-Broadback-Rupert (NBR, 49°N à 52°N) localisé au sud du Complexe Robert-Bourassa. Le grand corégone affichait une moyenne variant de 0.18 mg/kg (pv). Le grand brochet présentait un gradient spatial de contamination du Hg avec une moyenne plus élevée au sud-est (0.96 mg/kg, pv) que celle au nord-ouest (0.8 mg/kg, pv). Langlois et coll. (1995) et Hydro-Québec (1993a) ont rapporté que la chair de grand corégone provenant du bassin de la rivière Grande-Baleine (GW, 55°N), avait une moyenne variant de 0.06 à 0.21 mg/kg (pv) et le grand brochet présentait une moyenne allant de 0.39 à 0.63 mg/kg (pv). Des grands brochets pêchés dans des lacs naturels au Québec, ont présenté des moyennes de Hg variant de 0.13 à 1.9 mg/kg (pv), moyennes qui dépassaient, dans la moitié des cas, la limite admise par les gouvernements.

### II.11.3. Faune aviaire

La faune aviaire est généralement soumise à des migrations annuelles et ne représente pas nécessairement un écosystème cible. Desgranges et coll. (1994) ont étudié de jeunes balbuzards pêcheurs (*Pandion haliaetus*), âgés de 40 jours provenant du Moyen Nord québécois. Les résultats ont montré que les aiglons nichant en périphérie des réservoirs avaient des teneurs en Hg dans les plumes et dans le sang de cinq à six fois plus élevées que les niveaux de Hg des jeunes nichant près de cours naturels. Par contre, aucun gradient spatial n'a pu être démontré; aucun signe d'intoxication, ni de baisse de reproduction n'ont été rapportés. Environ 90% du Hg ingéré se trouvait sous

forme méthylique. À peu près 85% du Hg corporel s'est retrouvé dans les plumes d'aiglons, mais les plumes d'adultes avaient des concentrations très inférieures. La croissance des plumes chez les jeunes agirait donc comme mercaptan.

Des canards colvert (*Anas platyrhynchos*) ont montré une plus grande accumulation de Hg dans le foie et les reins, suivis des muscles et du sang, pour terminer avec le cerveau qui avait les niveaux les plus bas. Il n'y avait pas de différence d'accumulation entre les mâles et les femelles malgré que ces dernières ont montré des signes neurotoxiques plus rapidement que les mâles (Bhatnagar et coll., 1982).

#### II.11.4. Mammifères marins

Les mammifères marins accumulent le Hg de façon importante à cause de leur alimentation composée en grande partie de poissons. Ces mammifères marins (dauphins, marsouins, phoques, baleines et bélugas) peuvent être une source de nourriture pour la population Crie, particulièrement la communauté de Whapmagoostui (GW, 55<sup>0</sup>N), la plus au nord du territoire de la Baie James. Hydro-Québec (1993a) a montré que le béluga (*Delphinapterus leucas*) provenant de GW, avaient des niveaux de Hg total jusqu'à dix fois plus élevés que des phoques (phoques barbu ou *Erignathus barbatus* et phoque annelé ou *Phoca hispida*) de la même région. La tendance de la concentration en Hg total dans les différents organes/tissus chez les trois espèces était similaire (béluga, phoque barbu, phoque annelé, moyenne mg/kg): foie (20.34, 2.42, 5.12) > chair (2.6, 0.21, 0.32) > cerveau (2.63, 0.05, 0.19). Le MeHg représentait de 40 à 50% du Hg total et avait des niveaux similaires dans les organes/tissus: foie (7.26, 0.46, 1.01) > chair (1.01, 0.11, 0.13). Chez certains pinnipèdes, surtout les phoques, le MeHg pourrait représenter de 90 à 100% du Hg total dans les muscles, mais peut diminuer jusqu'à 1% dans le foie. Ils sont donc suspectés d'avoir un système enzymatique puissant pour déméthyliser le Hg et s'en débarrasser sous forme inorganique (Wagemann et coll., 1995; Joiris et coll., 1991).

### II.11.5. Mammifères terrestres

Les mammifères terrestres sont, quant à eux, de bons sujets pour vérifier l'accumulation du Hg grâce à leur mode de vie, leur alimentation, leur territoire, l'interaction avec les autres espèces et leur sensibilité face aux polluants environnementaux (Schuster, 1991). La diète influence énormément les concentrations corporelles de Hg des mammifères terrestres, c'est-à-dire que dans le même écosystème, les herbivores, comme le rat musqué (*Ondatra zibethicus*) et le castor, devraient être moins contaminés que les carnivores, comme le vison et la loutre. Des relations extrapolées peuvent être établies entre les niveaux de Hg des mammifères et les humains qui partagent leur environnement, surtout si les humains consomment cette viande animale (Dumont, 1996).

Sur le territoire de la Baie James, environ 39 espèces de mammifères font partie de la faune terrestre et certaines ont un intérêt économique que ce soit pour la viande ou la fourrure: l'orignal (*Alces alces*), le caribou (*Rangifer tarandus caribou*), le castor, l'ours noir (*Ursus americanus*), le lièvre (*Lepus americanus*), le rat musqué, le vison et la loutre.

### II.12. Vison

Le vison est un mammifère qui fait partie de l'ordre des carnivores et de la famille des Mustélidés. Il peut provenir de la nature (sauvage) ou de fermes d'élevage (semi-domestique) (Piérard, 1983). L'espèce retrouvée à travers toute l'Amérique du Nord est *Mustela vison*, et d'autres espèces sont retrouvées en Russie et dans le nord de l'Europe. Au fil des années, les visons se sont retrouvés loin des développements urbains, car ce sont des animaux qui cohabitent mal avec les humains (Mierle, 1995).

Le vison est un animal solitaire, principalement nocturne. C'est un excellent nageur avec un mode de vie qualifié de semi-aquatique, même s'il passe plus de temps sur terre que sous l'eau. Sa fourrure bien fournie lui permet une bonne isolation ainsi qu'un pouvoir de flotter sur l'eau. Son poids varie entre 550 g et 1350 g et il mesure de 45 à 75 cm du nez au bout de la queue (Beaudin et Quintin, 1995). Un dimorphisme sexuel important est noté

chez l'espèce, car la femelle peut représenter environ les deux tiers du poids et de la taille du mâle (Burt et Grossenheider, 1992; Eagle et Whitman, 1987). Le marché international de la fourrure recherche activement les visons provenant du nord canadien (Nouveau-Québec, Labrador et Territoires du Nord-Ouest) étant donné la qualité supérieure de la fourrure par rapport aux visons européens, asiatiques ou ceux des États-Unis.

Le vison occupe des habitats assez variés mais toujours près de ruisseaux, de rivières, de lacs et de marais. La densité de population approximative varie de 2 à 5 individus/km<sup>2</sup> et le territoire qu'il couvre varie selon le sexe et l'âge: les mâles adultes se déplacent sur plusieurs kilomètres et couvrent un territoire de 8 à 10 km<sup>2</sup> tandis que les femelles couvrent un territoire de 0.25 à 3 km<sup>2</sup>. Particulièrement après la mise bas, les femelles ont tendance à rester près de leur nid protégeant les visonneaux contre les prédateurs. Le moindre changement dans l'habitat du vison entraîne souvent le déplacement des familles et une diminution de la population locale de visons (Beaudin et Quintin, 1995; Mierle, 1995; Burt et Grossenheider, 1992; Eagle et Whitman, 1987).

Le vison est un prédateur opportuniste; il adapte sa diète selon son habitat, les conditions du moment et les saisons. Malgré tout, le vison a été identifié principalement comme carnivore pendant toute l'année (tableau II). Durant l'été, sa diète se compose en majorité de petits mammifères, tandis qu'à l'hiver, il varie son menu en y ajoutant du poisson. Ces proies préférées sont les rats musqués, les lièvres, les mulots, les oiseaux, les invertébrés ainsi que d'autres animaux aquatiques (grenouilles, écrevisses) et les insectes (Burt et Grossenheider, 1992; Birks et Dunstone, 1985; Gilbert et Nancekivell, 1982; Wise et coll., 1981). Les mâles se nourrissent de plus grosses proies comme des lièvres, des oiseaux de grande taille et des rats musqués alors que les proies des femelles sont plutôt des mulots et de petits oiseaux.

La maturité sexuelle des visons est atteinte vers l'âge de 10 mois. Au Québec, les accouplements surviennent en mars. La gestation dure en moyenne 51 jours (de 40 à 79 jours). Les femelles ont leur première portée vers l'âge de un an et normalement une portée par année suivra. La mise bas se produit vers fin avril, début mai et les petits sont au nombre de 1 à 10 par portée (moyenne 4 à 5) (Wren, 1991). Les visonneaux viennent au monde sans poil, dépendent complètement de la mère pendant les trois premières

semaines, moment où ils ouvrent les yeux. Vers la quatrième semaine, les petits commencent à manger des aliments solides et le sevrage a lieu vers l'âge de 8 semaines. Ils deviennent homéothermes vers 49 jours d'âge et atteignent leur taille adulte vers l'âge de 6 à 10 mois (Burt et Grossenheider, 1992; Eagle et Whitman, 1987). L'espérance de vie, à l'état sauvage, dépasse rarement 4 ans, tandis que les visons semi-domestiques en fermes d'élevage, peuvent vivre jusqu'à 8 ans (Eagle et Whitman, 1987).

La pression de trappe doit être bien surveillée pour éviter le dépeuplement d'une région. Normalement, plus de mâles doivent être capturés par rapport aux femelles avec des ratios mâle/femelle de l'ordre de 1.43 à 1.77. Aussi, environ 60% du nombre total d'animaux trappés sont des juvéniles (<1 an) à cause de leur manque d'expérience et d'un plus grand nombre d'individus par rapport aux adultes. Une récolte comportant trop de femelles ou trop de visons adultes refléterait une pression de trappe trop grande ou une reproduction déficiente (Poole et coll., 1995; Strickland et Douglas, 1987).

### **II.13. Loutre**

La loutre est un mammifère qui fait aussi partie de l'ordre des carnivores et de la famille des Mustélidés (Piérard, 1983). En Amérique du nord, l'espèce retrouvée est *Lutra canadensis*. Au Canada, on la retrouve partout sauf, jusqu'à nouvel ordre, à l'Île-du-Prince-Edouard.

La loutre est un animal amphibien, adapté à la vie terrestre et surtout à la vie aquatique. Cet animal sociable se déplace souvent en groupe. La loutre est plutôt nocturne, elle débute sa chasse journalière au crépuscule (Melquist et Dronkert, 1987). Nageur rapide et redoutable avec une masse musculaire dense, elle est très forte physiquement. Sa queue musclée représente jusqu'à 40% de la longueur totale de son corps et lui sert d'agent propulseur et directionnel sous l'eau. Sa fourrure bien fournie lui permet une bonne isolation. Une loutre adulte pèse de 5 à 15 kg et mesure au total de 89 à 137 cm, taille atteinte vers 3-4 ans. Les mâles sont en général 17% plus lourds que les femelles (Beaudin et Quintin, 1995; Burt et Grossenheider, 1992).

La loutre s'adapte à des habitats aquatiques assez variés. On la retrouve autant près des côtes marines qu'à l'intérieur des terres, en régions

montagneuses, dans les vallées ou dans les plaines. Elle préfère vivre près des rives de ruisseaux, de petits lacs et de marais. La végétation qui entoure les étendues d'eau et la disponibilité facile de proies sont capitales pour que la loutre établisse son milieu de vie. Les nids qu'elle occupe, sont souvent ceux d'autres animaux et se localisent sur la rive avec l'entrée située sous l'eau. Elle change régulièrement de nids et affectionne particulièrement les huttes à castor ainsi que les éléments naturels présents sur place (troncs d'arbre, arbustes touffus, herbe haute). Elle a tendance à désertier les endroits qui ont subi des coupes à blanc, comme la plupart des animaux (Melquist et Dronkert, 1987). Le territoire couvert par une loutre varie énormément selon la classe d'âge, le sexe, la disponibilité des proies, et le relief du paysage. Se déplaçant en groupe, elles peuvent parcourir de grandes distances sur la terre pour se diriger vers un ruisseau ou un lac. Elle n'a pas comme le vison, un territoire délimité par des frontières bien établies. Son domaine vital est d'environ 24 km<sup>2</sup> et un chevauchement de territoire entre les groupes peut survenir. Un certain parcours est suivi par une famille de loutres, car les mêmes endroits sont revisités régulièrement après quelques mois. Le mâle adulte couvre un plus grand territoire au printemps en période de reproduction alors qu'au même moment, les femelles allaitantes limitent au maximum leur déplacement (Burt et Grossenheider, 1992; Melquist et Dronkert, 1987).

La loutre est un prédateur opportuniste et un carnivore redoutable. Elle est piscivore à 80-95% avec des espèces de poissons qui varient avec les saisons. Le reste de sa diète est composé de crustacés, de reptiles, d'amphibiens, d'oiseaux et ses oeufs, d'insectes et de mammifères (tableau II) (Gilbert et Nancekivell, 1982). Si la saison de pêche est moins bonne, les lièvres ou les oiseaux complètent la diète (Wise et coll., 1981).

La maturité sexuelle des loutres est atteinte vers l'âge de 2 ans. Toute la saison de reproduction est influencée par la photopériode des saisons. Les accouplements débutent au printemps avec une ovulation induite suite à la copulation. La femelle a une implantation retardée des embryons qui peut varier de 290 à 380 jours pour la gestation totale. Mais la gestation active a une durée réelle d'environ 60 à 63 jours. Les petits à la naissance sont couverts d'une fourrure brune foncée et sont aveugles. Ils naissent au printemps (vers avril-mai) et sont au nombre de 1 à 6 par portée (moyenne 2 à 3). Ils sortent du nid vers l'âge de 2 mois et sont sevrés vers 3 mois. Les petits

sont autonomes vers l'âge de 5 à 6 mois mais la famille reste ensemble jusqu'à ce que les jeunes aient 7-8 mois d'âge. Les mâles n'élevent pas les petits mais ils sont tolérés autour de la famille. La mortalité des jeunes loutres est moins élevée que celle du vison, en partie dû au fait que les loutres se déplacent toujours à plusieurs. L'espérance de vie est d'environ 8 ans, bien qu'elle puisse aller jusqu'à 15 ans (Melquist et Dronkert, 1987).

#### **II.14. Compétition entre les deux espèces**

Les visons et les loutres ont une diète et des habitats semblables qui résultent en une compétition possible entre les deux espèces, quoique cette hypothèse est très contestée (Bevanger et Aalbu, 1987; Gilbert et Nancekivell, 1982; Wise et coll., 1981; Gerell, 1967). La diète est semblable surtout à l'automne et à l'hiver, les poissons étant le groupe diététique commun à cette période. Mais les deux espèces se sont adaptées différemment à leur environnement à cause de leur morphologie distincte: le vison utilise des ressources écologiques plus diversifiées, moins disponibles pour la loutre. En Grande-Bretagne, les populations de loutres décroissent plus que celles des visons, phénomène qui s'expliquerait par une augmentation de la pollution, par une destruction de l'habitat, par les développements humains et par une pression de trappe accrue (Bevanger et Aalbu, 1987).

#### **II.15. Animaux-sentinelles**

Les animaux-sentinelles sont des indicateurs de santé d'un écosystème. Leur position dans la chaîne alimentaire ainsi que leur sensibilité face aux polluants nous renseignent sur le niveau de contamination des autres espèces animales et du milieu (Moutou, 1993). O'Brien et coll. (1993) nous en donne une bonne définition:

“Ce sont des organismes grâce à qui nous pouvons mesurer une variation de caractéristiques connues dans le but de comprendre l'étendue de la contamination environnementale, ses implications pour la santé humaine et ainsi nous procurer un signal d'alarme précoce.”

L'importance de travailler avec des animaux-sentinelles est de plus en plus considérée par la communauté internationale. Des informations sur la contamination en Hg de toute la chaîne alimentaire deviennent nécessaires pour comprendre le phénomène de transfert des polluants et leurs potentielles écotoxicités. Le danger du largage de Hg dans l'environnement agit de façon insidieuse et pourrait, à long terme, nuire à certaines espèces, voire même la faire disparaître (Mierle, 1995).

Certains Mustélidés, surtout comme le vison, ainsi qu'à un moindre degré la loutre, seraient de bons indicateurs de la contamination d'un écosystème. Ces espèces présentent une grande sensibilité face aux contaminants. Leur position, à l'étage supérieur de la chaîne alimentaire, et leur habitat aquatique leur permet de concentrer les polluants environnementaux stables et de les bioaccumuler au fil des ans (Wren, 1986a, 1986b; Kucera, 1983; Aulerich et Bleavins, 1982; Hornshaw et Aulerich, 1981). Le vison serait peut-être un meilleur bioindicateur que la loutre étant donné qu'on le retrouve en plus grand nombre sur une plus grande superficie. Carnivore terrestre et aquatique avec un territoire assez restreint, il est exposé aux mêmes combinaisons chimiques tout au long de sa vie (Wren, 1986b; Aulerich et Bleavins, 1982; Hornshaw et Aulerich, 1981). Mais il faut se méfier des facteurs "non contaminants" qui peuvent influencer les résultats d'études de terrain. Par exemple, l'apparition d'épidémie, des perturbations de l'habitat d'origine naturelle ou anthropique, des fluctuations de température (hiver trop froid, été trop chaud) causent des stress environnementaux influençant la population animale de façon aiguë ou chronique (Mierle, 1995).

Le vison a même été proposé comme modèle prédictif pour les humains en toxicologie (Calabrese et coll., 1992). Il possède un système général semblable à l'humain (mammifère carnivore monogastrique), fait face à des maladies analogues et est exposé aux composés chimiques environnementaux. Les tests toxicologiques doivent diversifier leurs modèles de laboratoire vu la différence entre la physiologie et la sensibilité d'une espèce à l'autre. Les visons semi-domestiques, grâce aux fermes d'élevage, sont une banque de données quotidienne imposante sur la physiologie normale, les besoins nutritionnels, la reproduction et les maladies (Aulerich et Bleavins, 1982).



## II.16. Bioaccumulation du mercure chez le vison et la loutre

Les visons et les loutres accumulent le Hg de façon importante. De nombreux facteurs influencent l'accumulation de Hg par l'organisme comme la diète (proportion de poissons), l'organe concentrateur de Hg, l'âge, le sexe et la distribution spatiale des individus, l'acidité du milieu (pH), la composition du sol et des roches environnantes, les niveaux de sélénium, la proximité de la source contaminante de Hg et la combinaison de différents polluants qui amplifie la bioaccumulation du Hg (Poole et coll., 1995; Foley et coll., 1988; Wren et MacCrimmon, 1986; Kucera, 1983). Les visons et les loutres ont fait l'objet de nombreuses études, soient des études non contrôlées dites études de terrain avec visons et loutres provenant du terrain (tableau III) ou des études contrôlées avec des visons semi-domestiques de fermes d'élevage (tableau IV).

Leur diète leur permet d'avoir des niveaux de Hg qui excèdent ceux des autres mammifères carnivores (loutre > vison > raton laveur > renard) ainsi que ceux des mammifères herbivores (rat musqué > castor) (Sheffy et St-Amant, 1982). Dans les mêmes bassins, la charge corporelle en Hg des deux Mustélidés peut être augmentée par un facteur de dix fois par rapport aux niveaux des poissons non piscivores et piscivores (Wren et coll., 1986; Kucera, 1983; Sheffy et St-Amant, 1982).

Les nombreux organes d'un même vison ou d'une même loutre accumulent le Hg de façon différente quoiqu'un ordre de grandeur semble se répéter: fourrure > foie  $\geq$  rein  $\geq$  muscle  $\geq$  cerveau (Wren et coll., 1986; Sheffy et St-Amant, 1982). La fourrure pourrait être utilisée pour mesurer le niveau corporel de Hg mais, malheureusement, ces mammifères à fourrure muent régulièrement et possèdent de nombreux types de poils qui accumulent le Hg de façon différente (Born et coll., 1991). Le foie est l'organe accumulateur de Hg et le dosage de Hg total dans le foie est bien corrélé avec la teneur en Hg des autres tissus de vison et de loutre (Kucera, 1983; Wren et coll., 1980; Wobeser et coll., 1976b; Wobeser et Swift, 1976). Le rein pourrait stocker le Hg en plus grande quantité que le foie chez le vison et la loutre (Sheffy et St-Amant, 1982).

La distribution spatiale des visons et des loutres semble jouer un rôle important dans la détermination du niveau mercuriel dans les tissus. D'une région à l'autre, les concentrations en Hg varient significativement (Wren et coll., 1986). Dans les Territoires du Nord-Ouest canadiens, Poole et coll. (1995) n'ont pas pu démontrer de tendance géographique de la distribution du Hg chez les visons.

La comparaison s'est faite entre les concentrations de Hg de vison et de loutre provenant d'une même région, malgré les divergences biologiques entre les deux espèces. Certaines études n'ont trouvé aucune différence (Foley et coll., 1988; Wren et coll., 1986), tandis que d'autres ont rapporté que les visons avaient des niveaux de Hg plus élevés que les loutres (Kucera, 1983; Bodaly et Hecky, 1979).

Le facteur âge semble être un facteur controversé car des études n'ont pas pu faire de lien direct avec l'âge des individus et la concentration en Hg (Wren et coll., 1986). Toutefois, des visons semi-domestiques nourris quotidiennement avec une diète comprenant du Hg, ont semblé accumuler le Hg de façon directement proportionnelle jusqu'à un plateau de concentration tissulaire mercurielle après un certain temps (Bélanger et Larivière, 1997).

L'accumulation corporelle varie entre les femelles et les mâles d'une espèce à l'autre (tableau V). Les différences dans la composition biologique entre les mâles et les femelles (masse corporelle, quantité de matière grasse accumulée, reproduction) sont connues mais il n'existe pas de consensus sur la différence d'accumulation du Hg entre les sexes des visons ou des loutres.

La masse corporelle des individus pourrait jouer un rôle dans l'accumulation corporelle du Hg au quotidien mais peu d'études se sont penchées sur la question.

Tableau I. Niveaux comparatifs de mercure dans l'eau, les sols et l'atmosphère depuis 1976.

Zones d'étude	Moyenne Hg total
<b>EAU</b>	
Bassin NBR (Baie James, Québec)	Été: 3.07 ng/L, Hiver: 4.45 ng/L
Bassin Grande Baleine (GW, Baie James, Québec)	Été: 4.8 ng/L
Experimental Lakes Area (Ontario)	4 ng/L
Eau potable (moyenne ontarienne)	0.010 µg/L = 10 ng/L
Wisconsin (É.U.)	10 ng/L
Norvège, Suède, Finlande	6 à 90 ng/L
<b>SOLS</b>	
Sols (moyenne canadienne)	59 ng/g
<b>AIR</b>	
Province de Québec (zones urbaines)	1 - 10 ng/m <sup>3</sup>
Toronto, Ontario (zones urbaines)	10 ng/m <sup>3</sup>
Littoral atlantique (moyenne canadienne)	0.5 - 1 ng/m <sup>3</sup>
Habitation, air intérieur (zones urbaines, É.U.)	50 ng/m <sup>3</sup>
Volcans d'Hawaï (É.U.)	27 000 ng/m <sup>3</sup>
<b>Zones minières québécoises</b>	
* Noranda (ville, Abitibi, Québec)	38 ng/m <sup>3</sup>
* Chibougamau (ville, Québec)	136 ng/m <sup>3</sup>
* Lebel-sur-Quevillon (ville, Lac-St-Jean, Québec)	300 - 850 ng/m <sup>3</sup>
* Usine Domtar (Lebel-sur-Quevillon, Québec)	100 - 1420 ng/m <sup>3</sup>

(Sources: Langlois et coll., 1995; Richardson et coll., 1995b; Barbeau et coll., 1976).

Tableau II. Analyses de fèces de visons et de loutres de provenance diverses.

<b>Contenu des fèces</b>	<b>Vison</b>	<b>Loutre</b>
<b>Poissons</b>	6 à 31%	79 à 91%
<b>Mammifères</b>	64 à 84%	3 à 16%
<b>Oiseaux</b>	19 à 33%	9 à 21%
<b>Invertébrés</b>	8 à 35%	46 à 59%
<b>Amphibiens</b>	-	6%

(Source: Gilbert et Nancekivell, 1982)

Tableau III. Moyennes de mercure total rapportées dans le foie de visons et de loutres provenant de milieux naturels.

Auteurs	Vison		Loutre	
	Moyenne <sup>1</sup> (n) (étendue)	Moyenne <sup>1</sup> (n) (étendue)	Moyenne <sup>1</sup> (n) (étendue)	Moyenne <sup>1</sup> (n) (étendue)
Poole et coll. (1995) Territoires Nord-Ouest Canada	1.16 à 3.30 (109)	-	-	-
Hydro-Québec (1993a) Grande Baleine (55°N) Québec, Canada	8.34 (5) (2.21 - 20.0)	-	-	-
Foley et coll. (1988) État de New York, É.U.	2.20 (60) (0.25 - 7.66)	-	1.80 (34) (0.001 - 6.95)	-
Manitoba Summary Report (1987) Manitoba, Canada <sup>2</sup>	3.13 à 6.62 (403) (0.29 - 74.7)	-	3.51 à 14.4 (55) (1.26 - 43.0)	-
Wren et coll. (1986) Ontario, Canada	0.14 à 2.55 (91) (0.07-7.50)	-	0.86 à 3.47 (76) (0.20-17.4)	-
Wren (1984b) Ontario, Canada	-	-	96.0 (1)	-
Kucera (1983) Manitoba, Canada	0.43 à 5.05 (172) (0.02 - 10.7)	-	1.70 à 4.46 (38) (0.52 - 8.88)	-
Sheffy et St-Amant (1982) Wisconsin, É.U.	2.08 (39) (max 17.4)	-	3.34 (49) (max 23.6)	-
O'Connor et Nielsen (1981) Connecticut et Massachusetts, É.U.	0.70 à 1.20 (28) (0.21 - 4.10)	-	2.24 à 4.28 (14) (0.34 - 5.10)	-
Wren et coll. (1980) Ontario, Canada	-	-	2.97 (4) (1.40 - 6.28)	-
Wobeser et Swift (1976) Saskatchewan, Canada	58.2 (1)	-	-	-
Desai-Greenaway et Price (1976) Québec, Canada	9.23 (1)	-	-	-

<sup>1</sup> µg/g, pv

<sup>2</sup> Résultats en poids sec

Tableau IV. Moyennes de mercure total rapportées dans le foie de visons semi-domestiques provenant d'élevage.

Auteurs Diète contrôlée	Vison semi-domestique Moyenne, µg/g, pv (n)
Dansereau et coll. (1999) *2 générations: G1 et G2 *3 diètes contenant 0.1 , 0.5 et 1.0 µg/g de Hg	<p>*<b>Mères G1</b> (430 jrs d'exposition per os) Diète 0.1: 28.20 ± 8.88 (4) Diète 0.5: 80.40 ± 59.9 (3) Diète 1.0: 96.60 (1)</p> <p>* <b>Visonneaux de mères G1</b>, morts à 29-30 jrs (avant sevrage) Diète 0.1: 0.10 ± 0.007</p>
Wren et coll. (1987a, 1987b) 5 diètes (mélange BPC et MeHg) Jernelov et coll. (1976)	<p>* <b>Mères G2</b> (exposition: in utero, lait maternel suivi de 330 jrs per os) Diète 0.1: 15.20 (1) Diète 0.5: 49.50 ± 9.96 (6) Diète 1.0: 99.80 ± 27.6 (5)</p> <p>* <b>Visonneaux de mères G2</b>, morts à 29-30 jrs (avant sevrage) Diète 0.1: 0.10 ± 0.02 (6) Diète 0.5: 0.69 ± 0.23 (8) Diète BPC + MeHg: 36.70 à 44.10</p>
Wobeser et coll. (1976a, 1976b) 3 diètes	<p>Total Hg: 65 (8) MeHg: 33 (8) Contrôle: 0.23 à 0.63 (5) Diète poisson: 7.80 (1) MeHg: 24.30 (10)</p>
Aulerich et coll. (1974) 3 diètes	<p>Contrôle: 0.28 (9) exposition 155 jrs MeHg: 55.6 (15) exposition 32 jrs HgCl2: 3.16 (1) exposition 135 jrs</p>

Tableau V. Différence de concentration de mercure entre les sexes des visons et des loutres.

Auteurs	Vison	Loutre
Poole et coll. (1995)	aucune différence	-
Wren et coll. (1987a, 1987b)	femelles > mâles dans cerveau et foie	-
Wren et coll. (1986)	aucune différence	aucune différence
Norheim et coll. (1984)	aucune différence	aucune différence
Kucera (1983)	femelles > mâles	aucune différence
O'Connor et Nielsen (1981)	mâles > femelles	mâles > femelles

### **III. PRÉSENTATION DE L'ARTICLE**



**III.1. Mercury in wild mink (*Mustela vison*) and river otter (*Lutra canadensis*) from the James Bay territory, Québec, Canada.**

C. Fortin<sup>1</sup>, M. Dansereau<sup>1</sup>, G. Beauchamp<sup>1</sup>, N. Larivière<sup>1</sup> and D. Bélanger<sup>1\*</sup>.

<sup>1</sup> Faculty of Veterinary Medicine, University of Montréal, P.O. Box 5000 St-Hyacinthe, Québec, Canada, J2S 7C6

\* to whom correspondence should be addressed

## Abstract

Total and organic mercury (Hg) were analyzed in different organs/tissues of wild mink (*Mustela vison*) and river otter (*Lutra canadensis*), caught by Amerindian Cree trappers on the James Bay territory (49°N to 55°N, north-western-central Québec, Canada). The nine Cree communities were amalgamated into 7 regions. For the first trapping season (1993-94), wild minks (n = 39) showed a wide range of mean total Hg concentrations (µg/g, ww) in different organs: fur (30.1), liver (5.13), kidney (2.54), muscle (2.38) and brain (0.96). Mean organic Hg concentrations represented 53 to 95% of the total Hg. River otters (n = 12) also showed a great variation of the mean total Hg levels for fur (20.7), liver (4.17), kidney (3.31), muscle (1.38) and brain (0.8). Mean organic Hg levels varied from 44 to 90% of the measured total Hg levels. Evaluations of samples collected during the second trapping season (1994-95) showed average liver Hg levels (µg/g, ww) of  $3.52 \pm 4.02$  for wild minks (n = 273) and river otters (n = 135) had an average of  $4.09 \pm 3.52$ . For wild mink, the variables age and region had a significant effect on the log value of liver Hg levels where older wild minks were more contaminated than younger individuals and one south-coastal region (N-R-Re) was less contaminated than the others. No latitudinal gradient was clearly observed. In river otter, no variable was associated with log liver Hg levels but this could be due to a smaller sample size. In both species, the sex, the interaction between age and sex, and the animal's body mass had no statistically significant effect. The mobilization of Hg in James Bay wild furbearers was probably due to multiple factors, including local industrial activity, human activity, long-range atmospheric transport and creation of hydroelectric reservoirs.

**Keywords:** Mercury (Hg); Total Hg; Wild mink (*Mustela vison*); River otter (*Lutra canadensis*); Liver; Log liver Hg; James Bay territory (Québec, Canada).

## Introduction

Mercury (Hg) is intimately related to all stages of human evolution. This ubiquitous metal is naturally found in the environment and has unique biogeochemical properties (Nriagu, 1989, 1979). The industrial era has increased total Hg concentrations by two or three times throughout the world due to pollution (anthropogenic emissions, atmospheric deposition with local and long range transport) (Lucotte *et al.*, 1995; Louchouart *et al.*, 1993; Lockhart, 1992; Lucotte *et al.*, 1992).

Artificially created reservoirs (hydroelectric, or for other purposes) lead to increased total Hg levels in aquatic ecosystems starting two to five years after flooding of lands (Tremblay *et al.*, 1995). Ten years after impounding, reservoir nonpiscivorous fish have increased their total Hg concentrations by a factor of two to six and by a factor much higher for piscivorous fish (Bodaly and Johnston, 1992). High total Hg levels through the food chain could be maintained for 10 to 150 years according to different experimental or predictive models (Tremblay *et al.*, 1993). The environment can cause interference with Hg transformation and/or accumulation through factors such as the proportion of immersed soils, the composition of soil and vegetation, the abundance of humic material, the geological formation, the waving and icing action on the flooded soils, marling and erosion. Acidic depositions (pH reduced) increasing in water, like acidic precipitation, could also increase Hg levels in the food chain (Brosset and Lord, 1991; Barbeau *et al.*, 1976) although others demonstrated the opposite (Richardson *et al.*, 1995a).

Since the 1970's, the James Bay territory (49°N to 55°N north-western-central Québec, Canada, figure 1), has undergone numerous hydroelectric developments where land has been submerged to create the Robert-Bourassa Reservoir (La Grande Hydroelectric Complex, 52°N to 54°N) (Schetagne, 1990). Most of the territory lies on the Precambrian shield, one of the oldest geological formations (Magnin, 1977) known to contain fairly high levels of inorganic Hg (Lucotte *et al.*, 1995; Lockhart, 1992).

Inorganic Hg present in soils is methylated in water by bacterial organisms into toxic organic Hg (methylmercury, dimethylmercury, etc.) for the food chain. Total Hg, mainly composed of organic Hg (up to 90%) is then

absorbed by plants and animals (Kelly *et al.*, 1995; Bodaly *et al.*, 1984; Beijer and Jernelov, 1979; Jernelov, 1970). For animals, there is a high degree of bioavailability via the oral route of absorption for organic Hg and a low degree for inorganic Hg. Gastrointestinal tract absorption brings Hg molecules into enterohepatic circulation, where they are transformed by liver enzymes and redistributed to all organs/tissues based on the molecule they are bound to. For example, organic Hg bound to GSH will be distributed to tissues with high content of glutathione (liver and kidney) and organic Hg bound to cysteine will be directed to the brain. Transported into the bloodstream, total Hg molecules bind themselves mainly to thiol groups, attached to the proteins of the red blood cells (RBC) and the plasma. Organic Hg has a higher RBC:plasma protein ratio than inorganic Hg. The principal route of excretion for organic Hg is by biliary excretion into the gastrointestinal tract, where most of it is reabsorbed (up to 90%), resulting in an ongoing enterohepatic circulation. Therefore, under certain conditions such as continuous/chronic exposure, liver is the organ that stocks most of Hg, followed by other organs/tissues such as kidney (principal route of excretion for inorganic forms through urine), muscles and brain (Clarkson, 1994; Osweiler *et al.*, 1985). But the degree of distribution to a tissue will be dependent on the degree of demethylation in the organism. Acute and/or chronic exposure to Hg can lead to important health problems in most species, especially neurological problems. The central nervous system can be affected, especially areas mostly associated with sensory, visual, auditory and coordination functions (anorexia, paresthesia, ataxia, loss of audiovisual skills, convulsions, coma, death) (Hoffman *et al.*, 1995; Clarkson, 1994; Casarett and Doull's, 1986; Osweiler *et al.*, 1985).

Flora and fauna bioaccumulate Hg through time and a mercurial bioamplification is noted along the food chain (Meili, 1991). Benthic eating fish are reported to have lower Hg levels than carnivorous fish. Herbivorous semiaquatic mammals such as muskrat (*Ondatra zibethicus*) and american beaver (*Castor canadensis*) have lower Hg levels than piscivorous semiaquatic mammals, such as wild mink (*Mustela vison*) and river otter (*Lutra canadensis*) (Hydro-Québec, 1993a). Marine mammals in general show even higher Hg levels (Wagemann *et al.*, 1995).

Wild mink and river otter, like humans, occupy the highest levels of the food chain with a carnivorous diet varying across seasons, but partly

composed by fish, with 40% for wild mink and 80% for river otter (Foley *et al.*, 1988; Wise *et al.*, 1981). Both species have a fairly small home range, from 0.5 to 10 km<sup>2</sup>, live close to watersheds and prefer to catch their preys in rivers, streams and ponds (Eagle and Whitman, 1987; Melquist and Dronkert, 1987). Because of these biological features, they could reflect quite accurately the state of their immediate local environment (Mierle, 1995).

Several North American studies have reported average liver Hg levels ( $\mu\text{g/g}$ , ww) of 0.14 to 5.05 for wild mink (range: 0.02 - 58.2) and of 0.86 to 4.46 for river otter (range: 0.001 - 96.0) (Poole *et al.*, 1995; Foley *et al.*, 1988; Wren *et al.*, 1986; Kucera, 1983; Sheffy and St-Amant, 1982; O'Connor and Nielsen, 1981; Wren *et al.*, 1980; Desai-Greenaway and Price, 1976; Wobeser and Swift, 1976). In the Manitoba Summary Report (1987), higher average liver Hg levels ( $\mu\text{g/g}$ , dry weight) were documented for wild mink and river otter, respectively 3.13 to 6.62 (range: 0.29 - 74.7) and 3.51 to 14.4 (range: 1.26 - 43.0). The great variation of wild furbearers' Hg body burden on the North American continent could be explained by many variables such as sex, age, body mass, their geographical locations and environmental factors.

In the James Bay territory, Schetagne (1996), Hydro-Québec (1993a) and Brouard *et al.* (1990) have reported data of the monitoring program done on various fish species caught in the Robert-Bourassa Reservoir from 1978 to 1989. Reservoir nonpiscivorous lake whitefish flesh (*Coregonus clupeaformis*) adjusted for 400 mm standard length (std) had average Hg levels of 0.3 to 0.7 mg/kg (ww) and reservoir piscivorous northern pike flesh (*Esox lucius*) adjusted 700 mm standard length (std) showed average Hg levels of 0.8 to 2.3 mg/kg (ww). Langlois *et al.* (1995) and Hydro-Québec (1994, 1993b) reported data on fish flesh south of the reservoir, in Nottaway-Broadback-Rupert basins area (NBR, 49<sup>0</sup>N to 52<sup>0</sup>N). NBR's lake whitefish (std) was reported to have lower average Hg level (0.18 mg/kg, ww). NBR's northern pikes (std) showed a latitudinal gradient of Hg concentrations: the ones caught in the north-west area (51<sup>0</sup>N to 52<sup>0</sup>N) had average Hg levels (0.80 mg/kg, ww) lower than those from the south-east area (0.96 mg/kg, ww, 49<sup>0</sup>N to 51<sup>0</sup>N). In addition, Penn (1978) reported fish with a trend of declining Hg levels through the eastern NBR area going up north near the Robert-Bourassa Reservoir (49<sup>0</sup>N to 53<sup>0</sup>N). Langlois *et al.* (1995) and Hydro-Québec (1993a) reported data on fish flesh north of the reservoirs, in the Great Whale basin area (GW, 55<sup>0</sup>N). GW's lake

whitefish (std) had average Hg levels of 0.06 to 0.21 mg/kg (ww) and GW's northern pike (std) showed average Hg levels of 0.39 to 0.63 mg/kg (ww).

Desgranges *et al.* (1994) measured Hg levels (mg/kg) in osprey nestlings (*Pandion haliaetus*) of about 40 days of age whose nests were located on the James Bay territory either adjacent to the Robert-Bourassa Reservoir or on natural lakes. In reservoirs' nestlings, feathers and blood showed mean Hg levels six times higher ( $n = 79$ , feathers = 37.3 mg/kg and blood = 1.9 mg/kg) than those from birds living in the natural environment ( $n = 29$ , feathers = 5.9 mg/kg and blood = 0.3 mg/kg). No latitudinal gradient was reported relative to Hg concentrations. Langlois *et al.* (1995) reported total Hg levels (mg/kg, ww) in birds coming from NBR area and from GW region. Common merganser (*Mergus merganser*) in NBR had lower total Hg levels compared to those from GW (NBR:  $n = 15$ , feathers = 7.31, liver = 10.9; GW:  $n = 12$ , feathers = 9.97, liver = 17.53). Herring gull (*Larus argentatus*) showed the opposite trend with higher Hg levels in NBR area compared to GW (NBR:  $n = 13$ , feathers = 19.1, liver = 3.63; GW: feathers = 11.54, liver = 2.91).

Hydro-Québec (1993a) conducted one study on only six wild minks in the GW region ( $55^{\circ}\text{N}$ ). Results showed liver total Hg mean of 8.34 mg/kg  $\pm$  7.86, in five livers only. No river otter were analyzed.

Langlois *et al.* (1995) reported data on marine mammals coming from GW region ( $55^{\circ}\text{N}$ ). Liver total Hg concentrations (mg/kg, ww) were 5.12 for ringed seal (*Phoca hispida*), 20.34 for beluga (*Delphinapterus leucas*) and 28.80 for freshwater seal (*Phoca vitulina*). Such marine mammals are suspected to have a detoxification system in order to adapt the organism to daily Hg intake throughout the years. Wild furbearers, especially river otters, might have the same sort of mechanism (Handbook of ecotoxicology, 1994).

In the seventies, Health Canada and medical experts conducted periodic Hg follow ups by taking hair and blood samples on Amerindian Cree populations, especially from fishermen, trappers, elders, women of child-bearing age and youths (Barbeau *et al.*, 1976). Results showed that trappers had higher Hg concentrations than non-trappers. From 1984 up to now, a downward trend in Hg levels in individuals belonging to different communities was described. However, individuals living in southern communities were reported to be more contaminated than those from northern communities, except for the most northerly community GW, north of reservoirs ( $55^{\circ}\text{N}$ ). This

latter community is isolated geographically with no road access. It was therefore assumed that these people ate relatively more highly contaminated fish, i.e. northern pike, lake trout and to a lesser extent, marine mammals (Dumont, 1996, 1995; Lockhart, 1992).

Wild minks and river otters are distributed all across the James Bay territory and do not migrate. The two species rely on aquatic resources for feeding and lie at the top of the food chain. Semidomesticated minks have already been shown to be sensitive to Hg (Dansereau *et al.*, 1999; Wobeser *et al.*, 1976a, 1976b; Aulerich and Bleavins, 1982). For these reasons, we chose those two species as indicators of Hg exposure on the James Bay territory. The objectives of our study were first to describe total Hg accumulation in wild mink and river otter trapped by Crees in the James Bay territory in relation with the region wild furbearers came from, sex, age and body mass. The second objective was to examine Hg geographical trends in relation with atmospheric pollution and with watersheds (natural, or hydroelectric reservoirs).

## **Materials and Methods**

### ***Sampling procedure***

Wild mink and river otter carcasses harvested by trappers from the Cree Trappers Association (C.T.A., Val D'Or, Québec) were sent to us on a voluntary basis during two trapping seasons (1993-94 and 1994-95). Carcasses were trapped in the James Bay territory which is located in the north-western-central part of the province of Québec, between 49°N and 55°N (figure 1). The territory is divided among nine local Cree communities, subdivided in family traplines which vary greatly in size.

In 1993-94, we conducted a pilot study. Wild furbearers were trapped between October 93 to May 94. Some of the trappers preselected the carcasses (based on age) sent for analysis thus causing a potential bias.

During the 1994-95 trapping season, 117 Cree trappers participated to the main study. From October 94 to May 95, our special request to the trappers was to send us the major part of their harvest, thus providing a more random sample.

Mammals were caught on land mainly with conibear traps or Victor no 4 long spring leghold traps set to drown beaver, otter and mink (PESCOF, 1989; Wawatie, 1997). The carcasses were skinned for the fur market, frozen, sent to the C.T.A. and taken to the Faculty of Veterinary Medicine (F.V.M., St-Hyacinthe, Québec), where they were kept in a -20° C freezer. Each thawed carcass was sexed and weighed (balance precision  $\pm 0.1$  g). The following organs/tissues were sampled: liver, kidney (cortex and medulla), brain, leg muscle and fur from a fore limb. Each tissue was individually stored in a plastic bag, except for liver and kidney which were kept separately in a Nalgene plastic bomb (60 ml). Samples were frozen (-20°C) pending acid digestion. A lower canine and molar tooth were extracted for age determination.



### ***Analytical methods***

For the pilot study, total and organic Hg concentrations were determined in the five different tissues for both species. All the analytical methods were performed by the Centre de Toxicologie du Québec (CHUL, Ste-Foy, Québec, Canada, G1V 4G2).

For the main study, total Hg concentrations were determined only in liver samples for both species. The first steps of the analytical methods which consisted of nitric acid digestions were done at the F.V.M. and the rest of the procedures were performed by the Centre de Toxicologie du Québec.

Nitric acid digestion consisted of weighting  $0.5 \text{ g} \pm 0.1\text{g}$  of each thawed tissue, placed in a plastic bomb with 5 ml of nitric acid intranalysed solution (70% nitric acid, 9598-34), stored in an oven for 18 hours. Digested liquids were transferred in a 15 ml tube and brought up to a volume of 10 ml with deionized water. One reagent blank, one duplicate control sample and one NRC Dorm-2 or Dolt-2 control (National Research Council of Canada) were included in each batch (10% variation). Results were expressed in wet weight (ww) with humidity percentages varying from 70 to 75%; as determined by a method consisting of putting  $4.0 \text{ g} \pm 1.0 \text{ g}$  (25% variation) of tissue in a aluminum evaporating cup, storing it in an oven for 18 hours and weighing it again after this time.

The determination of total Hg tissue concentration was performed by a Cold Vapor flameless Atomic Absorption Spectrophotometry (C.V.A.A.S.). Organic Hg was calculated by soustraction of [total Hg - inorganic Hg = organic Hg]; inorganic Hg was performed by C.V.A.A.S. without cadmium chloride in the solution.

Lower canine and molar teeth were sent to Matson laboratory (Milltown, MT, U.S.A.) to determine the age of each animal, by counting the annuli with a precision of  $\pm 1$  year (Matson and Matson, 1995).

### ***Statistical analyses***

For both studies, data of wild mink and river otter were analyzed separately. Level of statistical significance was set at  $\alpha = 0.05$  for all analyses.

For the pilot study, as a first step, descriptive statistics were performed for total and organic Hg of five different organs/tissues. To reveal differences across organs, multiple comparisons among pairs of means were done using Tukey's method.

For the main study, descriptive statistics were also done as a first step followed by an ANCOVA model (General Linear Model, GLM) in order to test the effect of region, age, sex and the possible interaction between age and sex on liver total Hg concentrations. The dependent variable, liver total Hg concentrations, was logarithmically transformed to normalize the distribution and body mass was used as a covariable. Region was defined as the Cree community within which the traplines were located. Three Cree communities were combined in one N-R-Re region since the sample size was too small. One whole Cree community, however, was subdivided in three regions since it was widely spread in latitude (M = M1, M2, M3). We thus created seven regions for wild mink and six for river otter (figure 2). Age was allocated to one of three levels for wild mink (0 = juvenile, 1,  $\geq 2$  years) and to one of seven levels for river otter (0 = juvenile, 1, 2, 3, 4, 5,  $\geq 6$  years). Level of statistical significance was set at  $\alpha = 0.05$  for all analyses. Tukey's post-hoc tests were used on significant variables. All statistics were performed using the SAS program (SAS Institute Inc., Cary, NC).

## Results

### *Pilot study (1993-94)*

Descriptive statistics are given in table 1. A small number of trapped wild minks and river otters were collected from the James Bay territory. Total Hg average levels were different from one organ/tissue to another. The pattern of total Hg means was fur/hair > liver > kidney = muscle > brain for wild mink. River otter presented the following pattern for total Hg means fur/hair > liver = kidney > muscle = brain.

The pattern of organic Hg means was fur > liver = muscle = kidney > brain for wild mink. Organic Hg means represented from 53 to 95% of the total Hg mean. Pattern of organic Hg means was liver = kidney > muscle > brain for river otter. Organic Hg means represented from 44 to 90% of the total Hg mean.

### *Main study (1994-95)*

#### *Wild mink*

The distribution of wild mink according to region and sex, and according to age level and region is given in tables 2 and 3, respectively. Descriptive statistics of liver total Hg for each region are given in table 4 (map of regions, figure 2). Wild minks ( $n = 273$ , males/females = 165/108) had a mean age of  $0.36 \pm 0.90$  years and a liver total Hg mean of  $3.52 \pm 4.02$   $\mu\text{g/g}$  ww, ranging from 0.07 to 44.1.

Age (table 5) had a significant influence on log liver Hg levels, with older wild mink more contaminated. Region (table 5) also had a significant influence on log liver Hg levels with three different groups of regions. The first group had only one region, the south-west coastal N-R-Re region ( $49^{\circ}\text{N}$  to  $52^{\circ}\text{N}$ ), being the least contaminated region. It differed from the remaining six other regions (W, M1, M2, M3, Vc, GW). The second group was composed of three regions with intermediate levels of concentration (M2, Vc and GW). The third group

contained five regions with higher levels of concentration (W, M1, M2, M3 and Vc). No latitude Hg gradient (south to north) was brought to light.

Sex, the interaction between age and sex, and body mass (table 5) had no statistically significant effect on log liver Hg levels. Females tended to have higher Hg levels than males, but the differences were not significant.

### ***River otter***

The distribution of river otter according to region and sex is given in table 2 and according to age level and region in table 3. Descriptive statistics of liver total Hg for each region are given in table 4. River otters (n = 135, males/females = 74/61) had a mean age of  $2.62 \pm 2.71$  years and a liver total Hg mean of  $4.03 \pm 3.47$   $\mu\text{g/g}$ , ww, ranging from 0.72 to 29.8.

No variable significantly influenced log liver Hg levels, neither region, nor age, nor sex, nor body mass (table 5). No latitude Hg gradient (south to north) was brought to light, although the variable region showed a marginal tendency to be more contaminated in the southern regions (W, M1).

River otter females, like wild minks, tended to have higher Hg levels than males, but the differences were not significant.

## Discussion

### *Pilot study*

The analyses in the various organs/tissues of both species showed different total Hg average concentrations. Fur/hair, which showed the highest levels, could be a useful tissue to monitor Hg, as bird feathers or human hair which reflect long term Hg concentrations (Dumont, 1996; Desgranges *et al.* 1994); unfortunately furbearers loose their hair twice a year during moulting and their analysis would only represent the last few weeks/months of Hg accumulation (Born *et al.*, 1991). Liver, with the second highest Hg levels, tend to concentrate Hg because of the ongoing enterohepatic circulation. Kidney had intermediate average levels, since it tries to eliminate total Hg, especially inorganic forms, but stocks part of mercurial molecules. Muscle had lower levels of Hg because it seemed to be less attracted to such a tissue. Brain had the lowest levels even though Hg is reported to have special attraction to the central nervous system. As for blood analysis, it only represents short term Hg levels through meals (Clarkson, 1994; Osweiler *et al.*, 1985). This sequential order relative to organ/tissue Hg concentrations has been reported in other studies (Wren *et al.*, 1986; Sheffy and St-Amant, 1982).

Organic Hg measured in the different organs, as reported in other studies, showed a large variation (Clarkson, 1994; Hydro-Québec, 1993a; Wren *et al.*, 1980; National Research Council of Canada, 1979; Friberg and Vostal, 1972). It is suggested that the ratio of organic Hg/total Hg varies a lot depending on multiple factors, such as the Hg exposure level, the organ/tissue analyzed, the species, age, etc. For example, in fish tissue, organic Hg accounts for at least 85% of total Hg (Lasorsa and Allen-Gil, 1995). However, in fish-eating mammals, the proportion of organic Hg in liver and kidney is much lower, although total Hg concentrations can be quite elevated. Marine mammals are suspected to have a detoxification mechanism, since they have a organic Hg/total Hg ratio decreasing with increasing age (Joiris *et al.*, 1991). Some Ontario river otters were reported having organic Hg average percentages of 29.9%. Like marine mammals, river otters are suspected to have special Hg demethylating mechanisms, which, through the years, renders

them more tolerant to high Hg levels (Handbook of ecotoxicology, 1994). In this study, because of sample size, we could not take into account the animal's age, nor the territory they came from.

### ***Major study***

Liver was chosen as the reference organ for estimating total Hg body burden, since it has a very good correlation with total Hg burden. We compared our results to other North American field studies, although we have to be conservative since many factors, besides geographical location, could be associated with Hg results such as sampling and laboratory methods, animal's age, sex, trapping season, etc. Qualitatively, we decided to compare our wild mink average liver Hg levels to one specific field study (Poole *et al.*, 1995), because this latter was done on wild mink in a northern Canadian region (similar environment) and during a similar period of time (1991-93). Our animals had liver Hg concentrations higher compared to Poole *et al.* (1995). For both species, we reported higher qualitative average liver Hg levels compared to most North American studies (Foley *et al.*, 1988; Wren *et al.*, 1986; Wren, 1984a, 1984b; Kucera, 1983; Sheffy and St-Amant, 1982; O'Connor and Nielsen, 1981; Wren *et al.*, 1980; Wobeser and Swift, 1976; Wobeser *et al.*, 1976a, 1976b) apart from two studies. Hydro-Québec (1993a) reported a higher average Hg liver levels in wild minks (8.34 µg/g), but the sample size was quite small (n = 5) and the animals came only from GW region. Another study done in Manitoba Summary Report (1987) reported higher liver Hg levels (average of 3.13 to 6.62 µg/g), but the results were presented in dry weight matter (dw) instead of wet weight (ww), which could result in higher raw results.

### ***Effects of age, sex and region***

In the mink model, log Hg levels increased with age. A similar age effect has been reported in fish (Schetagne, 1996; Tremblay *et al.*, 1995; Brouard *et al.*, 1994; Verdon, 1990) and in semidomesticated mink (Bélanger and Larivière,

1997). However, in the river otter model, age failed to be associated with Hg levels.

In the two species, no sex effect was found, a result also reported in other studies (Poole *et al.*, 1995; Wren *et al.*, 1986; Norheim *et al.*, 1984). A slight tendency was noted in both species with females having log liver total Hg levels higher than males. However, other studies reported sex differences, with either females (Wren *et al.*, 1987a; Kucera, 1983), or males having higher Hg levels (O'Connor and Nielsen, 1981).

Region had a significant effect on Hg levels in wild mink with no geological or geographical trends, although southern regions were more contaminated. The N-R-Re south-western coastal region was the least contaminated of the seven regions. Its different geology (argyle) and the flow of air movement (south to north and west to east) might explain the relatively low log Hg concentrations. The M2, Vc and GW regions showed similar log Hg levels despite differences in geology and latitude. The Vc region, which had more Hg than the adjacent southern region (N-R-Re), is associated with the presence of hydroelectric reservoirs, which could contribute to higher levels of Hg. In the otter model, the region had no influence on Hg levels, although southern regions (W, M1) tended to be more contaminated.

Some James Bay territory Hg studies on different animal species reported spatial trends. Langlois *et al.* (1995) found a slight statistically significant difference in the NBR area in northern pike flesh (more contaminated near W, M1 regions and less contaminated near N-R-Re region). Penn (1978), which considered NBR area and part of Robert-Bourassa basin, reported a spatial trend in fish species (more contaminated in W, M1 regions and less in M2, M3 regions). Desgranges *et al.* (1994) did not find a latitudinal trend in osprey nestlings adjacent to Robert-Bourassa Reservoir relative to natural watershed. Dumont (1996) and Lockhart (1992) reported Hg data on Cree population where GW region had the highest levels, followed by southern regions (W and M1) with rather high levels and the N-R-Re region with the lowest levels.

The whole Precambrian shield contains fairly high levels of inorganic Hg (Lucotte *et al.*, 1995; Louchouart *et al.*, 1993; Mondoux, 1980). Moreover, long-range atmospheric transport is known to vehiculate pollutants coming from the south, near the Great Lakes basin (40<sup>0</sup>N to 45<sup>0</sup>N) in northern regions.

Aerial transport probably brings Hg compounds erratically and sporadically onto James Bay territory (Langlois *et al.*, 1995; Tremblay *et al.*, 1993; Couillard, 1980; Weber, 1980; Barbeau *et al.*, 1976). Besides this long-range atmospheric transport, the pollution at a more regional level should be considered (local industrial and anthropogenic pollution, local natural Hg transport). Southern adjacent regions (W and M1) are connected with watersheds, phreatic waters and have identical and/or similar local sources of industrial pollution. Until the mid-seventies, chlor-alkali plants and pulp and paper mills discharged their used waters in the NBR basin. Nowadays, intensive and various mining industries reject in the atmosphere Hg molecules in nearby regions (Abitibi and Lac-St-Jean regions, 47<sup>0</sup>N to 49<sup>0</sup>N). Southern regions also have local anthropogenic pollution with the greatest human pressure, since one third of the James Bay Crees (whole population estimated at 12 000), live in W and M1 regions combined (Fraser, 1995). Also, southern regions (W, M1) are now going through massive deforestation of the boreal forest, which could contribute to important soil erosion and loss of natural conditions. However, the effect of forestry on Hg levels in animals has not been demonstrated in that area.

Unfortunately, there was likely a reduction of power in our analysis for the river otter model because of low sample sizes in each region. Moreover, the definition of a region was arbitrary and based on the Cree community delimitation. It did not take into account where an animal found its food, the geological differences among regions, the micro-climate, etc. The geological differences among the regions were statistically looked at but did not influence Hg levels in both models.

### ***Wild mink and river otter used as indicators of toxicological effects***

From an ecotoxicological point of view, reproduction efficacy is important. In the main study, the sampled animals represented 36% of wild minks and 29% of river otters harvested that year. In the literature, some statistics of capture are used for estimating the well-being of a wild population, i.e. the male/female ratio, ranging from 1.43 to 1.77 and the age structure, average of 60% of juveniles trapped through the whole season (Poole *et al.*, 1995; Strickland and



Douglas, 1987). Our male/female ratio was within reported figures with 1.53 for wild mink and lower ratio of 1.21 for river otter. The juvenile proportion in the population of wild mink (0 year) was higher with 81% of individuals trapped but it was normal in river otter with 58% of individuals trapped being juveniles (< 3 years). Reproduction did not seem to be affected in the field (for a normal harvest pressure), although we did not look at those figures on a regional scale. In semi-domesticated minks, decreasing reproduction performances were suspected with increasing Hg exposure in food, but no statistical difference was found (Dansereau *et al.*, 1999). In ospreys, the breeding performances (growth rate and brood size) were not statistically different between ospreys living either adjacent to the Robert-Bourassa Reservoir or on natural lakes (Desgranges *et al.*, 1994).

Wild mink, and to a lesser extent river otter, being at the top of the food web and being sensitive to pollutants, could be used as indicators of potential toxic problems in their ecosystem. They can have sporadic exposition to highly contaminated fish but rarely on a daily basis, even though neurological effects have already been reported (Wren, 1984b; Woberser and Swift, 1976c). Moreover, these animals should be less represented in our sampling because they would not behave normally when sick (anorexia, apathy). Developments and validation of biomarkers of targeted system effect that can be used in the field are needed. Also, they should reflect the immediate local environment because of their carnivorous diet partly composed of fish, their habitat near watersheds and the coverage of a fairly small home range (Burt and Grossenheider, 1992; Melquist and Dronkert, 1987; Gilbert and Nancekivell, 1982; Wise *et al.*, 1981). In order to study relationships between foods, source of Hg and effects, however, the needed spatial scale and sample size for studying associations should be looked at.

In conclusion, comparisons between field studies are difficult to undertake because of the numerous variables that influenced Hg concentrations. Conservatively, we can generalize by saying that James Bay wild minks and river otters had higher liver Hg concentrations than animals of the same species living in other parts of North America. Wild mink model had two variables with an effect on log liver Hg concentration: age and region. With increasing age, wild minks showed increasing log liver Hg levels. Regions

compared to each other showed elevated (W, M1, M3), intermediate (M2, Vc, GW) or low (N-R-Re) log liver Hg levels. In river otter model, no variable was statistically associated with an effect on log liver Hg levels, although southern regions (W, M1) tended to have higher log liver levels. Power of analysis (sample size), especially in river otters, and the definition of a region might have contributed to the lack of a clear region effect. For both species, the effect of sex (male/female) was not statistically different, although females tend to show higher log liver Hg levels than males. In both models, neither the interaction between age and sex, nor body mass had an effect on Hg levels.

## **Acknowledgments**

The authors wish to thank the Cree Trappers Association, all the Cree trappers, Rick Cuciurean, Eddy Wawatie, Ghislain Dumas, Denis DuTremblay, Luc Vermette, Richard Bourassa, Claude Brazeau, family and friends. We also thank the Faculty of Veterinary Medicine (University of Montréal, St-Hyacinthe, Québec) for the laboratories and the Centre de Toxicologie du Québec, (CHUL, Ste-Foy, Québec, Canada, G1V 4G2).

## References

- Aulerich RJ, Bleavins MR (1982) Potential of mink as an animal model in testing in area of toxicology. *Fur Rancher Blue Book of Fur Farming* 30-31
- Barbeau A, Nantel A, Dorlot F (1976) Étude sur les effets médicaux et toxicologiques du mercure organique dans le nord-ouest québécois. Ministère des Affaires sociales du Québec. (éd) officiel du Québec, p 278
- Beijer K, Jernelov A (1979) Methylation of mercury in aquatic environments. In: *The Biogeochemistry of Mercury in the Environment* 3:203-210
- Bélanger D, Larivière N (1997) Évolution des concentrations de mercure chez des visons semi-domestiques nourris avec des poissons contaminés au mercure provenant de réservoirs hydroélectriques. Rapport conjoint Faculté de Médecine Vétérinaire-Hydro-Québec-Ministère de l'Environnement et de la Faune. Denise Bélanger, FVM, St-Hyacinthe, Québec, Canada
- Bodaly RA, Johnston TA (1992) The mercury problem in hydroelectric reservoirs with predictions of mercury burdens in fish in the proposed Grande Baleine Complex, Québec. *Hydro-Electric Development: Environmental Impacts* 3:1-15
- Bodaly RA, Hecky RE, Fudge RJP (1984) Increases in fish mercury levels in lakes flooded by the Churchill River diversion, northern Manitoba. *Can J Fish Aquat Sci* 41:682-691
- Born EW, Renzoni A, Dietz R (1991) Total mercury in hair of polar bears (*Ursus maritimus*) from Greenland and Svalbard. *Polar Res* 9:113-120
- Brosset C, Lord E (1991) Mercury in precipitation and ambient air - A new scenario. *Water, Air and Soil Pollution* 56:493-506
- Brouard D, Demers C, Lalumière R, Schetagne R, Verdon R (1990) Évaluation des teneurs en mercure des poissons du Complexe hydroélectrique La Grande, Québec (1978-1989). Rapport synthèse. Rapport conjoint. Vice-Présidence Environnement, Hydro-Québec et Groupe Environnement Shooner inc., p 100 et annexes
- Brouard D, Doyon JF, Schetagne R (1994) Amplification of mercury concentrations in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) downstream

- from the La Grande 2 reservoir, James Bay, Québec. In: Mercury pollution: Integration and synthesis. Watras and Huckabee (ed) Lewis, p 714
- Burt WH, Grossenheider RP (1992) Les mammifères de l'Amérique du nord. (éd) Broquet, p 355
- Casarett, Doull's (1986) Toxicology: The basic science of poisons. (ed) Fourth. McGraw-Hill Inc.
- Clarkson TW (1994) The toxicology of mercury and its compounds. In: Mercury pollution: Integration and synthesis. Watras and Huckabee, (ed) Lewis, p 714
- Couillard M (1980) Contamination de l'Environnement par l'usine de chlore alcali CIL, Québec. (Province Québec). BEST 5 et 6
- Dansereau M, Larivière N, DuTremblay D, Bélanger D (1999) Reproductive performance of two generations of female semi-domesticated mink fed diets containing organic mercury contaminated fresh water fish. Arch Environ Contam Toxicol 36:221-226
- Desai-Greenaway P, Price IM (1976) Mercury in Canadian fish wildlife used in food for native peoples. Canadian Wildlife Service Report. Toxic Chem. Division no 35
- Desgranges J-L, Rodrigue J, Tardif B, Laperle M (1994) Exposition au mercure de balbuzards nichant sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson. Environnement Canada. Service canadien de la faune. Série de rapports techniques no 220, p 151
- Dumont C (1996) Recent mercury exposure among James Bay Crees and James Bay Agreement from a health prospective. Annexe 9. Mercury workshop. James Bay mercury committee. Hydro-Québec. March 17 and 18, Montréal, p 21
- Dumont C (1995) Mercury and health: the James Bay Cree experience. Canadian mercury network workshop. Web site, p 4
- Eagle TC, Whitman JS (1987) Mink. Chap. 46. In: Novak M, Baker JA, Obbard ME, Malloch B (ed). Wild Furbearer Management and Conservation in North America. Ontario Trappers Association. North Bay. 615-624
- Foley RE, Jackling SJ, Sloan RJ, Brown MK (1988) Organochlorine and mercury residues in wild mink and otter: comparison with fish. Environmental Toxicology and Chemistry 7:363-374
- Fraser R (1995) Baie James: Le guide touristique. (éd) VLB, p 207

- Friberg L, Vostal D (1972) Mercury in the environment: an epidemiological and toxicological appraisal. CRC Press
- Gilbert FF, Nancekivell EG (1982) Food habits of mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra canadensis*) in northeastern Alberta. Can J Zool 60:1282-1288
- Handbook of ecotoxicology (1994) Blackwell Scientific Publications. (ed) Peter Calow. 2:119-121
- Hydro-Québec (1994) La contamination du milieu et des ressources fauniques de la zone d'étude du Complexe Nottaway-Broadback-Rupert. Synthèse des résultats et recueil des données. Vice-Présidence Environnement. Complexe Nottaway-Broadback-Rupert. Somer, Montréal
- Hydro-Québec (1993a) Complexe Grande-Baleine. Partie 2, Tome 6. Rapport d'Avant-Projet. Grande-Baleine
- Hydro-Québec (1993b) Faune ichtyenne. Mercure Vol. 5. Complexe Nottaway-Broadback-Rupert. Vice-Présidence Environnement. Le Consortium Groupe de Recherche SÉEEQ Itée et Environnement Illimité inc., Montréal
- Jernelov A (1970) Release of methyl mercury from sediments with layers containing inorganic mercury at different depths. Limnology and Oceanography 15:958-960
- Joiris CR, Holsbeek L, Bouquegneau JM, Bossicart M (1991) Mercury contamination of the harbour porpoise *Phocoena phocoena* and other cetaceans from the North Sea and the Kattegat. Water, Air and Soil 56: 283-293
- Kelly CA, Rudd JWM, St-Louis VL, Heyes A (1995) Is total mercury concentration a good predictor of methyl mercury concentration in aquatic systems. Water, Air and Soil Pollution 80: 715-724
- Kucera E (1983) Mink and otter as indicators of mercury in Manitoba waters. Can J Zool 61:2250-2256
- Lasorsa B, Allen-Gil S (1995) The methylmercury to total mercury ratio in selected marine, freshwater and terrestrial organisms. Water, Air and Soil Pollution 80: 905-913
- Lockhart W (1992) Les contaminants dans l'environnement marin du Nunavik. Collection Nordicana no 56, Société Makivik
- Louchouart P, Lucotte M, Mucci A, Pichet P (1993) Geochemistry of mercury in two hydroelectric reservoirs in Quebec, Canada. Can J Fish Aquat Sci 50:269-281

- Lucotte M, Ferland P, Fortin B, Grondin A, Hillaire-Marcel C, Louchouart P, Mucci A, Pichet P (1992) Transport atmosphérique à longue distance du mercure et du plomb dans les sédiments lacustres du Québec. *Bull Aqua* 18:53-56
- Lucotte M, Mucci A, Hillaire-Marcel C, Pichet P, Grondin A (1995) Anthropogenic mercury enrichment in remote lakes of northern Québec (Canada). *Water, Air and Soil Pollution* 80:467-476
- Magnin E (1977) *Écologie des eaux douces du territoire de la Baie James*. Société d'Énergie de la Baie James
- Manitoba Summary Report (1987) Canada-Manitoba agreement on the study and monitoring of mercury in the Churchill river diversion, Canada, p 77
- Matson G, Matson J (1995) Matson's laboratory. Fall report no 14, p 8
- Meili M (1991) The coupling of mercury and organic matter in the biogeochemical cycle. Towards a mechanistic model for the boreal forest zone. *Water, Air and Soil Pollution* 56:333-347
- Melquist WE, Dronkert AE (1987) River Otter. Chapter 47. In: Novak M, Baker JA, Obbard ME, Malloch B (ed) *Wild Furbearer Management and Conservation in North America*. Ontario Trappers Association. North Bay. 627-641
- Mierle G (1995) Development of methods and techniques for field evaluation of mink (*Mustela vison*) as a biosentinel mammal for assessing the impacts of multiple environmental stressors in the Great Lakes basin. Ministry of Environment and Energy of Ontario. Aquatic Science Section. Dorset Research Center, p 26
- Mondoux JM (1980) La problématique de la cartographie du mercure d'origine naturelle, Québec (Province), BEST 2
- Norheim G, Silvertsen T, Brevik EM, Frosli A (1984) Mercury and selenium in wild mink from Norway. *Nord. Veterinaemed.* 36: 43-48
- Nriagu JO (1989) A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature* 338:47-49
- Nriagu JO (1979) Production and uses of mercury. Chap.2. *The Biogeochemistry of Mercury in the Environment* 3:23-40
- O'Connor DJ, Nielsen SW (1981) Environmental survey of methylmercury levels in wild mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra canadensis*) from the northeastern United States and experimental pathology of

- methylmercurialism in the otter. Chapman and Pursley. Worldwide furbearers conference proceedings, 1728-1745
- Osweller GD, Carson TL, Buck WB, Van Gelder GA (1985) Clinical and diagnostic veterinary toxicology. Kendall/Hunt Publishing Company. Iowa. p 121-131
- PESCOF (1989) Piégeage et gestion des animaux à fourrure. Programme d'Éducation en Sécurité et en Conservation de la Faune. Association provinciale des Trappeurs Indépendants et Ministère du Loisir. Chasse et Pêche Gouvernement du Québec. Bibliothèque nationale du Québec. ISBN: 2-550-19350-4
- Penn AF (1978) The distribution of mercury, selenium and certain heavy metals in major fish species from northern Québec, Report on the screening program for mercury in fish: Mistassini and Waswanipi regions, North-western Québec, Fisheries and Environment Canada, The Grand council of the Crees of Québec.
- Poole KG, Elkin BT, Bethke RW (1995) Environmental contaminants in wild mink in the Northwest Territories, Canada. *The Science of the Total Environment* 160/161:473-486
- Richardson M, Egyed M, Currie DJ (1995a) Human exposure to mercury may decrease as acidic deposition increases. *Water, Air and Soil Pollution* 80: 31-39
- Schetagne R (1996) Suivi du mercure dans les poissons au Complexe La Grande (1978-1994). Annexe 14. Comité de la Baie James sur le Mercure. Compte rendu Atelier Mercure 1996. Montréal
- Schetagne R (1990) Suivi de la qualité de l'eau, du phytoplancton, du zooplancton et du benthos au Complexe La Grande, territoire de la Baie James. In: Effets des aménagements hydroélectriques sur le milieu. Collection environnement et géologie. Société canadienne des biologistes de l'Environnement. Delisle CE, Bouchard MA, Montréal, p 43-67
- Sheffy TB, St-Amant JR (1982) Mercury burdens in furbearers in Wisconsin. *J Wild Manage* 46:1117-1120
- Strickland MA, Douglas CW (1987) Marten. Chapter 41. In: Novak M, Baker JA, Obbard ME, Malloch B (ed) *Wild Furbearer Management and Conservation in North America*. Ontario Trappers Association. North Bay, 531-546



- Tremblay A, Lucotte M, Hillaire-Marcel C (1993) Le mercure dans l'environnement et les réservoirs hydroélectriques. Bureau de soutien de l'examen public du projet Grande Baleine, p 177
- Tremblay A, Lucotte M, Rowan D (1995) Different factors related to mercury concentration in sediments and zooplankton of 73 Canadian lakes. *Water, Air and Soil Pollution* 80:961-970
- Verdon R (1990) Suivi du mercure dans le poisson au Complexe La Grande, territoire de la Baie James. In: Effets des aménagements hydroélectriques sur le milieu. Collection environnement et géologie. Société canadienne des biologistes de l'Environnement. Delisle CE, Bouchard MA, Montréal, 69-91
- Wagemann R, Lockhart WL, Welch H, Innes S (1995) Arctic mammals as integrators and indicators of mercury in the arctic. *Water, Air and Soil Pollution* 80: 683-693
- Wawatie E (1997) Personal communication
- Weber H (1980) Contamination du milieu aquatique par les mines d'or de l'Abitibi, Québec. Province Québec. BEST
- Wise MH, Linn IJ, Kennedy CR (1981) A comparison of the feeding biology of mink *Mustela vison* and otter *Lutra lutra*. *J Zool. London* 195:181-213
- Wobeser G, Swift M (1976) Mercury poisoning in a wild mink. *Journal of Wildlife Diseases* 12:335-340
- Wobeser G, Nielsen NO, Schiefer B (1976a) Mercury and mink I: The use of mercury contaminated fish as a food for ranch mink. *Can J Comp Med* 40:30-33
- Wobeser G, Nielsen NO, Schiefer B (1976b) Mercury and mink II: Experimental methyl mercury intoxication. *Can J Comp Med* 40:34-45
- Wren CD (1984a) Distribution of metals in tissues of beaver, raccoon and otter from Ontario, Canada. *The Science of the Total Environment* 34:177-184
- Wren CD (1984b) Probable case of mercury poisoning in a wild otter, *Lutra canadensis*, in Northwestern Ontario. *The Canadian Field-Naturalist* 99:112-114
- Wren CD, Hunter DB, Leatherland JF, Stokes PM (1987a) The effects of polychlorinated biphenyl and methylmercury, singly and in combination, on mink. I) Uptake and toxic responses. *Arch Environ Contam Toxicol* 16:441-447

- Wren CD, MacCrimmon H, Frank R, Suda P (1980) Total and methylmercury levels in wild mammals from the Precambrian shield area of south central Ontario, Canada. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 25:100-105
- Wren CD, Stokes PM, Fisher KL (1986) Mercury levels in Ontario mink and otter relative to food levels and environmental acidification. *Can J Zool* 64:2854-2859

Table 1. Pilot study (1993-94). Total and organic mercury concentrations in different organs of wild mink trapped in three regions (W, M and Vc) and of river otter trapped in four regions (W, M, N-R-Re and Vc).

Wild furbearer species	Total Hg mean $\pm$ sd <sup>1</sup> (n)	Total Hg median <sup>1</sup>	Total Hg range <sup>1</sup>	Organic Hg mean $\pm$ sd <sup>1</sup> (n)	Organic Hg percentage (%)	Organic Hg percentage range
<b>WILD MINK</b> <sup>2</sup>						
Fur	30.1 $\pm$ 13.0 (39) a <sup>4</sup>	28.6	4.63 - 64.1	20.7 $\pm$ 7.43 (38) a <sup>4</sup>	53 $\pm$ 13	15 - 82
Liver	5.13 $\pm$ 2.95 (39) b	4.86	1.17 - 15.6	2.56 $\pm$ 1.35 (38) b	54 $\pm$ 13	18 - 82
Kidney	2.54 $\pm$ 1.42 (39) c	2.41	0.73 - 6.32	1.61 $\pm$ 1.06 (38) b,c	60 $\pm$ 14	21 - 79
Muscle	2.38 $\pm$ 1.16 (39) c	2.23	0.89 - 5.48	1.94 $\pm$ 1.06 (38) b	95 $\pm$ 5	84 - 99
Brain	0.96 $\pm$ 0.58 (38) d	0.82	0.27 - 2.57	0.89 $\pm$ 0.54 (38) c	93 $\pm$ 5	75 - 98
<b>RIVER OTTER</b> <sup>3</sup>						
Fur	20.7 $\pm$ 7.43 (12) a	17.4	12.8 - 33.9	-	-	-
Liver	4.17 $\pm$ 2.24 (10) b	3.29	2.16 - 9.37	1.92 $\pm$ 0.81 (10) a	44 $\pm$ 8	35 - 59
Kidney	3.31 $\pm$ 0.74 (10) b	3.51	1.91 - 4.45	1.89 $\pm$ 0.59 (10) a	56 $\pm$ 12	35 - 67
Muscle	1.38 $\pm$ 0.50 (11) c	1.35	0.61 - 2.29	1.01 $\pm$ 0.58 (10) b	90 $\pm$ 2	87 - 92
Brain	0.80 $\pm$ 0.33 (11) c	0.89	0.29 - 1.42	0.48 $\pm$ 0.28 (10) c	60 $\pm$ 20	28 - 90

<sup>1</sup>  $\mu$ g/g, ww: microgram/gram, wet weight

<sup>2</sup> Wild mink : Total Hg: male/female = 25/14. Organic Hg: male/female = 25/13.

Age: mean  $\pm$  sd = 0.26  $\pm$  0.79 year (median = 0, range = 0 - 4)

<sup>3</sup> River otter : Total Hg: male/female = 7/3 (3 not identified). Organic Hg: male/female = 7/3 (3 not identified).

Age: n = 11, mean  $\pm$  sd = 3.73  $\pm$  2.90 years (median = 3, range = 0 - 10)

<sup>4</sup> Means with different letters were significantly different (p<0.05)

Table 2. Main study (1994-95). Distribution of wild mink and river otter carcasses according to trapping region and sex.

Region	Male	Female	Sex ratio (male/female)	Total
<b>WILD MINK</b>				
W	13	6	2.17	19
M1	57	37	1.54	94
M2	6	10	0.60	16
M3	23	21	1.10	44
N-R-Re	28	15	1.87	43
Vc	24	15	1.60	39
GW	14	4	3.5	18
All regions (%)	165 (60%)	108 (40%)	1.53	273
<b>RIVER OTTER</b>				
W	17	15	1.13	32
M1	25	14	1.79	39
M2	4	4	1	8
M3	8	12	0.67	20
N-R-Re	9	8	1.13	17
Vc	11	8	1.38	19
All regions (%)	74 (55%)	61 (45%)	1.21	135

Table 3. Main study (1994-95). Distribution of wild mink and river otter carcasses according to trapping region and age.

Age level (year)	W	M1	M2	M3	N-R-Re	Vc	GW	n (%)
<b>WILD MINK<sup>1</sup></b>								
0	14	73	15	36	38	31	15	222 (81)
1	3	11	-	2	4	8	2	30 (11)
2	2	4	-	1	1	-	-	6 (2)
3	-	4	1	2	-	-	-	9 (3)
4	-	1	-	2	-	-	1	4 (2)
5	-	1	-	1	-	-	-	2 (1)
All ages (%)	19 (7)	94 (34)	16 (6)	44 (16)	43 (16)	39 (14)	18 (7)	273 (100)
Mean±sd (year)	0.47±0.96	0.46±0.99	0.19±0.75	0.52±1.27	0.14±0.41	0.21±0.41	0.33±0.97	0.36±0.90
<b>RIVER OTTER<sup>2</sup></b>								
0	6	13	1	8	2	6	-	36 (27)
1	4	7	-	3	2	7	-	23 (17)
2	8	6	-	1	4	1	-	19 (14)
3	2	5	4	2	1	-	-	14 (10.5)
4	5	1	-	2	4	2	-	14 (10.5)
5	3	2	-	2	3	1	-	11 (8)
6	1	1	-	1	-	-	-	3 (2)
7	1	1	3	1	1	1	-	8 (6)
8	2	1	-	-	-	-	-	3 (2)
9	-	-	-	-	-	1	-	1 (0.75)
10	1	-	-	-	-	-	-	1 (0.75)
11	-	1	-	-	-	-	-	1 (0.75)
15	-	1	-	-	-	-	-	1 (0.75)
All ages (%)	32 (23.7)	39 (29)	8 (6)	20 (14.8)	17 (12.5)	19 (14)	-	135 (100)
Mean±sd (year)	3.03±2.62	2.43±3.23	4.13±2.59	2.00±2.32	3.00±1.97	2.00±2.60	-	2.62±2.71

<sup>1</sup> Wild mink juveniles occurred in the 0 year age group (81%)

<sup>2</sup> River otter juveniles occurred in the 0-2 years age group (58%)

Table 4 Main study (1994-95). Total mercury concentrations in liver samples of wild mink (seven south to north regions) and river otter (six south to north regions).

Wild furbearer species	n	Hg mean $\pm$ sd <sup>1</sup>	Log liver Hg	Hg median <sup>1</sup>	Hg range <sup>1</sup>
<b>WILD MINK</b>					
W	19	5.27 $\pm$ 3.79	1.67 b <sup>2</sup>	4.41	1.19 - 15.0
M1	94	4.70 $\pm$ 5.31	1.53 b	3.26	0.42 - 44.1
M2	16	2.97 $\pm$ 1.29	1.33 b,c	2.72	0.99 - 5.41
M3	44	4.07 $\pm$ 3.76	1.47 b	3.25	0.38 - 24.1
N-R-Re	43	0.81 $\pm$ 1.09	0.49 a	0.42	0.07 - 6.16
Vc	39	3.23 $\pm$ 2.27	1.30 b,c	2.90	0.39 - 8.63
GW	18	1.71 $\pm$ 1.54	0.91 b,c	1.35	0.63 - 7.48
All regions	273	3.52 $\pm$ 4.02	1.28	2.62	0.07 - 44.1
<b>RIVER OTTER</b>					
W	32	5.20 $\pm$ 2.96	1.72 a	4.25	1.04 - 13.3
M1	39	3.38 $\pm$ 1.77	1.40 a	2.80	0.72 - 8.99
M2	8	3.15 $\pm$ 1.71	1.36 a	2.72	1.30 - 7.05
M3	20	3.46 $\pm$ 2.04	1.41 a	2.71	1.11 - 7.87
N-R-Re	17	2.94 $\pm$ 1.41	1.32 a	2.59	0.98 - 6.66
Vc	19	5.74 $\pm$ 7.40	1.55 a	2.76	0.94 - 29.8
All regions	135	4.09 $\pm$ 3.52		3.17	0.72 - 29.8

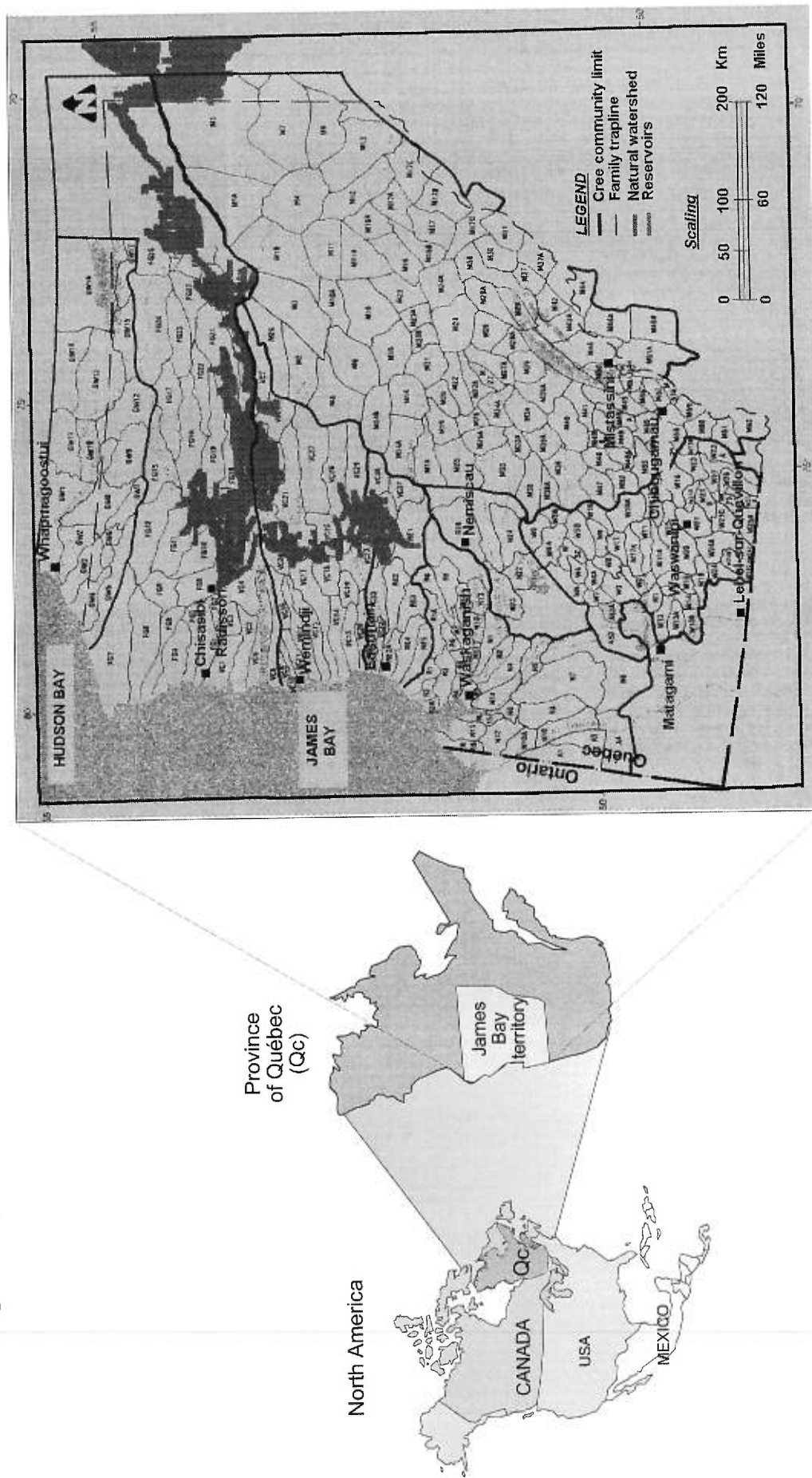
<sup>1</sup>  $\mu\text{g/g}$ , ww : microgram/gram, wet weight

<sup>2</sup> Log liver Hg with different letters were significantly different ( $p < 0.05$ )

Table 5. Main study (1994-95). Effects of variables region, age, sex and body mass on log liver mercury concentrations in wild mink and river otter.

<b>Variable</b>	<b>F value</b>	<b>DF</b>	<b>Probability (p)</b>
<b>WILD MINK</b>			
1. Region	20.37	6, 260	0.0001
2. Age	20.57	2, 260	0.0001
3. Sex	0.95	1, 260	0.33
4. Age*sex	1.41	2, 260	0.25
5. Body mass	1.80	1, 260	0.18
<b>RIVER OTTER</b>			
1. Region	2.23	5, 115	0.06
2. Age	0.37	6, 115	0.90
3. Sex	0.32	1, 115	0.57
4. Age*sex	0.28	6, 115	0.95
5. Body mass	0.18	1, 115	0.67

Fig.1. Map of the James Bay territory with Cree family traplines in relation with the North American continent



James Bay territory with Cree family traplines



Fig. 2. James Bay territory divided into geographical regions for wild mink and river otter mercury results

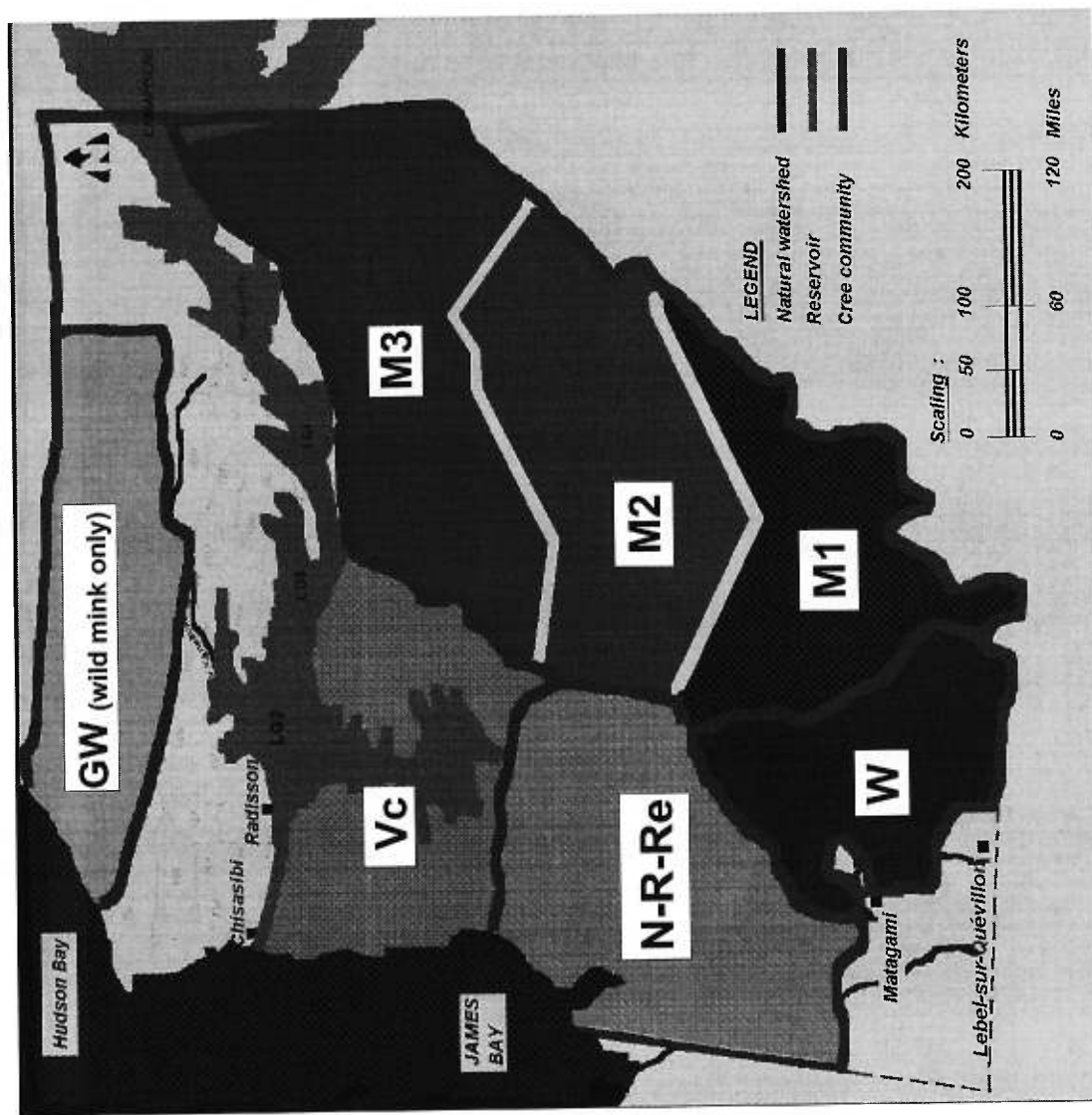


Fig.3. Main study (1994-95). Log liver mercury concentrations in wild mink and river otter as a function of trapping region (1=W, 2=M1, 3=M2, 4=M3, 5=N-R-Re, 6=Vc, 7=GW).

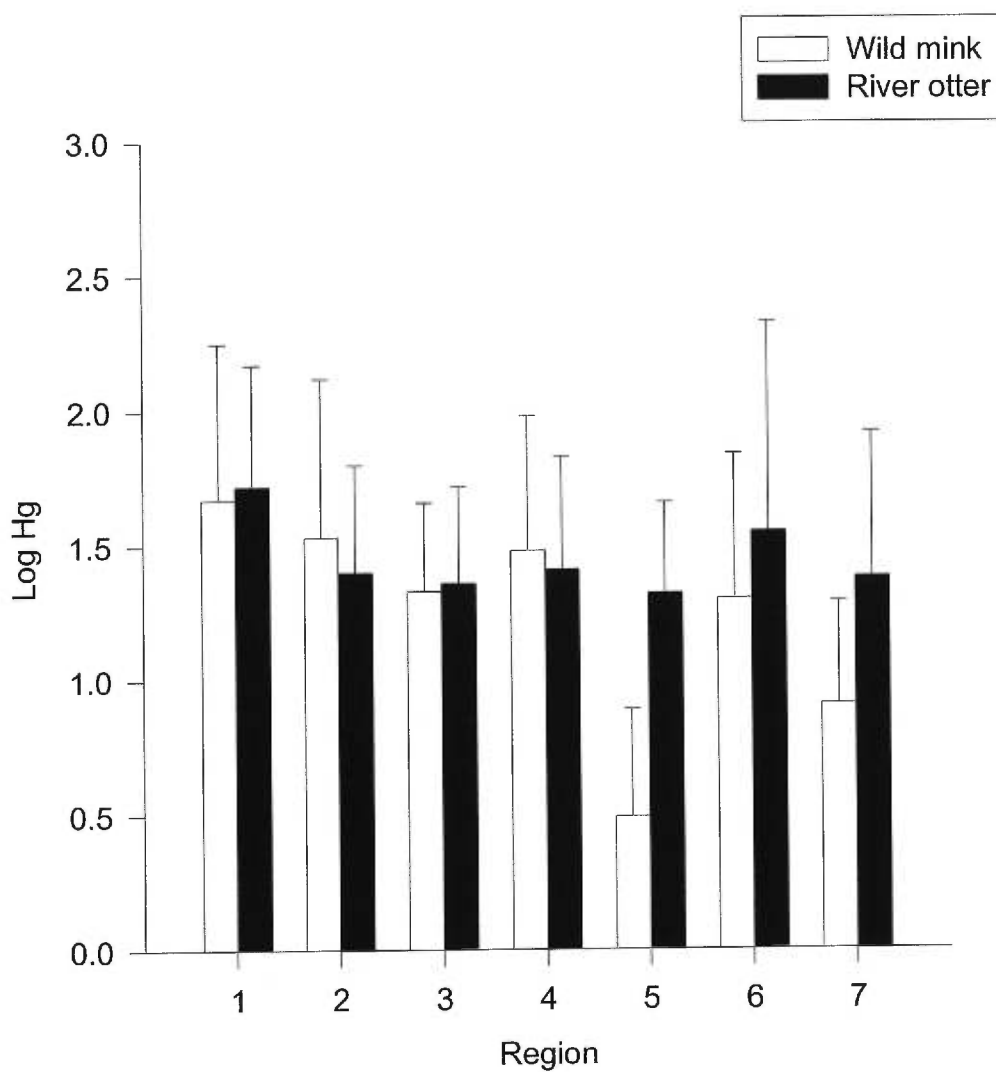


Fig.4. Main study (1994-95). Log liver mercury concentrations in wild mink and river otter as a function of age (years).

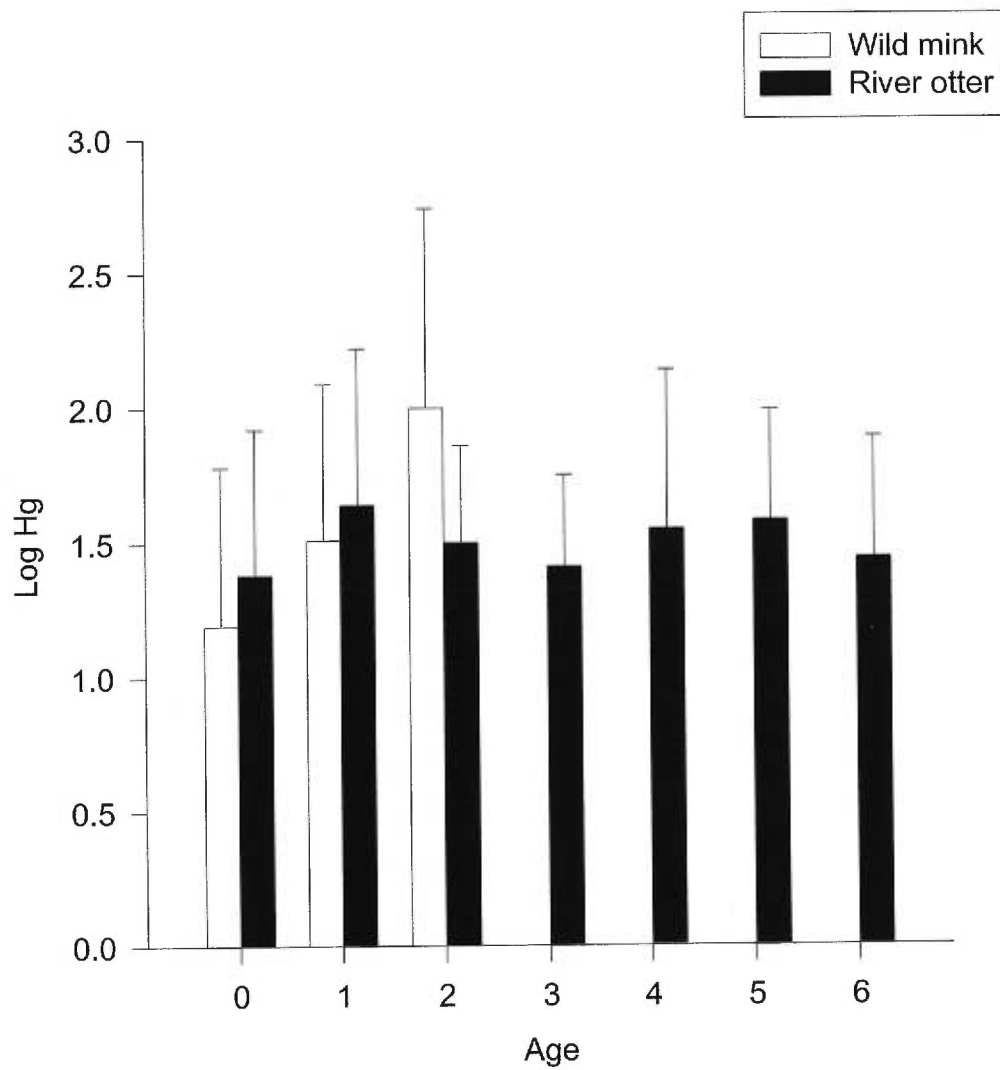
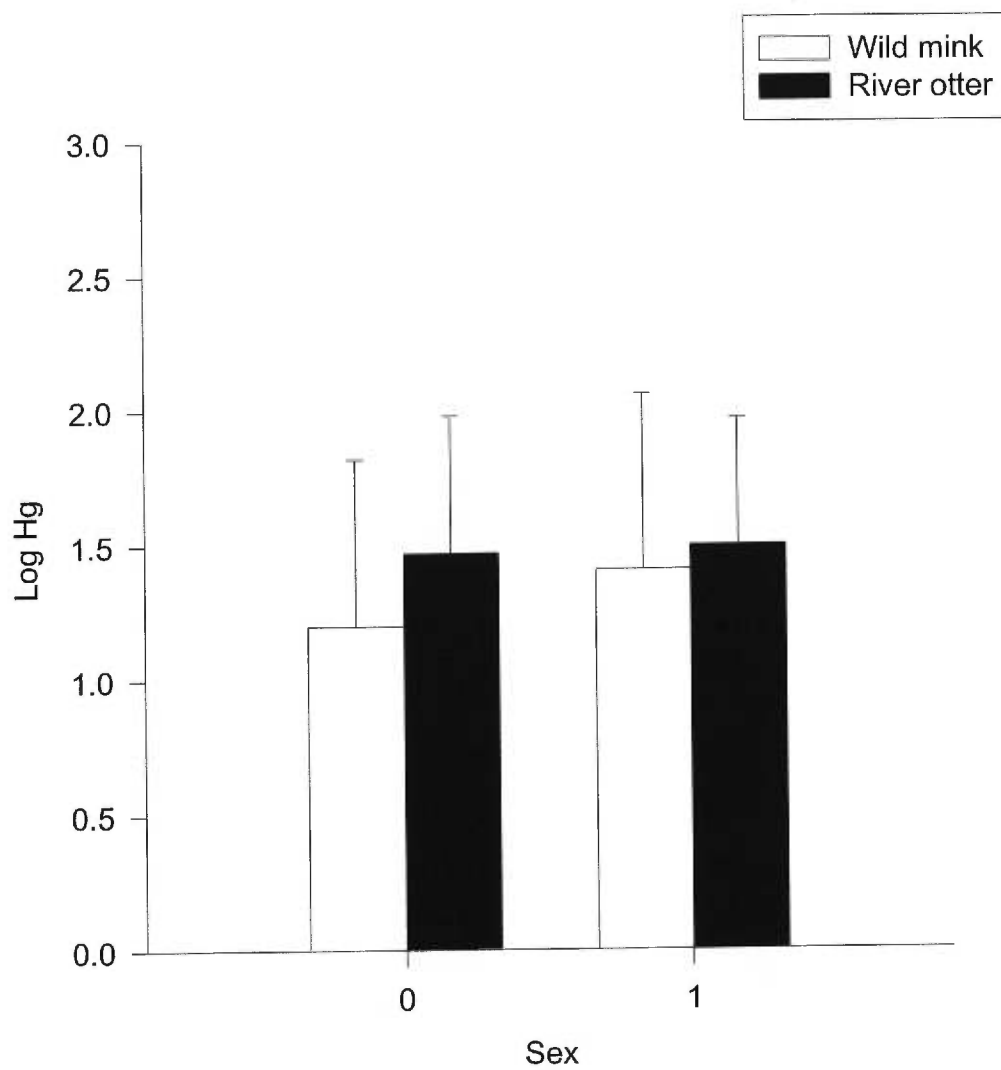


Fig.5. Main study (1994-95). Log liver mercury concentrations in wild mink and river otter as a function of sex (0=male, 1=female).



## IV. DISCUSSION GÉNÉRALE

Le but principal de l'étude était de dresser un tableau général des niveaux de Hg des visons et des loutres trappés sur le territoire de la Baie James en fonction de la région de trappe, de l'âge des individus, de leur sexe et de leur masse corporelle. Ensuite, les moyennes de Hg total de chaque région étaient comparées entre elles afin de vérifier la variation spatiale du Hg en relation à la présence de réservoirs hydroélectriques et/ou la présence de pollution (industrielle, atmosphérique et pression humaine).

Lors de l'étude pilote, les analyses de différents organes/tissus ont montré une grande variation des concentrations de Hg total. La fourrure, qui a présenté les moyennes de Hg total les plus élevées, pourrait servir à établir la charge corporelle de Hg des individus, comme Desgranges et coll. (1994) ont suggéré pour les plumes d'oiseaux ou encore Dumont (1996) pour les cheveux humains. Mais les animaux à fourrure possèdent plusieurs sortes de poils qui concentrent différemment le Hg. De plus, les deux mues par année laissent des poils avec une accumulation mercurielle limitée seulement aux dernières semaines (Born et coll., 1991). Le foie est l'organe interne qui a obtenu les plus hautes moyennes de Hg total car il concentre les substances exogènes de l'organisme à cause, entre autres, de la circulation entérohépatique. Le rein avait des moyennes de Hg total intermédiaires; bien qu'il élimine en partie les molécules de Hg inorganique, il accumule le Hg total dans les tissus rénaux. Le muscle ne semble pas concentrer de façon importante le Hg total car il a montré des moyennes plus faibles. Le cerveau a présenté les moyennes les plus faibles, bien que le Hg puisse causer d'importants problèmes d'ordre neurologique (Clarkson, 1994; Osweiler et coll., 1985). Un tel gradient de concentration du Hg total entre les différents organes/tissus a déjà été rapporté dans d'autres études (Wren et coll., 1986; Sheffy et St-Amant, 1982).

Le Hg organique mesuré dans les différents organes des visons et des loutres a lui aussi présenté des variations importantes comme l'ont déjà démontré plusieurs études (Clarkson, 1994; Hydro-Québec, 1993a; Wren et coll., 1980; National Research Council of Canada, 1979; Friberg et Vostal, 1972). Le rapport Hg organique/Hg total semble varier selon des facteurs comme l'espèce, l'exposition au Hg, l'organe/tissu analysé et l'âge de l'individu (Lasorsa et Allen-Gil, 1995). Ce rapport pourrait être plus faible (moins de Hg

organique et plus de Hg inorganique) chez certains mammifères piscivores, comme les mammifères marins et les loutres, espèces qui semblent avoir développées un mécanisme de détoxification contre le Hg (Handbook of ecotoxicology, 1994; Joiris et coll., 1991).

Lors de l'étude principale, le foie fut désigné comme l'organe de référence pour estimer les niveaux de Hg des visons et des loutres. De nombreuses études se réfèrent au foie permettant ainsi une comparaison des résultats de Hg. Toutefois, plusieurs facteurs peuvent influencer les résultats (échantillonnage, méthode d'analyse, l'âge, le sexe de l'individu et la région d'où il provient) et doivent être pris en ligne de compte. Une étude en particulier (Poole et coll., 1995) a été retenue car elle fut réalisée sur des visons provenant d'une région similaire à la nôtre (Territoires du Nord-Ouest canadien) et pendant la même période de temps (1991 à 1993). Les visons de notre étude ont montré des moyennes de Hg hépatique plus élevées que celles rapportées par Poole et coll. (1995). Aussi, par rapport à la plupart des autres études faites en Amérique du Nord sur les visons et les loutres, nous avons rapporté des moyennes de Hg plus élevées (Foley et coll., 1988; Wren et coll., 1986; Wren, 1984a, 1984b; Kucera, 1983; Sheffy et St-Amant, 1982; O'Connor et Nielsen, 1981; Wren et coll., 1980; Wobeser et Swift, 1976; Wobeser et coll., 1976a, 1976b) à l'exception de deux études. Hydro-Québec (1993a) a rapporté des moyennes de Hg hépatique de vison plus élevées que nous mais échantillonnage était très réduit ( $n = 5$ ) et les animaux provenaient d'une seule région (GW). Manitoba Summary Report (1987) a aussi rapporté des moyennes plus élevées mais les résultats ont été présentés en termes de matière sèche plutôt qu'en poids vif, ce qui pourrait influencer les résultats bruts à la hausse.

Chez le vison, les niveaux de Hg ont augmenté avec l'âge: plus un vison vieillissait, plus il avait un log de Hg hépatique élevé. Cet effet de l'âge a aussi été rapporté chez des visons semi-domestiques exposés à des doses quotidiennes de Hg *per os* via leur diète contenant des poissons pêchés dans les réservoirs du Complexe Robert-Bourassa (Bélanger et Larivière, 1997) et chez les poissons (Schetagne, 1996; Tremblay et coll., 1995; Brouard et coll., 1994; Verdon, 1990). Chez la loutre, l'âge n'a eu aucune influence.

Chez les visons et les loutres, les mâles comme les femelles ont présenté des moyennes hépatiques statistiquement semblables, quoique les

femelles semblaient avoir un niveau de Hg plus élevé que les mâles. La littérature elle-même est controversée sur ce point et plusieurs études ne montrent aucun effet (Poole et coll., 1995; Wren et coll., 1986; Norheim et coll., 1984) alors que d'autres trouvent une différence plus élevée chez les femelles (Wren et coll., 1987a, 1987b; Kucera, 1983) ou chez les mâles (O'Connor et Nielsen, 1981).

La masse corporelle n'a pas semblé jouer un rôle dans l'accumulation du Hg, ni pour les visons, ni pour les loutres.

Pour les visons, la région a eu un effet significatif sur les moyennes de Hg mais aucune tendance géographique ou géologique n'a pu être décelée, nonobstant une plus forte contamination dans les régions du sud. La région N-R-Re, localisée au sud-ouest près de la côte a démontré les log de Hg les plus faibles. Sa géologie différente (zone d'argile marine) et les courants d'air dominants (du sud au nord et de l'ouest vers l'est) pourraient expliquer ces faibles résultats. Les régions M2, Vc et GW, avec leurs niveaux de Hg intermédiaires, ont démontré des log de Hg semblables entre eux malgré la différence de géologie et de latitude. La région Vc, adjacente à N-R-Re, est la région qui possède le plus de réservoirs hydroélectriques, ce qui peut contribuer à augmenter localement les niveaux de Hg. Pour les loutres, aucune région n'a eu d'influence sur les log de Hg, même si les deux régions les plus au sud (W, M1) semblaient plus contaminées. Il est fort probable que la taille de l'échantillon chez les loutres, nettement plus faible que celle des visons, était insuffisante pour conclure que la région n'influencerait pas les niveaux de Hg.

Sur le territoire de la Baie James, les multiples paliers de la chaîne alimentaire (air, eau, sol, végétation, benthos, poissons, oiseaux, mammifères terrestres et marins) des réservoirs hydroélectriques ont presque toujours montré des concentrations de Hg plus élevées que ceux des milieux naturels (Schetagne, 1996; Langlois et coll., 1995; Desgranges et coll., 1994; Hydro-Québec, 1993a; Lucotte et coll., 1992; Verdon et coll., 1991; Brouard et coll., 1990; Roy, 1990; Schetagne, 1990; Tessier, 1990; Verdon, 1990; Messier et Roy, 1987; Penn, 1978). Suite à la création des réservoirs, le Hg inorganique déjà présent sur place et transformé en Hg organique a probablement été la cause de l'augmentation du Hg dans toute la chaîne alimentaire. Par contre, notre étude a montré que les visons de la région Vc, qui possède la majeure

partie des aménagements hydroélectriques, avaient des niveaux de Hg intermédiaires. Il est à noter que les Mustélidés piscivores semblent privilégier les habitats localisés près des cours d'eau naturels plutôt que ceux près des grandes étendues d'eau que sont les réservoirs. Leurs proies provenant des milieux naturels pourraient alors avoir des concentrations de Hg inférieures, expliquant partiellement nos résultats. Dans le bassin NBR, ne possédant aucun réservoir hydroélectrique, Langlois et coll. (1995) ont montré que les niveaux de Hg des grands brochets subissaient aussi une légère variation spatiale (plus contaminés près des régions W et M1, et moins contaminés près de N-R-Re). Penn (1978) a également trouvé une variation spatiale des niveaux de Hg des poissons provenant du bassin NBR et du Complexe Robert-Bourassa (plus contaminés près de W et M1, et niveaux plus bas près de M2 et M3). Desgranges et coll. (1994) n'ont pas trouvé de tendance latitudinale du Hg chez de jeunes balbuzards pêcheurs nichant près des réservoirs ou près de cours d'eau naturels.

Dumont (1996) et Lockhart (1992) ont rapporté que chez la population Crie, les individus qui avaient les plus hauts niveaux étaient ceux de la région GW, suivis d'assez près par les régions du sud (W et M1) pour finir avec les plus faibles concentrations dans la région N-R-Re. Ces résultats répètent le patron observé chez les visons, même si on peut difficilement comparer des Mustélidés et des humains. Le Hg et ses moindres variations continuent d'être analysés régulièrement dans le sang et les cheveux de la population Crie, surtout chez les individus à hauts risques (femmes enceintes, trappeurs, pêcheurs) (Airey, 1983). Les Cris ont été informés de diminuer leur consommation de poissons afin de réduire leur exposition chronique au Hg, mais il est illusoire de croire qu'ils puissent abandonner la pêche. Cette activité fait partie intégrante de leur culture, de leur vie sociale, de leur tradition et représente une valeur économique incontournable (Dumont, 1995).

Dans notre étude, la différence dans la géologie du territoire de la Baie James n'a pas semblé influencer les niveaux de Hg des visons et des loutres. Le Bouclier canadien et les deux zones d'exception géologiques, la zone d'argile marine et la zone Mistassini, avaient des résultats statistiquement semblables. Par ailleurs, il est difficile d'établir avec exactitude les limites géographiques de ces zones et d'autant plus de connaître la provenance de certains animaux car certains terrains de trappe chevauchent deux zones



(Lucotte et coll., 1995; Louchouart et coll., 1993; Mondoux, 1980; Magnin, 1977).

La pollution locale industrielle est l'un des facteurs de contamination qui pourrait expliquer partiellement les variations de Hg de nos deux espèces. Cette pollution sur le territoire était assez élevée, surtout dans les années '70 et '80, à cause des usines de pâte et papier qui ont largement déversé leurs eaux usées dans le sud-est du bassin NBR (Langlois et coll., 1995; Couillard, 1980; Weber, 1980). Aussi la proximité des régions minières fort actives de l'Abitibi et du Lac-St-Jean permet, encore de nos jours, aux molécules mercurielles d'être véhiculées par les vents dominants nord-est (Couillard, 1980; Weber, 1980; Barbeau et coll., 1976). Le transport atmosphérique local, régional et surtout celui de la haute atmosphère, véhiculent les molécules du sud-ouest vers le nord-est, sur des milliers de kilomètres (Tremblay et coll., 1993). Il apporte sur le territoire des complexes contenant du Hg provenant de la région des Grands Lacs et des grandes villes du sud. Ce transport atmosphérique participe largement au dépôt de Hg anthropique dans les régions nordiques (Louchouart et coll., 1993; Tremblay et coll., 1993). De cette pollution, il en résulte des dépôts acides (pluie ou air) en quantité élevée près des usines et des villes qui amplifient la concentration de Hg. De plus, la pression humaine cause une pollution anthropique, surtout dans le sud du territoire (W, M1) qui contient près du tiers de la population Crie (Dumont, 1995; Fraser, 1995; Barbeau et coll., 1976).

La forêt boréale subit une déforestation massive par les compagnies de bois et de pâte et papier. Les conséquences sont nombreuses et majeures car elles font fuir les animaux de leur habitat, provoquent un lessivage des sols dans les cours d'eau, ce qui augmente du même coup la présence de Hg dans le système aquatique et dévastent les terrains familiaux des Crie (Desjardins et Monderie, 1999).

Les études de terrain sont d'une importance capitale pour les études toxicologiques qui doivent composer avec plusieurs facteurs environnementaux (habitat des animaux, minéralogie changeante, concentrations des polluants, développements miniers, urbains et apports anthropiques). Toutefois, l'échantillonnage ne peut pas toujours être parfaitement contrôlé. Les études effectuées en ferme ou en laboratoire permettent de mesurer des paramètres bien particuliers mais ne reflètent pas

toujours de façon précise les multiples facettes du monde extérieur animal et végétal. Lors de notre étude, deux sources de biais ont été identifiées. La première se rapporte à la méthodologie employée pour la récolte des animaux qui ne permet pas un échantillonnage aléatoire. Les différents systèmes de trappe capturent certains animaux plus que d'autres en fonction de leur expérience (les jeunes sont plus piégés que les plus vieux), des conditions de reproduction (si mauvaises, le nombre de femelles trappées augmentent), des conditions saisonnières (hiver rigoureux) et de la pression de trappe de la part des trappeurs. La seconde source se rapporte à un échantillonnage biaisé des carcasses lors de notre étude pilote (1993-94). Une sélection des animaux les plus âgés était effectuée par les trappeurs, ce qui a pu avoir une répercussion sur nos moyennes de Hg. Suite à des pourparlers avec les trappeurs Cris, cette sélection post-cueillette a été plus aléatoire par rapport à l'âge l'année suivante (1994-95). Mais sur une année complète de trappe, les sources de biais sont probablement amoindries.

Les animaux indicateurs de pollution pour les études environnementales comprennent incontestablement le vison et la loutre car ils sont sensibles aux polluants et ils sont présents partout en Amérique du Nord (Mierle, 1995; Calabrese et coll., 1992). Mais ces études dites de terrain avec des animaux de la faune sont difficiles à interpréter en raison du rôle important de plusieurs facteurs dans la détermination des concentrations de Hg.

## V. CONCLUSION GÉNÉRALE

Le but principal de l'étude était de dresser un tableau général des niveaux de Hg des visons et des loutres trappés sur le territoire de la Baie James en fonction de facteurs biologiques (région de trappe, âge, sexe et masse corporelle) pour ensuite comparer les moyennes de Hg entre les régions.

Les moyennes de Hg total dans le foie des visons et des loutres du territoire de la Baie James étaient plus élevées que dans la plupart des études de terrain effectuées en Amérique du nord, bien qu'il soit difficile de comparer ces études entre elles. Chez le vison, les concentrations de Hg ont été influencées par deux variables, soit l'âge et la région. En vieillissant, les visons ont accumulé plus de Hg. De plus, les moyennes de Hg total ont varié entre les régions. Géographiquement, les régions ont été comparées les unes par rapport aux autres et certaines ont montré des niveaux logarithmiques de Hg hépatique élevés (W, M1, M3), intermédiaires (M2, Vc, GW) ou faibles (N-R-Re). Aucun gradient selon la géologie n'a été mis à jour. Chez la loutre, aucune variable n'a été statistiquement associée aux niveaux logarithmiques de Hg hépatique, même si les régions du sud (W, M1) tendaient vers des niveaux plus élevés. La taille de l'échantillon était moindre chez les loutres et la définition d'une région a été déterminée par rapport aux communautés Cries et non aux cours d'eau. Dans les deux modèles, l'effet du sexe des individus n'était pas statistiquement significatif; toutefois, les femelles tendaient vers des niveaux logarithmiques de Hg hépatique plus élevés que ceux des mâles. Chez les deux espèces, ni la masse corporelle, ni l'interaction entre l'âge et le sexe n'ont semblé influencer les niveaux de Hg.

L'accumulation de Hg corporel des animaux semble influencée par de nombreux facteurs (âge, sexe, masse corporelle, diète, etc.), mais la région est un facteur qui joue un rôle prépondérant. Il est difficile de savoir qui, de la remobilisation de Hg déjà présent sur place (réservoirs) ou de la pollution (industrielle, atmosphérique, anthropique) jumelée aux autres polluants, a la plus grande influence sur l'augmentation environnementale du Hg. Par contre, nous savons que si la charge environnementale du Hg augmente, toute la flore et la faune présente subira elle aussi une charge corporelle de Hg à la hausse.

Les animaux-sentinelles, comprenant les visons et les loutres risquent dans le futur d'intéresser de plus en plus les chercheurs pour les études environnementales. Ce sont des animaux qui ont une bonne répartition géographique, sont faciles à trapper, reflètent bien leur environnement immédiat (territoire restreint et sensibilité au Hg ainsi qu'aux autres polluants), ont des diètes semblables à celle de l'humain et, de plus, l'élevage de visons semi-domestiques permet des études de laboratoire en parallèle avec celles de terrain.

## VI. BIBLIOGRAPHIE

- Abernathy AR, Cumbie PM (1977) Mercury accumulation by largemouth bass (*Micropterus salmoides*) in recently impounded reservoirs. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 17:595-602
- Airey D (1983) Total mercury concentrations in human hair from 13 countries in relation to fish consumption and location. *The Science of the Total Environment* 31:157-180
- Andren AW, Nriagu JO (1979) The global cycle of mercury. In: *The Biogeochemistry of Mercury in the Environment*. Biomedical Press (ed) Elsevier, North-Holland 3:1-21
- Annuaire hydrologique, Répertoire hydrométrique (niveaux et débits) en 1973 (1975) Ministère des Richesses Naturelles, Service de l'Hydrométrie, Direction générale des Eaux, Gouvernement du Québec, Québec A.H.-14, H.P.-34
- Aulerich RJ, Bleavins MR (1982) Potential of mink as an animal model in testing in area of toxicology. *Fur Rancher Blue Book of Fur Farming* 30-31
- Aulerich RJ, Ringer RK, Iwamoto S (1974) Effects of dietary mercury on mink. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 2:43-51
- Barbeau A, Nantel A, Dorlot F (1976) Étude sur les effets médicaux et toxicologiques du mercure organique dans le nord-ouest québécois. Ministère des Affaires sociales du Québec. Éditeur officiel du Québec, p 278
- Beaudin L, Quintin M (1995) Mammifères terrestres du Québec, de l'Ontario et des Maritimes. Édition Michel Quintin, p 234
- Beijer K, Jernelov A (1979) Methylation of mercury in aquatic environments. In: *The Biogeochemistry of Mercury in the Environment* 3:203-210

- Bélangier D, Larivière N (1997) Évolution des concentrations de mercure chez des visons semi-domestiques nourris avec des poissons contaminés au mercure provenant de réservoirs hydroélectriques. Rapport conjoint Faculté de Médecine Vétérinaire-Hydro-Québec-Ministère de l'Environnement et de la Faune. Denise Bélangier, FVM, St-Hyacinthe, Québec, Canada
- Bhatnagar MK, Vrablic OE, Yamashiro S (1982) Ultrastructural alterations of the liver of Pekin ducks fed methyl mercury-containing diets. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 10:981-1003
- Bodaly RA, Hecky RE (1979) Post-impoundment increases in fish mercury levels in the Southern Indian Lake reservoir. Manuscript Report 1531. Western Region Fisheries and Marine Service, Department of Fisheries and the Environment, Winnipeg, Manitoba, p 15
- Bodaly RA, Johnston TA (1992) The mercury problem in hydroelectric reservoirs with predictions of mercury burdens in fish in the proposed Grande Baleine Complex, Québec. In: *Hydro-Electric Development, Environmental Impacts* 3:1-15
- Bodaly RA, Hecky RE, Fudge RJP (1984) Increases in fish mercury levels in lakes flooded by the Churchill River diversion, northern Manitoba. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41:682-691
- Born EW, Renzoni A, Dietz R (1991) Total mercury in hair of polar bears (*Ursus maritimus*) from Greenland and Svalbard. *Polar Res* 9:113-120
- Brosset C (1981) The mercury cycle. *Water, Air and Soil Pollution* 16:253-255
- Brosset C, Lord E (1991) Mercury in precipitation and ambient air - A new scenario. *Water, Air and Soil Pollution* 56:493-506

- Brouard D, Demers C, Lalumière R, Schetagne R, Verdon R (1990) Évaluation des teneurs en mercure des poissons du Complexe hydroélectrique La Grande, Québec (1978-1989). Rapport synthèse, Rapport conjoint. Vice-Présidente Environnement, Hydro-Québec et Groupe Environnement Shooner inc., p 100 et annexes
- Brouard D, Doyon JF, Schetagne R (1994) Amplification of mercury concentrations in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) downstream from the La Grande 2 reservoir, James Bay, Québec. In: Mercury pollution, Integration and synthesis. Watras and Huckabee (ed) Lewis, p 714
- Bruce WJ, Spencer KD (1979) Mercury levels in Labrador fish, 1977-78. Canadian Industry Report of Fisheries and Aquatic Sciences, no 111. Government of Canada, Fisheries and Oceans (ed) St-John's, Newfoundland, p 12
- Bull KR, Roberts RD, Inskip MJ, Goodman GT (1977) Mercury concentrations in soil, grass, earthworms and small mammals near an industrial emission source. Environ. Pollut. 12:135-140
- Burt WH, Grossenheider RP (1992) Les mammifères de l'Amérique du nord (éd) Broquet, p 355
- Calabrese EJ, Aulerich RJ, Padgett GA (1992) Mink as a predictive model in toxicology. Drug Metabolism Reviews 24:559-578
- Casarett, Doull's (1986) Toxicology: The basic science of poisons. (ed) McGraw-Hill inc., Fourth edition, p 1055
- Clarkson TW (1994) The toxicology of mercury and its compounds. In: Mercury pollution: Integration and synthesis, Watras and Huckabee (ed) Lewis, p 714
- Couillard M (1980) Contamination de l'environnement par l'usine de chlore alcali CIL. Québec (Province), BEST 5 et 6

- Dansereau M, Larivière N, DuTremblay D, Bélanger D (1999) Reproductive performance of two generations of female semi-domesticated mink fed diets containing organic mercury contaminated freshwater fish. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 36:221-226
- Delisle A (1976) Le mercure au nord-ouest québécois, Aspects environnementaux. Comité interministériel sur le mercure, p 227
- Desai-Greenaway P, Price IM (1976) Mercury in Canadian fish wildlife used in food for native peoples. Canadian Wildlife Service Report. Toxic Chem. Division no 35
- Desgranges J-L, Rodrigue J, Tardif B, Laperle M (1994) Exposition au mercure de balbuzards nichant sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson. Série de rapports techniques no 220, Service canadien de la faune, Environnement Canada, p 151
- Desjardins R, Monderie R (1999) Erreur boréale. Documentaire. Office Nationale du Film (Québec, Canada)
- Dumont C (1996) Recent mercury exposure among James Bay Crees and James Bay Agreement from a health prospective. Annexe 9, Atelier mercure, Comité de la Baie James sur le mercure, Hydro-Québec, 17 et 18 mars 1996, Montréal, Québec, p 21
- Dumont C (1995) Mercury and health: the James Bay Cree experience. Canadian mercury network workshop: web site, p 4
- Eagle TC, Whitman JS (1987) Mink: Chap. 46. In: *Wild Furbearer Management and Conservation in North America*. (ed) Ontario Trappers Association, North Bay 615-624
- Edner H, Svanberg S (1991) Lidar measurements of atmospheric mercury. *Water, Air and Soil Pollution* 56:131-139



- Ensor KL, Helwig DD, Wemmer LC (1992) Mercury and lead in Minnesota common loons (*Gavina immer*). Minnesota Pollution Control Agency, Water Quality Division, Assessment and Planning Section, p 32 pages
- Foley RE, Jackling SJ, Sloan RJ, Brown MK (1988) Organochlorine and mercury residues in wild mink and otter: comparison with fish. *Environmental Toxicology and Chemistry* 7:363-374
- Fraser R (1995) Baie James, le guide touristique. (éd) VLB, p 207
- Friberg L., Vostal D (1972) Mercury in the environment: an epidemiological and toxicological appraisal. CRC Press, p 955
- Gerell R (1967) Food selection in relation to habitat in mink (*Mustela vison*) in Sweden. *Oikos* 18:233-246
- Gilbert FF, Nancekivell EG (1982) Food habits of mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra canadensis*) in northeastern Alberta. *Can. J. Zool* 60:1282-1288
- Grosser JR, Hagelgans V, Hentschel T, Priester M (1994) Heavy-metals in stream sediments: a gold-mining area near Los Andes, Southern Colombia S.A. *Ambio* 23:146-149
- Handbook of ecotoxicology (1994) (ed) Peter Calow, Blackwell Scientific Publications, 2:119-121
- Heaton SN, Bursian SJ, Giesy JP, Tillitt DE, Render JA, Jones PD, Verbrugge DA, Kubiak TJ, Aulerich RJ (1995) Dietary exposure of mink to carp from Saginaw Bay, Michigan. 1) Effects on reproduction and survival and potential risks to wild mink populations. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 28:334-343

- Hoffman DJ, Rattner BA, Burton GAJr, Cairns Jjr (1995) Handbook of ecotoxicology, p 755
- Hornshaw TC, Aulerich RJ (1981) Can Great Lakes fish again be fed safely to mink ? Fur Rancher Blue Book of Fur Farming 48-49
- Hutton M (1987) Human health concerns of lead, mercury, cadmium and arsenic. Chapter 6. In: Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment. (ed) Hutchinson and Meema, p 53-68
- Hydro-Québec (1994) La contamination du milieu et des ressources fauniques de la zone d'étude du Complexe Nottaway-Broadback-Rupert. Synthèse des résultats et recueil des données. Vice-Présidence Environnement. Somer, Montréal
- Hydro-Québec (1993a) Complexe Grande-Baleine, Rapport d'Avant-Projet: Partie 2. Tomes 1 à 10
- Hydro-Québec (1993b) Faune ichtyenne. Mercure, vol. 5, Complexe Nottaway-Broadback-Rupert. Vice-Présidence Environnement. Consortium Groupe de Recherche SÉEEQ Itée et Environnement Illimité inc., Montréal
- Iverfeldt A (1991) Occurrence and turnover of atmospheric mercury over Nordic countries. Water, Air and Soil Pollution 56:251-265
- Jensen S, Jernelov A (1969) Biological methylation of mercury in aquatic organisms. Nature 223:753-754
- Jernelov A (1970) Release of methyl mercury from sediments with layers containing inorganic mercury at different depths. Limnology and Oceanography 15:958-960
- Jernelov A, Johansson AH, Sorensen L, Svenson A (1976) Methylmercury degradation in mink. Toxicology 6:315-321

- Joiris CR, Holsbeek L, Bouquegneau JM, Bossicart M (1991) Mercury contamination of the harbour porpoise *Phocoena phocoena* and other cetaceans from the North Sea and the Kattegat. *Water, Air and Soil* 56: 283-293
- Kelly CA, Rudd JWM, St-Louis VL, Heyes A (1995) Is total mercury concentration a good predictor of methyl mercury concentration in aquatic systems. *Water, Air and Soil Pollution* 80: 715-724
- Knight LA, Herring J (1972) Total mercury in largemouth bass (*Micropterus salmoides*) in Ross Barnett reservoir, Mississippi - 1970 and 1971. *Pesticides Monitoring Journal* 6:103-106
- Kucera E (1983) Mink and otter as indicators of mercury in Manitoba waters. *Can. J. Zool* 61:2250-2256
- Lasorsa B, Allen-Gil S (1995) The methylmercury to total mercury ratio in selected marine, freshwater and terrestrial organisms. *Water, Air and Soil Pollution* 80: 905-913
- Lockhart W (1992) Les contaminants dans l'environnement marin du Nunavik. *Collection Nordicana*, no 56. Société Makivik.
- Louchouart P, Lucotte M, Mucci A, Pichet P (1993) Geochemistry of mercury in two hydroelectric reservoirs in Quebec, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50:269-281
- Lucotte M, Ferland P, Fortin B, Grondin A, Hillaire-Marcel C, Louchouart P, Mucci A, Pichet P (1992) Transport atmosphérique à longue distance du mercure et du plomb dans les sédiments lacustres du Québec. *Bull. Aquat* 18:53-56
- Lucotte M, Mucci A, Hillaire-Marcel C, Pichet P, Grondin A (1995) Anthropogenic mercury enrichment in remote lakes of northern Québec (Canada). *Water, Air and Soil Pollution* 80:467-476

- Magnin E (1977) *Écologie des eaux douces du Territoire de la Baie James*. Société d'Énergie de la Baie James
- Manitoba Summary Report (1987) Canada-Manitoba agreement on the study and monitoring of mercury in the Churchill river diversion, Canada, p 77
- Maserti BE, Ferrara R (1991) Mercury in plants, soil and atmosphere near a chlor-alkali complex. *Water, Air and Pollution* 56:15-20
- Mason CF, Last NI, Macdonald SM (1986) Mercury, cadmium and lead in British otters. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 37:844-849
- Matson G, Matson J (1995) Matson's laboratory. Fall report no 14, p 8
- Meili M (1991) The coupling of mercury and organic matter in the biogeochemical cycle - Towards a mechanistic model for the boreal forest zone. *Water, Air and Soil Pollution* 56:333-347
- Melquist WE, Dronkert AE (1987) River Otter. Chapter 47. *Wild Furbearer Management and Conservation in North America*. (ed) Ontario Trappers Association, North Bay, 627-641
- Messier D, Roy D (1987) Concentrations en mercure chez les poissons au Complexe hydroélectrique de La Grande Rivière (Québec). *Naturaliste Canadien* 114:357-368
- Mierle G (1995) Development of methods and techniques for field evaluation of mink (*Mustela vison*) as a biosentinel mammal for assessing the impacts of multiple environmental stressors in the Great Lakes basin. Ministry of Environment and Energy of Ontario. Aquatic Science Section. Dorset Research Center, p 26

- Mondoux JM (1980) La problématique de la cartographie du mercure d'origine naturelle, Québec (Province), BEST 2
- Moutou F (1993) Les animaux sauvages sentinelles de la pollution. Le Point Vétérinaire 24:667-672
- Norheim G, Silvertsen T, Brevik EM, Frosli A (1984) Mercury and selenium in wild mink from Norway. Nord. Vetarinaemed. 36: 43-48
- Nriagu JO (1994a) Mercury in Brazil. Nature 369:613-614
- Nriagu JO (1994b) Mercury pollution from the past mining of gold and silver in the Americas. The Science of the Total Environment 149:167-181
- Nriagu JO (1989) A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. Nature 338:47-49
- Nriagu JO (1979) Production and uses of mercury. Chap.2. The Biogeochemistry of Mercury in the Environment 3:23-40
- O'Brien DJ, Kaneene JB, Poppenga RH (1993) The use of mammals as sentinels for human exposure to toxic contaminants in the environment. Environmental Health Perspectives 99:351-368
- O'Connor DJ, Nielsen SW (1981) Environmental survey of methylmercury levels in wild mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra canadensis*) from the northeastern United States and experimental pathology of methylmercurialism in the otter. Worldwide furbearers conference proceedings. (ed) Chapman and Pursley, 1728-1745
- Osweller GD, Carson TL, Buck WB, Van Gelder GA (1985) Clinical and diagnostic veterinary toxicology. Kendall/Hunt Publishing Company, Iowa, 121-131

- Ouellet M, Jones HG (1982) Évidence paléolimnologique de transport atmosphérique longue portée de polluants acidifiants et de métaux traces. *Eau du Québec* 15:356-368
- PESCOF (1989) Piégeage et gestion des animaux à fourrure. Programme d'Éducation en Sécurité et en Conservation de la Faune. Association provinciale des Trappeurs Indépendants et Ministère du Loisir, Chasse et Pêche, Gouvernement du Québec, Bibliothèque nationale du Québec, ISBN: 2-550-19350-4
- Parkman H, Östlund P, Samuelsson MO, Iverfeldt A (1994) Methylmercury in a permanently stratified fjord. In: *Mercury pollution: Integration and synthesis*. Watras and Huckabee. (ed) Lewis, p 714
- Penn AF (1978) The distribution of mercury, selenium and certain heavy metals in major fish species from northern Québec. Report on the screening program for mercury in fish: Mistassini and Waswanipi regions, North-western Québec. Fisheries and Environment Canada. The Grand council of the Crees of Québec
- Piérard J (1983) Mammalogie, mammifères du Québec. (éd) Marcel Broquet, p 255
- Poole KG, Elkin BT, Bethke RW (1995) Environmental contaminants in wild mink in the Northwest Territories, Canada. *The Science of the Total Environment* 160/161:473-486
- Potter L, Kidd D, Standiford D (1975) Mercury levels in Lake Powell - Bioamplification of mercury in man-made desert reservoir. *Environmental Science and Technology* 9:41-46
- Richardson M, Egyed M, Currie DJ (1995a) Human exposure to mercury may decrease as acidic deposition increases. *Water, Air and Soil Pollution* 80: 31-39

- Richardson M, Mitchell M, Coad S, Raphael R (1995b) Exposure to mercury in Canada: a multimedia analysis. *Water, Air and Soil Pollution* 80: 21-30
- Roy D (1990) Concentration en mercure des salmonidés de la région de l'embouchure de la Grande Rivière. Dans: *Effets des aménagements hydroélectriques sur le milieu*. Collection environnement et géologie, Société canadienne des biologistes de l'Environnement, Delisle CE, Bouchard MA, Montréal, 93-117
- Rybak M, Rybak I, Scruton DA (1989) The impact of atmospheric deposition on the aquatic ecosystem with special emphasis on lake productivity, Newfoundland, Canada. *Hydrobiologia* 179:1-16
- SEBJ (1978) *Connaissance du milieu des territoires de la Baie James et du Nouveau-Québec*. Société d'Énergie de la Baie James. Service Environnement
- Schetagne R (1996) Suivi du mercure dans les poissons au Complexe La Grande (1978-1994). Annexe 14. Comité de la Baie James sur le Mercure. *Compte rendu Atelier Mercure*, Montréal
- Schetagne R (1990) Suivi de la qualité de l'eau, du phytoplancton, du zooplancton et du benthos au Complexe La Grande, territoire de la Baie James. Dans: *Effets des aménagements hydroélectriques sur le milieu*, Collection environnement et géologie, Société canadienne des biologistes de l'Environnement, Delisle CE, Bouchard MA, Montréal, 43-67
- Schuster E (1991) The behavior of mercury in the soil with special emphasis on complexation and adsorption processes - A review of the literature. *Water, Air and Soil Pollution* 56:667-680
- Sheffy TB, St-Amant JR (1982) Mercury burdens in furbearers in Wisconsin. *J. Wild. Manage.* 46:1117-1120

- Sherbin IG (1979) Mercury in the Canadian environment. Minister of Supply and Services Canada. Report EPS 3-EC-79-6, p 359
- Strickland MA, Douglas CW (1987) Marten. Chapter 41. In: Wild Furbearer Management and Conservation in North America. (ed) Ontario Trappers Association, North Bay 531-546
- Takizawa Y (1979) Epidemiology of mercury poisoning. Chap.14. The Biogeochemistry of Mercury in the Environment 3:325-365
- Tessier C (1990) Les poissons au Complexe La Grande : 1977-1988. Dans: Effets des aménagements hydroélectriques sur le milieu, Collection environnement et géologie, Société canadienne des biologistes de l'Environnement, Delisle CE, Bouchard MA, Montréal 27-39
- Thomas DJ, Fisher HL, Sumler MR, Marcuss AH, Mushak P, Hall LL (1986) Sexual differences in the distribution and retention of organic and inorganic mercury in methyl mercury-treated rats. Environmental Research 41:219-234
- Tremblay A, Lucotte M, Hillaire-Marcel C (1993) Le mercure dans l'environnement et les réservoirs hydroélectriques. Bureau de soutien de l'examen public du projet Grande Baleine, p 177
- Tremblay A, Lucotte M, Rowan D (1995) Different factors related to mercury concentration in sediments and zooplankton of 73 Canadian lakes. Water, Air and Soil Pollution 80:961-970
- Verdon R (1990) Suivi du mercure dans le poisson au Complexe La Grande, territoire de la Baie James. Dans: Effets des aménagements hydroélectriques sur le milieu, Collection environnement et géologie, Société canadienne des biologistes de l'Environnement, Delisle CE, Bouchard MA, Montréal, 69-91



- Verdon R, Brouard D, Demers C, Lalumière R, Laperle M, Schetagne R (1991) Mercury evolution (1978-1988) in fishes of the La Grande hydroelectric complex, Québec, Canada. *Water, Air and Soil Pollution* 56:405-417
- Verta M, Matilainen T, Porvari P, Niemi M, Uusi-Rauva A, Bloom NS (1994) Methylmercury sources in boreal lake ecosystems. In: *Mercury pollution: Integration and synthesis*. Watras and Huckabee. (ed) Lewis, p 714
- Wagemann R, Lockhart WL, Welch H, Innes S (1995) Arctic mammals as integrators and indicators of mercury in the arctic. *Water, Air and Soil Pollution* 80: 683-693
- Wawatie E (1997) Communication personnelle
- Weber H (1980) Contamination du milieu aquatique par les mines d'or de l'Abitibi, Québec. Province Québec. BEST
- Wise MH, Linn IJ, Kennedy CR (1981) A comparison of the feeding biology of mink *Mustela vison* and otter *Lutra lutra*. *J. Zool. London* 195:181-213
- Wobeser G, Swift M (1976) Mercury poisoning in a wild mink. *Journal of Wildlife Diseases* 12:335-340
- Wobeser G, Nielsen NO, Schiefer B (1976a) Mercury and mink I: The use of mercury contaminated fish as a food for ranch mink. *Can J Comp Med* 40:30-33
- Wobeser G, Nielsen NO, Schiefer B (1976b) Mercury and mink II: Experimental methyl mercury intoxication. *Can J Comp Med* 40:34-45
- Wren CD (1991) Cause-effect linkages between chemicals and population of mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra canadensis*) in the Great Lakes basin. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 33:549-585

- Wren CD (1986a) Mammals as biological monitors of environmental metal levels. *Environmental Monitoring and Assessment* 6:127-144
- Wren CD (1986b) Review: A review of metal accumulation and toxicity in wild mammals. I) Mercury. *Environmental Research* 40:210-244
- Wren CD (1984a) Distribution of metals in tissues of beaver, raccoon and otter from Ontario, Canada. *The Science of the Total Environment* 34:177-184
- Wren CD (1984b) Probable case of mercury poisoning in a wild otter, *Lutra canadensis*, in Northwestern Ontario. *The Canadian Field-Naturalist* 99:112-114
- Wren CD, MacCrimmon HR (1986) Comparative bioaccumulation of mercury in two adjacent freshwater ecosystems. *Wat. Res.* 20:763-769
- Wren CD, MacCrimmon HR (1983) Mercury levels in the sunfish, *Lepomis gibbosus*, relative to pH and other environmental variables of Precambrian shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40:1737-1744
- Wren CD, Hunter DB, Leatherland JF, Stokes PM (1987a) The effects of polychlorinated biphenyl and methylmercury, singly and in combination, on mink. I) Uptake and toxic responses. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 16:441-447
- Wren CD, Hunter DB, Leatherland JF, Stokes PM (1987b) The effects of polychlorinated biphenyl and methylmercury, singly and in combination, on mink. II) Reproduction and Kit Development. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 16:449-454
- Wren CD, MacCrimmon HR, Frank R, Suda P (1980) Total and methylmercury levels in wild mammals from the Precambrian shield area of south central Ontario, Canada. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 25:100-105

Wren CD, MacCrimmon HR, Loescher BR (1983) Examination of bioaccumulation and biomagnification of metals in a Precambrian shield lake. *Water, Air and Soil Pollution* 19:277-291

Wren CD, Stokes PM, Fisher KL. (1986) Mercury levels in Ontario mink and otter relative to food levels and environmental acidification. *Can.J.Zool.* 64:2854-2859

## **VII. APPENDICE**

- 
- \* association forte avec des bases composées d'éléments de base tels soufre (S, S<sup>2-</sup>, SH-, Sorganique)
  - \* phosphore (P), carbone (C), azote (N);
  - \* ozone (O<sub>3</sub>);
  - \* halogènes du groupe chimique VIa tels fluor (F), chlore (Cl), brome (Br), iode (I), astate (At);
  - \* peroxyde d'hydrogène (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>);
  - \* acide nitrique (HNO<sub>3</sub>), acide sulfurique (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>);
  - \* ions comme Cl<sup>-</sup>, OH<sup>-</sup>, NH<sub>3</sub>, F<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.
- 

#### **Annexe I. Molécules ayant une grande affinité avec le mercure**

<b>Localisation</b>	<b>Communautés Cries</b>	<b>Anciens noms</b>	<b>Signification</b>
<b>Côte orientale</b>	1. Chisasibi	Fort-Georges	La grande rivière
	2. Eastmain	East Man	Terres à l'est de la Baie James
	3. Waskaganish	Fort-Rupert	Petite maison
	4. Whapmagoostui	Poste-de-la-Baleine	Là où il y a des marsouins
<b>Intérieurs des terres</b>	5. Mistissini	Baie-du-Poste	Grosse roche
	6. Nemiscau	Fort Nemiskau	Là où le poisson abonde
	7. Oujé-Bougoumou		Lac traversé par une rivière
	8. Waswanipi	Lac Opawica	Lac où l'on pêche au flambeau ou reflets sur l'eau
	9. Wemindji	Nouveau-Comptoir	Les montagnes peintes

## **Annexe II. Communautés Cries.**