

Record Number: 690
Author, Monographic: Sasseville, J. L.//Bélanger, G.//Delisle, A.//Delisle, C.//Riverin, M.
Author Role:
Title, Monographic: Le mercure au nord-ouest québécois. Aspects environnementaux
Translated Title:
Reprint Status:
Edition:
Author, Subsidiary:
Author Role:
Place of Publication: Québec
Publisher Name: INRS-Eau
Date of Publication: 1976
Original Publication Date:
Volume Identification:
Extent of Work: 331
Packaging Method: pages
Series Editor:
Series Editor Role:
Series Title: INRS-Eau, Rapport de recherche
Series Volume ID: 69
Location/URL:
ISBN: 2-89146-080-4
Notes: Rapport annuel 1976-1977
Abstract: Rapport du Comité interministériel sur le mercure pour les Services de protection de l'environnement du Québec
50.00\$
Call Number: R000069
Keywords: rapport/ ok/ dl

INRS-Eau
Université du Québec
C.P. 7500, Sainte-Foy
Québec G1V 4C7

RAPPORT SCIENTIFIQUE No 69
1976

Rapport rédigé pour
les Services de protection de l'environnement du Québec

Le mercure au nord-ouest québécois.
Aspects environnementaux

par
J.L. Sasseville, G. Bélanger, A. Delisle, C. Delisle, M. Riverin

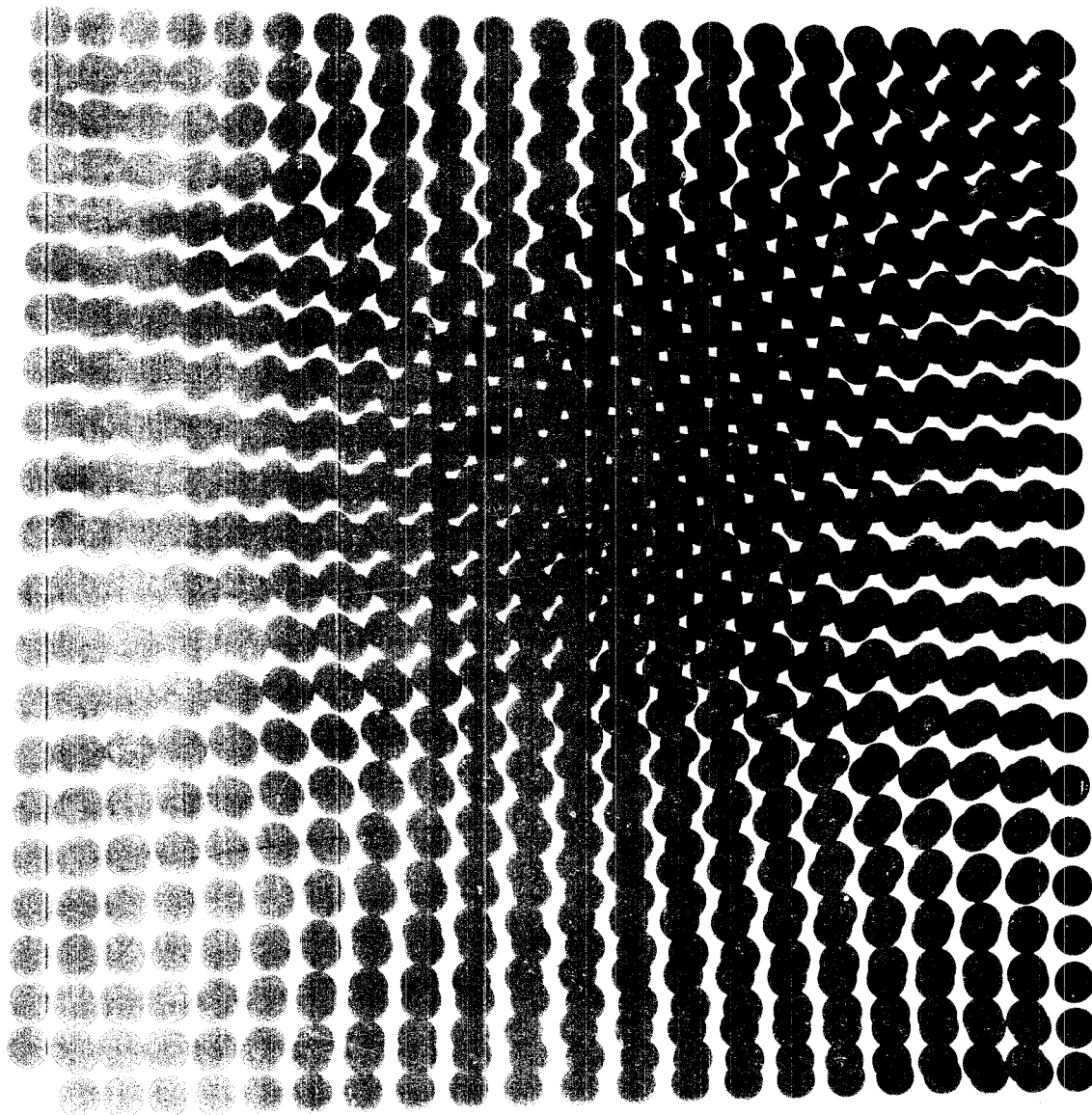
Le mercure au nord-ouest québécois.
Aspects environnementaux

INRS-Eau
Université du Québec
C.P. 7500, Sainte-Foy
Québec G1V 4C7

RAPPORT SCIENTIFIQUE No 69
1976

Rapport rédigé pour
les Services de protection de l'environnement du Québec

par
J.L. Sasseville, G. Bélanger, A. Delisle, C. Delisle, M. Riverin



● **LE MERCURE
AU NORD-OUEST
QUÉBÉCOIS**

ASPECTS ENVIRONNEMENTAUX

rapport du
comité interministériel
sur le mercure

Juillet 1976

1.9
1.01

**LE MERCURE
AU NORD-OUEST
QUÉBÉCOIS**

ASPECTS ENVIRONNEMENTAUX

rapport du
comité interministériel
sur le mercure

Juillet 1976

COMITE INTERMINISTERIEL
SUR LE MERCURE

Président: M. Jean A. Roy, directeur général,
Environnement industriel, S.P.E.

Membres: Bélanger Gaston, S.P.E.
Bouchard Aristide, S.P.E.
Bourques Gérald, M.I.C.
Brousseau Jacques, M.T.C.P.
Delisle Claude, Environnement Canada
Lalonde Jean-Pierre, M.R.N.
Pharand Sylvie, M.A.S.
Riverin Marian, S.P.E., secrétaire
Sasseville Jean-Louis, I.N.R.S. - Eau
St-Martin Henri, M.R.N.

COMITE DE REDACTION

Responsable: Jean-Louis Sasseville, INRS-Eau

Membres: Bélanger Gaston, S.P.E.Q.
Delisle Claude, Environnement Canada
Riverin Marian, S.P.E.Q.

Résumé du rapport fait par André Delisle, A.G.I.R.

AVANT-PROPOS

Le rapport du comité interministériel sur le mercure devait poser le problème du mercure au Nord-Ouest québécois et élaborer les bases d'une politique d'intervention environnementale régionale dont le but est d'assurer la qualité de la vie de la population.

L'analyse du problème s'est faite à la lumière de l'approche systémique qui tient compte des interactions entre les différentes composantes du milieu (environnement, socio-économie et politique) de façon à ce que la stratégie d'intervention retenue s'inspire de la dynamique des systèmes éco-socio-économiques actuels et futurs.

Aussi, une meilleure compréhension du cycle global du mercure et de son comportement dans les écosystèmes était essentielle à l'élaboration de ce rapport dont le caractère scientifique a nécessité la préparation d'un résumé. En effet, il est important que la population puisse comprendre le problème afin d'être en mesure de porter un jugement valable. Ce résumé, présenté au tout début du rapport, explique en termes accessibles à la majorité de la population, l'essentiel de l'étude; sa lecture permettra aussi aux scientifiques et aux hommes politiques une meilleure compréhension du rapport lui-même.

Par ailleurs, il faut préciser que l'élaboration de l'image du milieu repose essentiellement sur les données recueillies par divers organismes en l'absence de toute politique cohérente. Le comité n'avait aucun contrôle sur les méthodes d'analyse, de prélèvement et de conservation des échantillons. Les résultats obtenus ne peuvent être considérés qu'à titre d'indice de la gravité du problème et il faudra les interpréter avec beaucoup de prudence en attendant que des programmes de connaissance du milieu, mis de l'avant dans le cadre d'une approche globale et intégrée, nous assurent une connaissance plus approfondie du territoire.

En attendant, il faut admettre qu'à la suite du peu de connaissance du milieu et de la complexité des processus impliqués dans l'ensemble des intoxications observées, il n'est pas possible d'affirmer que les correctifs envisagés

aux apports connus et identifiés de mercure pourront éliminer tout risque pour la population amérindienne, à cause des quantités de poisson constituant leur diète alimentaire observée.

L'ampleur du problème posé par le mercure nécessite des actions efficaces qui ne sauront être prises qu'avec l'entière collaboration de tous les intéressés.

Cependant, des interventions sérieuses s'imposeront dans un avenir immédiat pour minimiser les effets nuisibles du mercure en se rappelant que la solution du problème des micropolluants nécessitera une stratégie d'intervention globale tenant compte de l'ensemble du contexte socio-économique-écologique nord-américain.

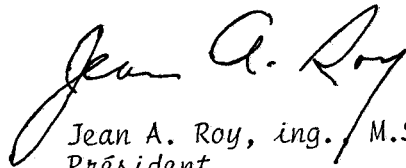

Jean A. Roy, ing. / M.Sc.
Président

TABLE DES MATIERES

AVANT-PROPOS.....	7
RESUME.....	11
INTRODUCTION.....	31
1. LE CYCLE GLOBAL DU MERCURE.....	39
1.1 Cycle global naturel du mercure.....	40
1.2 Intervention de l'homme dans le cycle.....	55
1.3 Dynamique du cycle global.....	68
1.4 Régionalisation du cycle.....	72
1.5 Cycle du mercure dans les écosystèmes aquatiques.....	78
1.5.1 Formes de mercure dans l'environnement.....	78
1.5.2 Accumulation de mercure dans le milieu.....	98
2. IMAGE DU MILIEU.....	111
2.1 Description du milieu.....	113
2.1.1 Milieu physique.....	114
2.1.2 Activités humaines agissant sur le milieu.....	141
2.1.3 Activités humaines dépendantes de la qualité du milieu.....	148
2.2 Le mercure dans le milieu.....	149
2.2.1 Sol et humus.....	150
2.2.2 Végétation terrestre.....	151
2.2.3 Atmosphère.....	151
2.2.4 Eaux.....	152
2.2.5 Sédiments.....	153
2.2.6 Plantes aquatiques et plancton.....	154
2.2.7 Benthos.....	154
2.2.8 Mollusques.....	154
2.2.9 Poissons.....	159
2.2.10 Oiseaux	164
2.2.11 Gibier	164
2.3 Identification des singularités dans la distribution de mercure.....	173
3. LES GRANDS SCENARIOS.....	187
3.1 Processus naturel de mise en bio-disponibilité.....	190

3.2	Mise en bio-disponibilité via les activités humaines.....	196
3.3	Accumulation de mercure dans le vivant aquatique.....	198
4.	L'INTERVENTION REGIONALE DANS LE NORD-OUEST QUEBECOIS.....	203
5.	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS GENERALES.....	211
6.	BIBLIOGRAPHIE.....	215
6.1	Appendice.....	229
6.2	Annexe.....	239

LE MERCURE AU NORD-OUEST QUEBECOIS
aspects environnementaux

RESUME

par

ANDRE DELISLE

LE MERCURE AU NORD-OUEST QUEBECOIS

Le problème du mercure est complexe. Déjà présent dans l'écorce terrestre à des concentrations variables, le mercure est omniprésent dans les régions industrialisées, en quantités plus qu'inquiétantes. A la suite d'intoxications épidémiques causées par l'ingestion de poissons ou de grains contaminés, les sociétés modernes ont été saisies de l'étendue biosphérique du phénomène.

Au Canada, la pollution par le mercure et ses conséquences sur la santé ont retenu l'attention des autorités depuis la mise en évidence de plusieurs cas d'intoxication chez des amérindiens québécois et ontariens. A première vue, l'industrie peut être mise en cause: les rejets industriels ont sans doute provoqué une augmentation du mercure dans les eaux de certains bassins de drainage, favorisant ainsi son accumulation dans les organismes aquatiques. Toutefois, les apports industriels ne suffisent pas à expliquer les concentrations élevées de mercure dans les bassins éloignés de toute activité importante. L'incertitude subsiste quant à l'origine de ce mercure dans des secteurs apparemment à l'abri des influences industrielles.

Dans un tel contexte d'incertitude, il est difficile de préciser les limites du problème. Toute intervention précipitée visant à solutionner ce problème risque alors de provoquer des répercussions considérables, surtout que la région visée par des actions correctives est vaste et bien peu connue. Il est ainsi essentiel de bien comprendre le cycle du mercure dans la biosphère pour pouvoir brosser un tableau fidèle de la problématique mercurielle dans le Nord-Ouest québécois, afin d'être en mesure de proposer des interventions susceptibles d'être efficaces.

1. LE CYCLE DU MERCURE

Le mercure est un métal que l'on retrouve à l'état naturel dans toute la biosphère. Ses propriétés chimiques en font un élément assimilable par les organismes vivants. Dispersé dans l'écorce terrestre à des concentrations dépendantes des formations géologiques présentes, le mercure emprisonné dans la masse rocheuse est libéré de deux façons. D'une part, le lessivage des roches par l'eau provoque la dissolution ou la mise en suspension du mercure sous sa forme élémentaire et, d'autre

part, l'exposition des roches aux conditions atmosphériques, par l'érosion incidemment, favorise l'évaporation du mercure. Ces transferts vers l'atmosphère peuvent se faire directement par volatilisation ou sublimation. Le relâchement du mercure subit toutefois des délais à cause de transformations chimiques ou biologiques, entraînant son emmagasinement dans les tissus vivants. Véhiculé par les eaux de surface, le mercure effectue aussi un long voyage vers les eaux marines, où il sera progressivement entraîné vers le fond des océans, par le processus de sédimentation.

La concentration du mercure dans le sol est liée à plusieurs facteurs. La composition même du sol détermine un contenu intrinsèque en mercure. Cette quantité de départ peut être augmentée par la libération de vapeurs mercurielles de la roche mère ou des dépôts minéraux, et par l'apport de précipitations contaminées. La capacité d'absorption de mercure par les substances organiques (l'humus) ajoute aussi à la concentration initiale d'un sol. Enfin, dans certaines conditions d'acidité, d'humidité et d'aération du sol, on peut observer une augmentation de cet élément dans le sol. Dans des conditions naturelles, ces gains de mercure sont compensés par des mécanismes d'extraction, entraînant le mercure dans l'atmosphère, dans l'eau ou dans les organismes vivants.

Les végétaux absorbent le mercure directement du sol par les racines et de l'atmosphère par les feuilles. Ils rejettent le mercure métallique dans l'atmosphère par évapotranspiration et le retournent au sol au moment de leur décomposition. De là, le mercure ainsi ensemené sera acheminé vers les lacs et les rivières, dilué et transporté par les eaux de ruissellement.

La teneur en mercure des eaux superficielles est reliée à leur provenance. Une eau d'origine souterraine reproduit les concentrations des sous-sols qu'elle baigne. Une eau de ruissellement charrie la quantité de mercure arrachée à la surface qu'elle draine. Une eau d'origine atmosphérique précipite le mercure dispersé dans les masses d'air qu'elle traverse. Ainsi, la composition des eaux superficielles et leur concentration en mercure sont influencées par les différentes composantes du cycle hydrologique.

Très volatile, le mercure est abondant dans l'atmosphère. Les différences de température et d'humidité entre le sol et l'air influencent considérablement le taux de volatilisation du mercure. Le facteur déterminant le flux de cet élément

vers l'atmosphère reste néanmoins la concentration dans les sols et dans les tissus végétaux. En suspension dans l'atmosphère, les vapeurs de mercure subissent plusieurs transformations avant de retourner par précipitation ou par déposition vers le sol, les eaux de surface et les milieux marins. La concentration atmosphérique de mercure dépend aussi de la région, des activités humaines locales, de la composition du sol adjacent, de l'altitude, des mouvements de masses d'air et de plusieurs autres facteurs. Cette concentration de mercure aérien se répercute sur la concentration de mercure dans les précipitations.

La mer constitue le point terminal du cycle du mercure, au moins en grande partie. Une légère évaporation mercurielle se produit à la surface des océans, perte négligeable toutefois en comparaison des apports provenant de l'écoulement des eaux douces et des précipitations (humides ou sèches). La concentration de mercure dans l'eau de mer est stabilisée à un niveau très faible, probablement à cause du processus de sédimentation qui amène constamment le mercure vers le fond. Le mercure marin est associé en grande partie à la matière organique; il est précipité avec cette matière, lorsqu'elle ne sert pas de nourriture aux organismes vivants. Quoiqu'il en soit, la majeure partie du mercure se retrouvera tôt ou tard enseveli dans les sédiments marins.

2. LE MERCURE ET L'ACTIVITE HUMAINE

Dans tout le cycle du mercure décrit précédemment, les processus susceptibles d'être perturbés par l'activité humaine sont restreints. Les activités minières, industrielles, urbaines et agricoles sont cependant de nature à modifier les quantités de mercure circulant dans les milieux atmosphériques, aquatiques et marins. Ces modifications dans les voies et les taux de transferts sont d'autant plus graves que les apports artificiels sont du même ordre de grandeur que les quantités de mercure déjà en circulation. Des problèmes environnementaux d'importance sont à prévoir. Les effets du mercure sur le vivant et particulièrement sur l'humain doivent servir d'avertissement. Les mécanismes de détection de tels problèmes n'existant pas encore, toute activité humaine contribuant aux perturbations devra être soigneusement analysée de façon à inventer les moyens de réduire au maximum sa contribution au cycle du mercure dans la biosphère.

Les interférences des activités humaines sur le cycle du mercure sont de plusieurs types. Les propriétés exclusives de ce métal liquide et de ses composés

ont permis la mise en marché de produits extrêmement utiles pour la technologie industrielle. La synthèse des produits chimiques par électrolyse ou par catalyse emploie de grandes quantités de mercure et de ses dérivés; les pertes vers l'environnement sont constituées en grande partie de mercure, aboutissant généralement dans le milieu aquatique. L'industrie électro-technique exploite à fond les qualités du mercure pour la production d'instruments de contrôle et de mesure; environ la moitié du mercure mis en marché sert à ces fins. On retrouve aussi le mercure dans les processus de fabrication du papier, des peintures et teintures et même des médicaments. Les rejets d'eaux usées provenant de ces activités renferment du mercure ou de ses dérivés; ils sont généralement acheminés vers l'environnement par les eaux usées urbaines.

En agriculture, l'usage des dérivés du mercure est universel. La protection des graines de semences, l'élimination de certaines maladies d'arbres fruitiers en sont quelques exemples. Ce type d'usage est particulièrement dangereux pour les animaux, qui consomment ces semences (oiseaux et rongeurs) et même pour l'homme. Enfin, de nombreux usages domestiques font appel au mercure. Les concentrations de mercure sous toutes ses formes retrouvées dans les eaux usées urbaines sont en partie le résultat des pertes à ce niveau.

Ces consommations directes du mercure et de ses dérivés dans l'ensemble des sphères de l'activité humaine expliquent une perte considérable et continue de mercure dans le milieu. Les contributions dues à chacune des utilisations peuvent être minimes. Le nombre de ces contributions étant très élevé, l'addition de leurs effets sur le cycle du mercure devient significative. De plus, même s'il est possible de diminuer les fuites dans chacun des cas isolés, il est difficile de contrôler l'apport additionné de l'ensemble de ces utilisations directes du mercure.

Il existe d'autres activités qui ont une incidence indirecte sur le cycle du mercure. C'est le cas notamment de l'extraction de minerai ou d'hydrocarbures auxquels est associé le mercure. L'exploitation de dépôts minéraux sulfurés et la transformation des minerais qui libèrent des quantités plus ou moins grandes de mercure dans l'environnement. Les pertes se font surtout par volatilisation dans l'atmosphère et constituent de ce fait un apport très actif dans le cycle du mercure. De la même façon, le mercure retrouvé dans les huiles brutes et les charbons est dégagé par combustion, interférant ainsi avec les mouvements de mercure dans l'environnement.

Enfin, l'exploitation de ressources modifiant sensiblement l'équilibre naturel, entraîne généralement des distorsions au cycle du mercure. L'exploitation forestière, par exemple, peut rendre disponible une plus grande quantité de mercure géologique soit par extraction biologique, soit par extraction mécanique. Ces interventions accidentelles dans le cycle du mercure sont encore plus difficiles à prévoir et à contrôler.

L'impact de l'ensemble des interventions de l'homme est d'autant plus difficile à cerner et à limiter que tous les paramètres du cycle subissent des variations qui diffèrent selon les conditions ambiantes de la région observée. Ainsi, certaines régions ont des contributions plus importantes au cycle global du mercure, pour des raisons naturelles (aires de minéralisation), pour des raisons artificielles (aires d'activités humaines), ou par la combinaison de ces deux processus. La contribution de l'homme au cycle, encore toute récente, ne cesse de s'accroître. Il est quasi impossible de mesurer son véritable impact à l'échelle biosphérique, si ce n'est l'augmentation des concentrations de mercure dans les organismes aquatiques. Toutefois, il est certain que les pertes dans les eaux usées augmentent les réserves de mercure dans les sédiments locaux, favorisant le passage vers les organismes aquatiques et entraînant une dégradation importante à l'échelle locale. Une partie seulement atteint les océans, retenue surtout dans les sédiments du plateau continental. De la même façon, la dispersion par le vent est un phénomène local ou régional; une fraction importante du mercure entrant dans l'atmosphère en sortira à proximité des sources d'émission.

Les disparités régionales de la contribution au cycle du mercure forcent à distinguer les régions où l'activité humaine est tout à fait inexistante, celles complètement influencées par cette activité et les régions moyennes qui, à cause de leur proximité des précédentes, subissent de façon indirecte les conséquences de l'activité humaine. Dans les premières, la détection de concentrations élevées du mercure indique sa présence naturelle dans l'environnement régional. Dans les zones habitées, la majeure partie des apports au cycle du mercure sont dus aux activités des hommes. Dans la zone moyenne, si on ne décèle pas de source naturelle évidente de mercure, sa présence anormale s'explique alors par le transport dans l'air, du mercure échappé des régions peuplées. Ces distinctions prennent leur importance lorsque vient le temps de prendre les mesures pour diminuer les apports de mercure dans le milieu.

- TENEURS EN MERCURE -

1	ECORCE TERRESTRE:	Roche-mère	30-60 ¹
		Roches ignées	0-200
		Roches sédim.	20-400
2	SOLS	Tourbière	10,000
		Champs nus (NOQ) ²	70 jusqu'à 40,000
		recouverts (NOQ)	10-300
3	VEGETATION	Sols non-minéralisés	500
		Sols minéralisés	500-3500
		Nord-Ouest québécois	1-470
4	EAUX SOUTERRAINES	normales	0.01 - 0.05
		champs pétrol.	100 - 200
		sources d'eau chaude	0.5 - 3
		Nord-Ouest québécois	0.1 - 10
5	EAUX SUPERFICIELLES	normales	0.1 - 0.5
		nord-est américain	0.05
		eaux urbaines	2.8
6	EAUX ATMOSPHERIQUES	mesurées	0.01 - 0.48
		bassins agricoles	0.2
7	EAUX MARINES	Atlantique	0.04 - 0.05
		Indien	0.03
		de Chine	0.47
8	AIR	Milieu rural	0.7 (ng/m ³)
		Milieu urbain	3
		Milieu marin	0.6 (ng/m ³)
		Régions minéralisées	20 000 (ng/m ³)
9	SEDIMENTS	Marins	410
		Lacustres (NOQ)	60
		Fluviaux	30 - 950

¹ Toutes les unités sont p.p.b. à moins d'indication contraire entre parenthèses

² (NOQ) signifie Nord-Ouest québécois

3. LE MERCURE DANS L'EAU

L'eau constitue la voie d'interaction privilégiée entre l'homme et le cycle du mercure, du fait surtout de son utilisation comme véhicule des rejets de l'activité humaine. Son rôle fondamental de boisson et de garde-manger (poisson) en fait un signal d'alarme pour les excès humains. La plupart des efforts de solution au problème du mercure portent par conséquent sur le contrôle des rejets dans les eaux. Une bonne compréhension du comportement mercuriel dans les écosystèmes aquatiques est toutefois essentielle, avant de décider des actions à entreprendre.

Les formes du mercure dans le milieu sont multiples. Sous sa forme inorganique élémentaire ou composée, le mercure est volatile et tend à s'échapper vers l'atmosphère, sinon à demeurer inactif. Dans certaines conditions, il pourra se transformer en mercure organique. Cette transformation du mercure métallique en méthylmercure et en di-méthylmercure est un sujet de préoccupation universel, du fait qu'il devient ainsi plus facilement assimilable par le vivant. La présence de mercure, dans le milieu, conduit plus ou moins rapidement à la formation de méthylmercure. En plus, le mercure organique formé naturellement surtout dans les sédiments s'ajoute aux déversements directs de composés organo-mercuriels, augmentant encore la proportion de mercure assimilable.

Ce processus de méthylation est surtout lié à la quantité d'oxygène dans l'eau ou dans les sédiments; la transformation est facilitée par la rareté de l'oxygène dissous. Ces conditions sont fréquentes dans le fond des lacs profonds et dans les sections des rivières où le débit diminue. La transformation est aussi accélérée par l'activité de micro-organismes; la présence de sels nutritifs et de substances organiques dans l'eau constitue une autre condition favorable.

De plus, on peut dire que l'ensemble des conditions ambiantes du lieu de la transformation agissent sur le processus de méthylation. La température, la turbulence, la composition et la nature des sédiments et l'activité microbienne en sont quelques exemples. De fait, ceci souligne la complexité du mécanisme de transformation de l'inorganique à l'organique. Ainsi, on ne doit pas nécessairement s'attendre à un transfert de mercure, du milieu vers le vivant, proportionnel à la teneur en mercure des sédiments. Tout au plus, pouvons-nous dire qu'un niveau élevé des concentrations en mercure dans les sédiments favorise l'accumulation du mercure dans les organismes aquatiques.

Pour atteindre les tissus des poissons, le mercure passe d'ailleurs par des mécanismes moléculaires complexes. La forme sous laquelle il entre dans le vivant, sa voie d'entrée, les conditions environnementales qui président l'assimilation, l'activité physiologique et métabolique des organismes, leurs diètes et leurs habitudes de vie sont autant de facteurs qui modulent l'accumulation et la distribution du mercure dans les tissus. Le mercure peut s'accumuler directement de l'eau vers le poisson, absorbé par voie respiratoire (branchies) et même forcé à travers l'épiderme. La vitesse de ce passage direct dans l'organisme dépend de la concentration de mercure métallique dans le milieu et du temps d'exposition au mercure et à ses composés. Il va sans dire que cette absorption par le poisson fait varier les concentrations dans le milieu. Le poisson peut aussi absorber indirectement le mercure, associé à sa nourriture. Dans ce cas, l'accumulation dans l'organisme dépend aussi de la forme du mercure ingéré et du mécanisme de digestion du sujet contaminé. Il semble que l'accumulation de mercure inorganique, absorbé par voie digestive, soit négligeable.

La distribution du mercure dans les organes du poisson dépend du type d'intoxication (brutale ou chronique), du sujet intoxiqué et de la forme du mercure en cause. On le retrouve surtout dans le foie, les reins et les intestins; quelquefois, dans la rate, les branchies, le coeur et les muscles axiaux. Ce mercure sera éventuellement excrété par des métabolismes de détoxification. Le taux d'excrétion est rapide au début, lent par la suite; il est variable selon les sujets intoxiqués, la forme du mercure absorbé et l'action d'autres facteurs tels que la voie d'accumulation, la température, l'activité de l'organisme. Le méthyl mercure a tendance à s'éliminer plus lentement de l'organisme que le mercure inorganique.

4. LE NORD-OUEST QUEBECOIS

La connaissance de la distribution du mercure dans la région du Nord-Ouest est une étape importante dans l'identification et la compréhension des causes du problème régional du mercure. Les quelques données disponibles permettent seulement d'esquisser une image du milieu et d'en dégager les relations importantes avec le mercure.

Six grandes rivières se déversant dans la Baie de James. D'autre part, une multitude de rivières de moindre importance, de lacs et de marais, un relief peu accidenté et une couverture forestière diminuant du sud au nord caractérisent la topographie régionale. Le sous-sol datant du précambrien renferme des roches granitiques, coupées de bandes volcaniques et sédimentaires, et recèle de riches gisements.

de minerais. Le sol est pour sa part constitué de matériaux meubles (till, gravier, sable, limon argile), de tourbes et d'argiles marines. Des hivers rigoureux, des été chauds, des vents changeants et des précipitations réparties uniformément sur l'ensemble du territoire, telles sont les principales composantes du climat.

L'exploitation forestière dans la partie sud, l'exploitation minière et la mise en valeur du potentiel hydroélectrique des rivières résument bien les activités de la communauté blanche. Cette dernière est installée dans les villes et les centres industriels reliés par des routes et des chemins de fer. La pêche et la chasse occupent une place importante dans la vie des populations amérindiennes locales. Les produits de ces activités sont d'ailleurs consommés sur place.

L'original est l'espèce la plus abondante et la plus chassée. Viennent ensuite le caribou, l'ours, l'outarde, le canard, la perdrix, le lièvre et le porc-épic. Les espèces trappées sont par ordre d'importance, le castor, le rat musqué, le vison, le lynx, la loutre, la belette, la martre, l'écureuil roux, le renard roux, le loup et l'ours noir. Les poissons herbivores constituent la nourriture de base des espèces carnivores. Les eaux contiennent les poissons suivants: truite mouchetée et grise, doré, brochet, achigan, perchaude, crapet, barbotte, corégone, esturgeon, lotte, laquaïche et catostome.

Les activités urbaines, agricoles, minières, forestières et industrielles se développent rapidement surtout depuis l'avènement du projet de mise en valeur des ressources de la Baie de James. La présence humaine est susceptible d'exercer une influence sur la présence de mercure dans l'environnement. Les rejets d'eaux usées, les émanations des cheminées et les disséminations individuelles (peintures, insecticides de jardins...) contribuent à un apport local non négligeable, bien que très difficilement quantifiable. Les apports de mercure dans les eaux de drainage des terres agricoles sont aussi localisés, provenant de l'utilisation d'engrais, d'insecticides, d'herbicides et de fongicides contenant du mercure.

Les rejets des activités industrielles affectent particulièrement le milieu régional. Différentes enquêtes démontrent l'augmentation du niveau de mercure dans les sédiments des rivières Quévillon et Bell, ainsi que dans les eaux du lac Matagami.

Ces rejets proviennent de l'usine de chlore-soude caustique, propriété de la compagnie Domtar à Lebel-sur-Quévillon. On observe aussi une augmentation de mercure dans l'air à proximité de l'usine. Depuis quelques années, les pertes de cette industrie tendent à diminuer; il est possible de réduire ces pertes au tiers de la valeur actuelle dans le cadre de la technologie existante. Les effets de l'usine de smeltage de la compagnie Noranda Mines pourraient avoir un impact semblable sur le milieu. En l'absence de données précises sur les pertes de mercure de cette usine, on doit émettre cette hypothèse en se basant sur les quantités importantes de mercure associées au minerai traité. Lors du grillage et de la fonte du minerai, un très fort pourcentage de mercure est libéré dans l'atmosphère.

Des fuites de mercure se produisent d'ailleurs à toutes les étapes de l'activité minière, de l'extraction à l'affinage. Cette affirmation est particulièrement vérifiée dans le cas des mines d'or, où on utilisait l'affinité du mercure pour le minerai dans le processus d'extraction. Malgré certains procédés de récupération, les pertes restent très élevées. Les déchets de mines de cuivre, de zinc et de plo sont aussi riches en mercure. Ces procédés constituent donc une source de mercure pour l'environnement local et régional, surtout lorsque les parcs à déchets sont inéquats.

Des pertes directes de mercure dans le milieu peuvent aussi être causées par la mise à nu de formations géologiques riches en mercure. L'exposition de ces formations peut être due aux opérations minières, ou aux bouleversements accompagnant de grands projets d'aménagement tel que celui de la Baie de James. Dans ce cas précis le fait de déplacer des quantités considérables de sédiments dans le fond des rivières est susceptible de libérer soudainement le mercure emprisonné depuis des centaines d'années.

L'excès de mercure, dû en partie aux activités précitées risque d'entraver d'autres activités dépendantes de la qualité du milieu. C'est le cas notamment de la chasse ou de la pêche, sportives ou commerciales ou, dans certains cas, activité de subsistance dans le cas des amérindiens. Le problème n'est pas nouveau, puisque la fermeture de certaines pêches commerciales remonte à 1971.

Depuis, de nombreux programmes d'analyse du mercure ont permis d'identifier de concentrations élevées dans plusieurs échantillons de sédiments, d'eau, de sol, de végétaux et d'animaux. Les quelques données ainsi recueillies ont permis d'énoncer

des hypothèses quant à l'origine des concentrations élevées. Le problème de la contamination mercurielle serait généralisé dans la région; il semble à première vue qu'on puisse le relier à des causes naturelles et industrielles combinées.

Les échantillonnages les plus représentatifs sont sans doute les analyses des sédiments et celles de la chair des poissons. Bien sûr, on trouve des concentrations anormales dans l'air, dans le sol et dans l'eau à proximité de certains sites bien déterminés tels que Lebel-sur-Quévillon ou Noranda. L'étude des eaux souterraines laisse entrevoir le caractère naturel de la présence de mercure dans la région. Cependant, par l'étude des sédiments, on remarque que plusieurs lacs et rivières présentent des concentrations élevées de mercure et ce, même hors des zones d'influence de l'activité humaine. On doit alors admettre la plausibilité d'une concentration naturelle anormalement élevée. Sans oublier néanmoins que dans le passé, des feux de forêts, des transports aériens ou des déplacements de lits de rivières ont pu contribuer à la contamination de ces sites apparemment hors d'atteinte humaine.

La présence de concentrations élevées de mercure dans les sédiments est un indice de l'importance de l'impact de certaines activités humaines sur ce milieu. Les opérations minières et industrielles favorisent une accumulation de mercure en des points plus ou moins diffus s'il s'agit de lacs et sur des étendues souvent considérables dans le cas de rivières. Environ 25 rivières et presque autant de lacs recèlent des teneurs en mercure supérieures aux concentrations naturelles considérées normales de la région. Bien que l'on ne puisse affirmer avec certitude, à la lumière des informations disponibles, qu'il s'agisse dans tous les cas de milieux contaminés par des activités minières ou industrielles, cette hypothèse demeure plausible, les concentrations élevées dans les sédiments exercent des pressions pour faire entrer du mercure dans le cycle. Les organismes aquatiques vivant dans ce milieu n'en sont pas nécessairement affectés.

De là la nécessité de connaître aussi la teneur en mercure des poissons pour identifier les zones où le mercure est hautement disponible pour les organismes vivants et pour évaluer les pressions exercées sur le transfert du mercure du milieu vers les poissons. Cinq espèces ont surtout retenu l'attention: le doré, le brochet, l'esturgeon, le catostome et le corégone. La variation des concentrations de mercure dans la chair des poissons capturés à chacun des sites, sur l'ensemble du territoire, est très grande et ce, pour chacune des espèces analysées. Le nombre

de données étant insuffisant, il est impossible de tracer en détail la distribution du mercure sur tout le territoire. Tout au plus, pouvons-nous dire que les concentrations sont généralement élevées dans le bassin de la Nottaway et dans le réservoir Gouin. Ailleurs, se côtoient les sites caractérisés par des concentrations de mercure dans le poisson variant de faibles à élevées. De façon générale, le doré semble accumuler dans sa chair plus de mercure que le brochet, les concentrations dans ces deux espèces étant plus élevées que dans le corégone, le catostome et l'esturgeon.

Ces données peuvent être considérées comme indices des voies de distribution du mercure dans la région et des zones où les pressions sur le cycle du mercure favorisent son transfert aux organismes vivants. Les sites ont été classifiés en fonction de l'activité biologique du mercure, c'est-à-dire sa disponibilité pour les organismes aquatiques. Ici, comme dans le cas des sédiments, on a pu vérifier l'intensité de l'activité biologique dans ces zones identifiées comme influencées par l'activité humaine (zones urbaines, industrielles et minières). Toutefois, on a constaté l'existence d'activité biologique intense hors des zones d'influence, et inversement des aires d'activité biologique faible à l'intérieur des zones influencées par l'homme.

Il apparaît donc qu'il n'existe pas de relations simples entre les activités humaines et l'activité biologique du mercure dans le Nord-Ouest, pas plus qu'il n'existe de relation évidente entre les teneurs en mercure des sédiments et celles des poissons. Ces déductions laissent supposer que l'arrêt d'activités humaines en un site donné ne provoquera pas nécessairement une diminution des concentrations dans les organismes vivant à cet endroit.

5. LA PROBLEMATIQUE REGIONALE DU MERCURE

La dernière constatation amène à faire preuve d'une grande prudence dans l'élaboration de la stratégie d'intervention. Les actions choisies doivent dépasser l'échelle locale, sans quoi les résultats risquent d'être négligeables. Pour aboutir à des actions efficaces, il est alors essentiel de formuler des politiques d'intervention cohérentes avec une vision globale de la problématique environnementale et plus précisément, conformes au cycle global du mercure dans l'environnement. Nous allons donc tenter de faire ressortir les grands traits du caractère naturel

et influencé du cycle du mercure dans la région, pour en déduire les bases sur lesquelles l'intervention devra normalement s'asseoir. Le problème, susceptible d'être modifié par l'intervention, est bien sûr l'accumulation du mercure dans le vivant aquatique, accumulation due à la mise en disponibilité de mercure provenant de sources naturelles et de sources reliées à l'activité humaine.

A. *Les apports naturels*

Le processus naturel de mise en disponibilité de mercure pour le vivant, - sa mise en bio-disponibilité-, met en cause deux sources majeures: l'atmosphère et le sous-sol. Le mercure entrant dans l'atmosphère régional peut: en ressortir sans s'y arrêter; tomber au sol par précipitation; être intercepté par la végétation; être associé à l'humus; pénétrer jusque dans les couches souterraines ou être entraîné par les eaux superficielles. De même, dans une autre direction, le mercure du sous-sol peut se volatiliser dans l'atmosphère, se dissoudre dans les eaux souterraines atteindre les eaux superficielles, ou être capté par la végétation. Une fois dans les plantes, le mercure peut y séjourner une courte période avant d'être rejeté dans l'air par évapotranspiration, ou y demeurer plus longtemps avant d'être incorporé au sol par décomposition. Le mercure du sol sera aussi partiellement volatilisé vers l'atmosphère, entraîné par les eaux de ruissellement, ou entrer de nouveau dans la végétation. Ainsi, nous constatons les multiples voies de mise en bio-disponibilité du mercure pour le vivant.

Les vents du sud apportent du mercure dans l'atmosphère régional; les aires de minéralisation favorisent sa présence dans le sous-sol. Ces processus, combinés à des événements naturels, tels les feux de forêts, ou les glissements de terrain, contribuent à élever le taux de mise en bio-disponibilité du mercure. On doit par conséquent s'attendre à retrouver les traces de ces déséquilibres naturels dans le vivant aquatique. Même s'il est impossible de quantifier ces contributions naturelles au cycle du mercure dans le Nord-Ouest, certaines observations viennent confirmer ces apports: la dominance de vents du sud, originant des régions industrialisées, l'augmentation récente du mercure dans les sédiments sur l'ensemble du territoire, les concentrations élevées de mercure retrouvées dans les eaux souterraines, dans l'humus et dans plusieurs lacs et plusieurs rivières dispersés sur le territoire. Ces quelques faits suffisent à démontrer la vraisemblance du processus naturel de mise en bio-disponibilité de mercure dans le Nord-Ouest québécois.

B. *Les apports de l'homme*

Peu denses dans la région, les activités humaines ont néanmoins une contribution au cycle local du mercure, comme cela a été précisé dans les pages précédentes. Les différentes opérations minières et industrielles libèrent du mercure qui peut se volatiliser, être entraîné par les eaux de ruissellement ou d'infiltration, ou être incorporé au sol. Les activités agricoles et urbaines augmentent aussi les flux de mercure vers l'eau, l'atmosphère et le sol. Plus précisément, les opérations forestières agissent directement sur les transferts de mercure de la végétation au milieu, et du milieu vers la végétation. En effet le feuillage non utilisé demeure au sol, libérant petit à petit son contenu de mercure dans le sol et dans l'eau; ce mercure rendu disponible sera d'autant plus extrait par les végétaux, que la repousse du couvert végétal augmente après des opérations de coupe.

Sans pouvoir encore comptabiliser ces pertes de mercure par les activités humaines, certaines constatations confirment cet apport. Mentionnons la présence de mercure dans les sédiments provenant des activités humaines des décennies passées, le rejet dans le milieu de certains produits autres que le mercure, mais susceptibles d'en faciliter la mise en solution ou la méthylation, les contributions locales caractéristiques de sites d'opérations industrielles. La présence de plusieurs municipalités, de quelques grandes industries de transformation et de quatre camps miniers regroupant 112 mines dont au moins 25 encore en opération sont d'ailleurs les indices de l'importance de la contribution humaine des activités humaines à la mise en bio-disponibilité du mercure.

C. *L'accumulation dans le vivant aquatique*

L'accumulation de mercure dans le vivant dépend de plusieurs variables selon les lieux et les saisons. Le taux d'accumulation est spécifique à chaque espèce et dépend aussi des conditions du milieu. Toutefois, il faut admettre que l'accumulation du mercure dans le vivant aquatique est un phénomène normal en milieu naturel; les concentrations dans les tissus seront d'autant plus élevées que les contributions géologiques au cycle sont importantes. Ces concentrations seront encore augmentées par les activités humaines contribuant à amplifier le transfert de mercure vers les organismes vivants. Dans ce cas, le niveau de contamination des organismes du milieu est plus grave qu'en situation naturelle c'est-à-dire en l'absence d'activités humaines.

Dans un écosystème donné, on ne peut simplement additionner les quantités accumulées dans les organismes à chaque niveau de la chaîne alimentaire. C'est la durée du mercure dans l'organisme qui est le facteur déterminant de la concentration atteinte dans le processus d'accumulation. Il n'est donc pas possible, à priori, de comparer les concentrations atteintes dans un milieu avec celles atteintes dans un autre milieu sans tenir compte de tous les facteurs influençant l'accumulation.

6. L'INTERVENTION REGIONALE DANS LE NORD-OUEST

L'intervention dans la région du Nord-Ouest est importante dans le contexte actuel; elle ne peut pas être dissociée d'une stratégie plus globale d'intervention en vue de régler le problème du mercure dans son ensemble. Toutefois, on ne peut attendre une politique québécoise du mercure avant d'intervenir dans le Nord-Ouest, plus gravement atteint par ce problème. Cette intervention régionale doit par conséquent découler de principes qui puissent éventuellement être élargis à une intervention plus globale.

Ainsi, la stratégie d'intervention tiendra compte de la problématique globale du mercure et visera à respecter l'intégrité écologique des composantes régionales contribuant au cycle global du mercure. Elle cherchera aussi à impliquer tous les intervenants, en leur faisant prendre conscience des conséquences de l'exploitation à outrance de l'environnement et des possibilités d'une coexistence harmonieuse entre la mise en valeur des ressources et la protection du milieu. Enfin, cette stratégie s'inscrira dans le contexte social et économique actuel; elle tiendra compte de l'évolution future des systèmes socio-économiques, en relation avec les exigences environnementales. Il faut garder à l'esprit que l'intervention a été rendue nécessaire, et sera par conséquent entreprise, dans le cadre de la recherche du maintien de la qualité de vie, par la conservation et l'amélioration de la qualité du milieu, et inversement.

Les objectifs généraux à poursuivre s'inspirent de ces principes; ils se situent à quatre niveaux:

- 1- environnemental: il faut protéger l'évolution écologique millénaire du Nord-Ouest québécois par un retour progressif à l'activité du cycle du mercure à son niveau géologique;
- 2- social : il faut assurer la liberté des choix individuels des populations amérindiennes et blanches du Nord-Ouest en minimisant les risques d'intoxication au mercure;
- 3- économique : il faut favoriser un développement régional conforme à l'offre environnementale et respectueux des contraintes qui lui sont associées;
- 4- politique : il faut prévoir la mise en place d'une politique environnementale dans le Nord-Ouest québécois.

Les buts précis et les moyens sont déduits de ces objectifs. Soulignons ici l'indissolubilité de ces objectifs et par corollaire des buts et moyens suggérés. Les aspects environnementaux, sociaux, économiques et politiques apparaissent donc aussi au niveau des buts et des moyens. Du point de vue environnemental, les buts et moyens suggérés sont les suivants:

A- Diminuer progressivement les apports directs et indirects du mercure provenant des activités humaines actuelles

Moyens: la compression des usages non essentiels du mercure;
 le contrôle soutenu des usagers du mercure;
 la surveillance des manipulations de matériel géologique en tout point du territoire;
 la surveillance et le contrôle du traitement des minerais associés au mercure;
 la surveillance et le contrôle des activités altérant le couvert forestier;
 l'incitation au nettoyage ou à la récupération du mercure rejeté dans l'environnement.

B- Réduire le plus possible les effets d'activités agissant indirectement sur le cycle du mercure et favorisant sa concentration dans les organismes vivants

Moyens:

des mécanismes d'identification des processus en jeu et des activités visées;
la surveillance et le contrôle de telles activités.

C- Minimiser les apports futurs de mercure dans le milieu

Moyens:

l'identification des ressources régionales susceptibles d'être exploitées;
la recherche d'utilisations du mercure récupéré de ces activités futures;
l'encadrement du développement du Nord-Ouest québécois (zonage, réglementation) en fonction de l'offre et des contraintes environnementales.

D- Corriger les erreurs du passé

Moyens:

l'évaluation des répercussions exactes des rejets passés;
la mise en place de programmes de protection ou de restauration des sites contaminés par ces apports anarchiques.

E- Ajuster les actions au cycle naturel du mercure

Moyens:

la compréhension du processus de transport atmosphérique;
la localisation des zones exposées aux retombées et des zones sécuritaires;
l'identification des zones géologiquement saturées.

D'autres buts et d'autres moyens sont à retenir pour atteindre les objectifs à caractère social, économique et politique, moyens qui risquent toutefois de toucher les responsabilités de plusieurs groupes impliqués dans la problématique du mercure. Nous suggérons ici seulement les buts visés par ces actions, en laissant l'élaboration des moyens aux autorités compétentes. A ce niveau, les buts touchent

surtout le respect des traditions des populations amérindiennes, l'accessibilité sécuritaire aux activités économiques, sportives et culturelles de la région, la prise de conscience de l'intégrité homme-milieu dans le Nord-Ouest québécois et le développement harmonieux qui peut en découler.

La mise en oeuvre de cette stratégie régionale d'intervention suppose la création d'un comité doté de structures permettant une action globale qui, une fois les modalités d'intervention régionale élaborées et mises en place, pourrait dépasser le cadre régional du problème du mercure. L'intervention devra aussi découler le plus possible d'une perception globale du problème des substances toxiques au Québec.

On remarque que le choix des moyens n'a pas été tellement explicité ici. Il reviendra au comité d'organiser la mise en oeuvre de la stratégie et d'établir des cheminements critiques après inventaire des ressources humaines, techniques et financières disponibles. Toutefois, les critères de choix des actions souhaitables ont été clairement posés. Ces actions devront, dans le cadre de la réalité environnementale et technologique, susciter l'intérêt de tous les organismes et individus impliqués dans le problème et favoriser le montage entre les divers ministères responsables. Elles devront aussi favoriser une prise de conscience populaire des problèmes environnementaux de la société. Enfin, au niveau environnemental, il faut admettre le sacrifice du rendement à court terme au rendement à long terme; ce n'est pas du temps perdu puisque de telles actions auront des retombées dans d'autres secteurs de la problématique environnementale dont le mercure est seulement une amorce.

**LE MERCURE
AU NORD-OUEST
QUÉBÉCOIS**

ASPECTS ENVIRONNEMENTAUX

rapport du
comité interministériel
sur le mercure

Juillet 1976

INTRODUCTION

Le mercure, que l'on retrouve dans l'écorce terrestre à des concentrations variables (~ 60 ppb en moyenne, selon Green, 1959) est utilisé de 3,000 façons différentes par 80 types d'industrie (Lu, 1973). Non essentiel à la vie, cet élément, dont les propriétés chimiques le rendent bio-actif et bio-accumulable, a cristallisé l'opinion des environmentalistes. Par ailleurs, sa dispersion dans le milieu, le stress qu'il impose aux organismes constituant les écosystèmes et les calamités subies par les populations humaines qu'il a contaminées constituent la preuve irréfutable des méfaits de la croissance anarchique du complexe techno-industriel supportée par une philosophie d'exploitation à outrance des ressources environnementales¹.

Suite à l'atrocité des intoxications épidémiques aux méthyl mercure provoquées par l'alimentation à base de produits marins contaminés (au Japon) et par l'ingurgitation malencontreuse de graines de semences enrobées d'un dérivé mercuriel (en Iraq), l'inquiétude des années 60 a bientôt cédé la place au désarroi. C'est dans ce cadre émotif que les sociétés technocratiques ont réalisé peu à peu l'étendue biosphérique du problème et sa signification toute particulière dans l'évaluation des valeurs fondamentales de l'homme en devenir dans le métabolisme trop actif d'un système industriel qui s'épuise. Derrière les hésitations apparentes à faire la lumière le plus rapidement possible sur le problème du mercure se cachent donc des interrogations beaucoup plus fondamentales. Ainsi, connaissant l'importance du rôle de substances comme le DDT, le mercure et les PCB dans le maintien des "droits acquis" de l'homme, mais incapable d'évaluer les droits que les générations à venir ont dû consentir dans cette négociation inconsciente, comment pouvons-nous compenser maintenant sans affaiblir d'autant le système économique?²

¹ L'élévation des concentrations de mercure dans les neiges du Groenland témoigne de l'importance de l'impact des activités humaines sur son cycle global; les concentrations ont doublé, passant de .03 - .07 ppb au siècle dernier à .09 - .23 ppb au cours des dernières décades (Weis et al., 1971).

² Cette attitude, que l'on peut généraliser à l'ensemble des systèmes, est une manifestation normale dans le continuum éco-technologique. Il s'agit d'une mutation anticipée depuis longtemps, c'est-à-dire le passage du techno-industriel à l'éco-technologique.

Les manifestations de la détérioration des relations dynamiques entre les éléments structurels de la bio-géosphère causées par la contamination du milieu par des substances bio-actives (organiques réfractaires ou inorganiques) constituent un syndrome environnemental d'auto-intoxication. Ce syndrome annonce une rétroaction négative dans le système affecté; il est normal dans ce contexte de rechercher les rétroactions qui agiront en harmonie avec la dynamique économique et politique de ce système de façon à minimiser les délais et à augmenter l'efficacité des interventions¹.

Les mythes qui ont permis la croissance des sociétés industrielles s'effritent peu à peu. Cependant, la pulvérisation du mythe de la résilience des systèmes environnementaux sera véritablement amorcée quand l'homme technologique, technocratique et politique aura reconnu les règles fondamentales du jeu: toute atteinte à l'intégrité systémique homme-milieu se fait aux dépens de l'un ou de l'autre. Ainsi, pour maintenir un équilibre (*une trajectoire évolutive stable*) il est essentiel de contraindre simultanément ou tout au moins cycliquement les deux composantes majeures: l'exploité (le milieu) et l'exploitant (l'homme).

Les délais multiples dans l'action, qui se manifestent au cours du processus de conscientisation nécessaire pour bien réagir au problème du mercure, sont un phénomène normal dans une société qui ne peut, sans risquer l'incohérence totale, accéder à une démarche ferme *mais sans finalité*; cette situation semble transparente dans l'histoire du mercure en Suède:

..."On peut dire que le mercure a révélé de nombreux problèmes pertinents au phénomène de la pollution et aux conséquences médicales en général. Au niveau national en Suède, il y a eu un manque d'intérêt et d'action au tout début, quand on a fait la lumière sur le problème du mercure. On a mis au moins dix ans pour abandonner l'usage du méthyl mercure dans l'enrobage des graines de semence... Concernant

¹

Ainsi, les problèmes environnementaux dont on prend conscience actuellement sont en quelque sorte le feu jaune qui annonce le feu rouge auquel devra se soumettre le "véhicule industriel" s'il veut éviter l'accident.

la contamination des poissons en Suède, la situation présente des aspects médicaux aigus. Nous étions probablement au seuil d'une intoxication épidémique qui aurait pu se produire si des actions n'avaient pas été prises.

Les autorités administratives ont été critiquées par plusieurs biologistes pour ne pas avoir réagi assez rapidement. La gravité de la situation est devenue évidente en 1965 et un an s'est écoulé avant que des actions efficaces soient entreprises. On doit se rappeler toutefois qu'on avait à l'époque très peu d'expérience dans ce genre de problème et qu'on ne pouvait s'attendre à des décisions et des intervalles adéquats".

(Ramel, 1976)

Au Canada, le scénario est vaguement semblable: le mal est déjà fait et le mercure (maintenant recherché) est omniprésent dans les régions industrialisées. Si en Suède on n'a pas rapporté de cas connu d'intoxication, au Canada on rapporte au moins 37 cas où se sont manifestés des symptômes sensoriels chez des autochtones du English-Wabigoon River System, en Ontario (Spurgeon, 1976), et au Québec, sur 49 Indiens Cris examinés, il y a 6 cas certains d'intoxication par le méthyl mercure, 10 cas probables et 9 cas possibles¹. Dans plusieurs de ces cas, il semble que l'industrie peut être mise en cause; au Québec, les opérations de l'usine de chlore alcali de la Domtar, située sur le complexe de la rivière Bell à Lebel-sur-Quévillon, a, hors de tout doute, provoqué une augmentation de mercure dans le système de drainage des rivières Bell et Quévillon comme en témoignent les analyses des carottes sédimentaires relevées à plusieurs endroits dans le système de drainage en aval de l'usine (Thomas et al., 1975).

Si dans ce cas, la présence de mercure dans les eaux et dans les sédiments de la rivière a certainement favorisé sa bio-accumulation dans les organismes aquatiques qui y vivent, on ne peut expliquer de façon aussi directe les concentrations élevées en mercure retrouvées dans des poissons (dorés et brochets) capturés dans des systèmes de drainage éloignés de toute activité minière ou de trans-

¹

Compte rendu de la réunion de consultation du comité d'étude et d'intervention sur le mercure au Québec, 8 et 9 mai 1976, Manoir du Lac Delage, Québec.

formation importante¹.

Ainsi, en plus d'une situation de causalité où l'intervention s'avère plausible, devons-nous faire face à la vaste problématique du cycle du mercure dans une région méconnue qui constitue le patrimoine séculaire des autochtones; on constate aisément l'envergure du problème et les répercussions considérables que peut avoir toute intervention précipitée.

C'est dans ce cadre d'activité que le comité interministériel d'intervention sur le mercure a entrepris de brosser un tableau de la problématique mercurielle dans le Nord-Ouest québécois.

¹

Au lac Mistassini, Barbeau et al. (1976) rapportent trois cas d'intoxication certaine au mercure que l'on ne sait pas encore comment relier aux activités passées de la mine Icon Sullivan située au sud de la Baie du Poste.

CHAPITRE 1

LE CYCLE
GLOBAL DU
MERCURE

1. LE CYCLE GLOBAL DU MERCURE

Le mercure a toujours interféré avec la vie malgré les nombreuses mutations dans l'organisation du vivant; ces mutations ont donné lieu à une infinité de fonctions physiologiques et leurs associations se traduisent par le comportement unique de chaque espèce composant l'écosphère au temps actuel de l'évolution. Bien avant l'apparition de l'homme technologique, le mercure, par ses caractéristiques physico-chimiques particulières, évoluait selon un cycle complexe de la masse géologique terrestre vers la masse des sédiments océaniques après avoir emprunté diverses voies de transfert, sous différentes formes chimiques, dans les composantes de la biosphère. Non essentiels au maintien du métabolisme des organismes en général (animaux et végétaux), leurs caractéristiques biomoléculaires rendent pourtant les ions Hg^{++} et R-Hg^+ protéophiles (surtout par réaction avec les groupements sulfhydril des protéines); ils agissent ainsi sur les fonctions normales du complexe protéique dans le vivant. Ainsi, des enzymes du sang contenant des groupements sulfhydrils tels la phosphohexase et la phosphoglucose isomérase seront inhibés par les transformations structurelles induites par la présence du mercure (Clarkson et al., 1972); d'autre part, malgré une affinité moins marquée avec les groupements aminés ou carboxyl, le mercure pourra inhiber d'autres fonctions enzymatiques telles le 2,3 diphosphoglyceryl dehydrogenase impliquées dans le mécanisme de transport de l'oxygène par l'hémoglobine (Clarkson et al., 1972). Par ces quelques exemples, on constate aisément que le mercure entraîne des disfonctions métaboliques complexes et inter-agissants au sein même du vivant qui constitue une voie importante et inévitable de son cheminement dans la biosphère.

Ainsi, dans ce cadre de pensée, le cycle naturel du mercure, bien qu'il semble non déterminant dans le maintien du métabolisme de l'écosphère, devient un cycle critique qui, localement, régionalement ou même globalement, pourra entraîner un état de stress environnemental si l'intervention humaine accélère certaines de ses voies¹.

1

Dans les régions où la concentration en mercure dans des dépôts affleurants est élevée, les pressions dans le cycle naturel du mercure sont grandes; ainsi, nous sommes susceptibles d'en retrouver davantage à chacune des étapes du cycle.

Toute modification dans les voies de transfert et dans les taux de transfert du cycle d'un élément non-essentiel, bio-actif et bio-interférant, constitue une agression au métabolisme global de l'écosystème affecté. Il ne semble pas possible d'évaluer à priori la portée de l'agression bien que l'on puisse constater ses effets à l'un ou l'autre des niveaux, chez l'homme par exemple.

Comme le montre la Fig. 1.1, l'intervention de l'homme (extraction et utilisation du mercure) agit localement (*mines et industries éparses*), régionalement (*centres urbains, industriels et miniers*) et globalement (*ensemble des activités humaines*) sur le cycle et compromet l'équilibre bio-géosphérique antérieur.

Il nous apparaît donc essentiel de bien comprendre le cycle du mercure, d'en développer une perception régionale et d'en identifier les manifestations dans le milieu si l'on veut être en mesure d'esquisser une image de son comportement dans le Nord-Ouest québécois.

1.1 CYCLE GLOBAL NATUREL DU MERCURE

Le mercure disponible qui entrera éventuellement dans le cycle par volatilisation est dispersé dans l'écorce terrestre où les teneurs peuvent varier de 10 à 10,000 ppb (USGS, 1970), selon les mécanismes qui ont présidé à la structuration des masses minérales. Il atteint bientôt l'atmosphère et les eaux de surface en subissant des transformations chimiques et biochimiques, puis poursuit son cours (empruntant plusieurs voies) vers les eaux marines où il sera progressivement entraîné vers les sédiments marins via les processus de génèse des sédiments.

Les sources naturelles de mercure

Selon le schéma proposé du cycle du mercure, c'est la masse géologique terrestre (Fig. 1.1 et Fig. 1.2) qui est à l'origine du cycle; cet élément chalcophile est surtout associé au soufre dans la géosphère. Hautement volatile, le mercure en provenance de la masse géologique terrestre (mercure disponible associé au sous-sol en général et aux aires de minéralisation) passe dans l'atmosphère directement (activités volcaniques, volatilisation ou sublimation) ou encore

via les sols par volatilisation subséquente; une partie du mercure est cependant emmagasinée dans le biota terrestre, occasionnant ainsi un délai dans son relâchement (par transpiration) dans l'atmosphère ou une bifurcation vers les eaux de surface, via les processus d'érosion des sols et de la végétation sénile par le vent et la pluie.

Le mercure dans le sol et l'humus

Le mercure retrouvé dans le sol est le résultat d'un équilibre dynamique entre les processus de volatilisation du mercure de la roche mère et des aires de minéralisations, de retombées atmosphériques humides et sèches, de l'érosion chimique des roches superficielles ainsi que celui de l'écoulement physique des eaux de drainage. Les concentrations auront plus ou moins tendance à être élevées selon que le sol est constitué de substances organiques ayant un haut pouvoir complexant pour le mercure ou qu'il soit constitué de substances minérales ayant un pouvoir d'adsorption (capacité d'échange ionique) moyen ou faible. Les concentrations dans le sol dépendront aussi des conditions micro-environnementales telles le pH, le Eh, la concentration en oxygène dissous, l'humidité, etc. Ainsi un sol agricole bien aéré éloigné des foyers d'émissions de mercure aura des concentrations de l'ordre de 70 ppb alors que les concentrations de mercure dans un sol riche en matière organique présentant des conditions réductrices élevées ($Eh < 0$), telle une tourbière, pourront dépasser 10,000 ppb (Kothny, 1973); l'humus recueilli en plusieurs points sur le territoire du Nord-Ouest québécois présente des teneurs variant de quelques ppb à plus de cent (Winmill, 1972)¹.

En plus de leur contenu intrinsèque en mercure, les sols reçoivent du mercure de l'adsorption des gaz volatilisés à partir de la roche mère ou des dépôts minéraux, de l'impact inélastique des particules aériennes, de lessivage de l'atmosphère par les précipitations sous forme de pluie ou de neige, des débris organiques, végétaux et animaux; ils en libèrent vers l'atmosphère par volatilisation et par évaporation, vers le biota terrestre par bio-extraction et vers les eaux superficielles par érosion chimique et physique. En milieu naturel, ces processus sont en équilibre.

¹ Shacklette (1970) rapporte des concentrations de 40,000 ppb dans les horizons A₂ et B de sol recouvrant des dépôts de cinabre et des concentrations de 10 à 300 ppb pour des sols supportant la croissance de végétation.

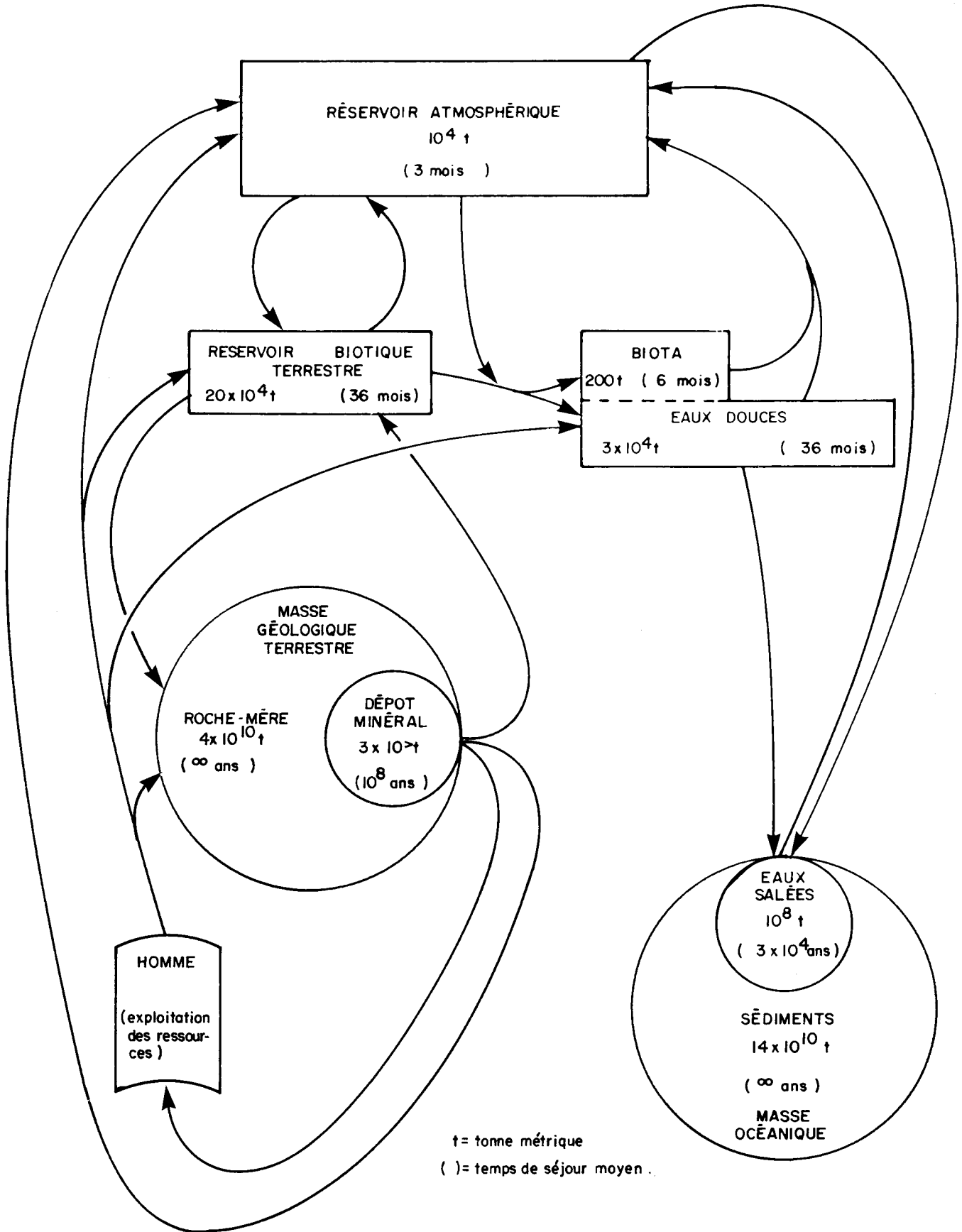


Fig. 1.1 . Schéma du cycle biogéosphérique du mercure (adapté de Kothny, 1973).

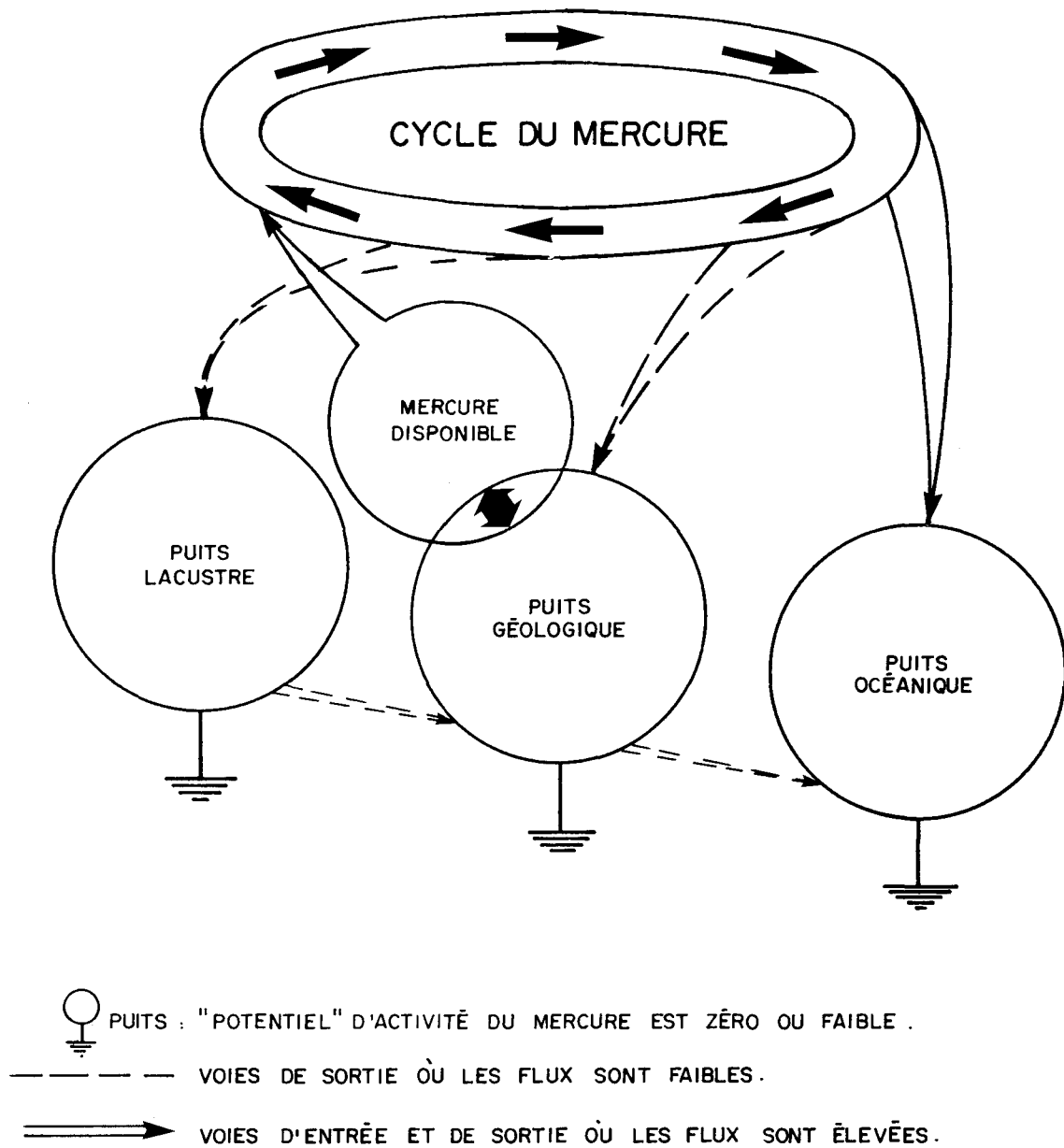


Fig. 1. 2. Sources et puits de mercure dans le cycle global.

Le mercure dans le biota terrestre

Bien que les organismes animaux puissent jouer un rôle important dans les transferts du mercure à l'intérieur du cycle, c'est à la biomasse des autotrophes qu'il est surtout associé, cette dernière étant beaucoup plus importante que la biomasse animale. Peu d'observations systématiques de la distribution du mercure dans la végétation ont été réalisées (Shacklette, 1970); on constate même que la méthode de détermination du mercure sur la base de poids sec a entraîné des erreurs systématiques de détermination suite aux pertes de mercure lors du séchage des échantillons.

Néanmoins, Shacklette (1970) estime que les concentrations dans le tissu végétal dépassent rarement 500 ppb (poids sec) dans les régions où le sol et le sous-sol ne présentent pas d'aire de minéralisation où le mercure abonde; d'autre part, dans des milieux non affectés par l'homme et truffés de dépôts minéraux ayant des teneurs élevées en mercure, les concentrations exprimées par poids sec dans les tissus végétaux pourraient se situer entre 500 et 3,500 ppb. Dans le Nord-Ouest québécois, on a mesuré dans différents tissus (feuillage, écorce et tronc) de bouleaux et d'épinettes des concentrations variant entre 1 et 470 ppb, les plus fortes concentrations se rencontrant généralement dans le feuillage (Winmill, 1972).

Le comportement de chaque espèce est unique; leur capacité d'absorption dépendra du type de sol supportant la croissance (organique ou inorganique), des conditions microclimatiques (température, ensoleillement, O_2 et CO_2 dans le sol et l'atmosphère, humidité du sol et de l'atmosphère, pH, Eh, etc.) et bien entendu, des caractéristiques physiologiques de l'espèce (type de végétation, croissance, cycle diurne et annuel, âge, santé des organismes, etc.). Dans des conditions biophysiques et physiologiques semblables, les sols ayant une haute teneur en mercure supporteront une végétation présentant des concentrations plus élevées que la flore qui croît sur des sols pauvres en mercure.

Les végétaux absorbent le mercure directement à partir du sol, par les racines, via l'action combinée de la complexation organique dans l'environnement du rhizome, de l'action des micro-organismes du sol et de la circulation de l'eau dans la plante; elles absorbent le mercure métallique directement à partir de l'atmosphère via le complexe membranaire du tissu photosynthétique. Les plantes

rejetent le mercure métallique dans l'atmosphère par le processus d'évapotranspiration et sont susceptibles de le libérer, complexé à des substances organiques aromatiques; lors de la décomposition des débris organiques en provenance du métabolisme global de la végétation, le mercure sera acheminé vers les rivières et les lacs par le ruissellement hydrologique (charriage et dissolution).

Le mercure dans les eaux superficielles

Le mercure se retrouve sous différentes formes dans les eaux superficielles; sa distribution est reliée à la structure du cycle hydrogéologique et à la nature des sols et du sous-sol drainés. L'alimentation de base des eaux superficielles par les eaux souterraines joue un rôle déterminant dans les concentrations que l'on retrouve dans les eaux de surface. Dans une étude sur les eaux souterraines en Toscane (Italie), Dall'Aglio (1968) constate que les concentrations "normales" varient de 0.01 à 0.05 ppb alors que Lalonde (1976) rapporte des concentrations de mercure dans des nappes aquifères du Nord-Ouest québécois qui se situent entre 0.1 ppb et plusieurs dizaines de ppb. Des concentrations élevées de mercure sont susceptibles d'être rencontrées dans les eaux souterraines qui sont en contact avec un milieu géologique riche en mercure; dans des champs pétrolifères en Californie, les concentrations pouvaient atteindre 100 à 200 ppb de mercure tandis que dans les sources d'eau chaude, elles se situaient entre 0.5 et 3 ppb et atteignaient une centaine de ppb dans l'eau condensée des vapeurs de geyser (USGS, 1970).

Les eaux de surface fluviales ou lacustres sont certes influencées par de nombreux apports en provenance de l'atmosphère (précipitations, retombées, captage moléculaire, etc.) ou des eaux de ruissellement hypodermiques et superficielles du bassin versant; de plus, des concentrations élevées dans les eaux souterraines constituent un indice de leurs apports potentiels en mercure aux eaux de surface. Ainsi, on rapporte des valeurs normales de mercure total dans les eaux de surface entre 0.1 et 0.5 ppb (Anonyme, 1975), ou d'environ 0.05 ppb en moyenne dans le Nord-Est des Etats-Unis (Klein 1972) tandis que les concentrations maxima mesurées atteignaient 2.8 ppb dans des milieux affectés par l'activité de l'homme. Les études de Klein (1972) lui ont permis d'estimer que les "concentrations naturelles" en mercure dans le Nord-Est des Etats-Unis étaient d'environ

0.055 ppb avec une déviation standard de 0.035 ppb. Dans une étude récente s'étendant à 31 états aux Etats-Unis, on a constaté que sur les 73 échantillons recueillis, 34 d'entre eux présentaient des concentrations en mercure sous la limite de détection (< 0.1 ppb), 27 se situaient entre 0.1 et 1 ppb, 10 entre 1 et 5 ppb et 2 dépassaient la norme relative aux eaux de consommation, c'est-à-dire 5 ppb (Wershaw, 1970). En général, on peut admettre que dans les régions non affectées par les activités de l'homme et exemptes d'aires de minéralisation, les concentrations de mercure dans les eaux superficielles ne devraient pas dépasser 0.1 ppb (Wershaw, 1970).

Le mercure dans l'atmosphère

L'atmosphère est un milieu hétérogène tant dans sa structure que dans sa dynamique. Elle constitue un réservoir important à vidange rapide pour un très grand nombre de substances; par exemple, Kothny (1973) estime à 10^4 tonnes métriques la quantité de mercure qui y séjourne et évalue à 3 mois son temps de séjour moyen. Toutefois, compte tenu de son hétérogénéité et de la complexité des processus d'apport et d'export de mercure, il faut considérer ces chiffres comme des estimés permettant tout juste une évaluation de l'ordre de grandeur de la réserve atmosphérique.

C'est à sa volatilité que le mercure doit son omniprésence dans l'atmosphère. Ainsi, un sel de mercure, tel le HgI_2 , aura une pression de vapeur suffisamment élevée pour entraîner une concentration de mercure de l'ordre de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$, alors que le chlorure de méthylmercure en solution aqueuse ($\text{pH} \sim 5$, à 23°C) entraînera des concentrations dans l'atmosphère ambiante dépassant $900 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Kothny, 1973). La volatilité du mercure inorganique décroît selon la séquence $\text{Hg} > \text{Hg}_2\text{Cl}_2 > \text{HgCl}_2 > \text{HgS} > \text{HgO}$, alors que la chlorure de méthylmercure est beaucoup plus volatile que les autres formes méthyliques ou éthyliques de mercure qui ont un comportement semblable au mercure inorganique (Jenne, 1970). Bien que la température et l'humidité dans le sol et dans l'atmosphère aient une influence considérable sur le taux de volatilisation du mercure, c'est la concentration du mercure dans les sols et dans les végétaux qui sera déterminante dans les flux de cet élément vers l'atmosphère.

Le mercure volatilisé des sols ou de la biomasse végétale sous ses différentes formes chimiques s'associera plus ou moins rapidement aux composantes particu-

lares ou macromoléculaires de l'atmosphère où il pourra subir des transformations sous l'action combinée des rayons ultra-violet, des gaz actifs (O_2 , O_3 , NH_3 , etc. et des nombreux polluants en suspension. On le retrouve à des concentrations variant entre 0.7 ng/m^3 en milieu rural peu influencé ou au-dessus de l'océan et jusqu'à 14000 ng/m^3 en milieu urbain (Kothny, 1973). Notons toutefois que dans les régions où le mercure est abondant, les concentrations dans l'atmosphère peuvent atteindre $20,000 \text{ ng/m}^3$ (McCarthy et al., 1970). Généralement, les concentrations décroissent avec l'altitude et avec la distance des sources de mercure. On constate de plus que malgré les concentrations élevées retrouvées à proximité des aires de minéralisation, nous sommes encore loin de la concentration d'équilibre correspondante à la tension de vapeur théorique du minerai; le vent est donc un facteur important pouvant accélérer les flux de mercure du sol vers l'atmosphère.

Le mercure quittera l'atmosphère, associé aux particules ou solubilisé dans les eaux atmosphériques par complexation avec la matière organique¹ présente en abondance dans l'atmosphère. D'une part, les particules par impact inélastique avec le sol, la végétation ou la surface de l'eau, contribueront à l'export du mercure hors du réservoir atmosphérique; d'autre part, les précipitations au cours de leur processus de formation en présence de centre de nucléation et de particules Aitkens (*rain out*) et lors de la traversée de l'atmosphère par captage des particules en suspension (*washout*) achemineront le mercure vers le sol, les eaux de surface et le milieu marin.

Les concentrations de mercure dans les précipitations peuvent atteindre des valeurs relativement élevées; le peu de données accessibles sur le sujet permet une évaluation grossière des concentrations susceptibles de s'y retrouver. Jenne (1970) rapporte les travaux de Stock et Cucuel (1934): 5 échantillons recueillis présentaient des concentrations d'environ 0.01 ppb , 12 autres d'environ 0.2 ppb avec des valeurs maximales de 0.48 ppb . Plus récemment, Biggs et al. (1973) ont mesuré des concentrations de mercure dans les précipitations de petits bassins hydrographiques à vocation agricole du Delaware: les concentrations étaient généralement inférieures à $.2 \text{ ppb}$ avec des pointes exceptionnelles de l'ordre de quelques ppb (de 1 à 3 ppb). Enfin, on cite la valeur de 0.2 ppb comme étant la "concentration normale" de mercure dans les eaux atmosphériques (Anonyme, 1975).

¹

Les concentrations de carbone organique dans les précipitations atteignent 3 ppm en milieu rural; ceci témoigne des concentrations élevées susceptibles d'être rencontrées dans l'atmosphère (Lachance et Sasseville, 1976).

Le mercure en milieu marin

Même s'il est probable que les eaux marines relâchent du mercure vers l'atmosphère, selon les lois fondamentales de la thermodynamique, on reconnaît généralement qu'elles en importent davantage qu'elles en exportent; l'écoulement des eaux douces vers les eaux salées ainsi que les précipitations humides (rainout et washout) et sèches (particules aériennes organiques ou inorganiques) sont les contributions majeures à l'importation de mercure en milieu marin. Considérant les faibles teneurs en mercure rencontrées généralement dans l'atmosphère marine ($.6 \text{ ng/m}^3$), compte tenu du processus de genèse des sédiments marins et de l'association du mercure à ce processus, on doit s'attendre à en retrouver des concentrations relativement faibles dans les eaux salées.

En effet, les concentrations moyennes dans les eaux marines de surface seraient distribuées ainsi (Chester et al., 1973):

Milieu	Concentration de mercure (ppb)
Est de l'Atlantique nord	~ 0.050
Est de l'Atlantique sud	~ 0.040
Océan Indien	~ 0.030
Mer de Chine	~ 0.047

Il semble cependant que les régions nord et sud de l'Atlantique contiennent beaucoup plus de mercure (0.088 ppb) que les régions équatoriales (0.033 ppb); ceci semble témoigner de l'intensité du métabolisme des eaux équatoriales où l'absorption du mercure par le plancton est plus intense et son acheminement vers le puits océanique plus actif. On estime de plus, que les concentrations plus élevées de mercure retrouvées dans la partie nord-est de l'Atlantique reflètent les pressions exercées sur le cycle du mercure par les activités humaines¹ (Chester et al., 1973).

¹ Cette affirmation est purement hypothétique comme le démontre l'étude de Robertson (1972) sur les eaux marines côtières de l'Angleterre; il ne lui a pas été possible de mettre en évidence une augmentation de mercure dans ces eaux.

Les formes sous lesquelles on retrouve le mercure en milieu marin sont sûrement diversifiées par l'action combinée des innombrables processus physico-chimiques et biochimiques dont les eaux salées sont le siège. On peut estimer cependant que les affinités du mercure pour la matière organique le rendent susceptible d'y être associé. Les travaux de Lindberg et al. (1973) montrent que 54 à 82% du mercure dissous dans les eaux côtières du Golfe du Mexique est associé à de la matière organique de type acide fulvique, de faible poids moléculaire (P.M. < 500). Le mercure aura tendance à être maintenu en solution si la matière organique ne précipite pas; toutefois, plusieurs auteurs ont émis l'hypothèse que les matières humiques et fulviques précipiteraient dans les zones de mélange des eaux douces et des eaux salées (Lindberg et al., 1973), entraînant avec elles le mercure. Ainsi, on s'attend à retrouver des concentrations élevées de mercure dans les sédiments côtiers.

Le mercure associé à la matière particulaire (matière retenue sur un filtre de 0.45μ) qui constitue une fraction variable du mercure total dans les eaux marines, pourra réagir avec la matière organique dissoute, passer en solution, entrer dans la chaîne alimentaire via les phagocytes et les organismes ingurgitant la matière particulaire comme nourriture, ou plus simplement sédimenter via le processus d'agglomération des particules chargées en suspension dans l'eau salée. Quoiqu'il en soit, la majeure partie du mercure dissous ou en suspension se retrouvera tôt ou tard incorporé au puits océanique constitué par les sédiments marins.

Les puits de mercure

La description schématique simplifiée du cycle du mercure apparaît à la Fig. 1.3. On y constate d'abord la présence d'un puits géologique qui est constitué du mercure non disponible à l'entrée du cycle; à la sortie, le comportement du cycle y révèle un puits lacustre et fluvial (peu important) et le puits océanique aussi important que le puits géologique (Fig. 1.2).

La concentration moyenne en mercure dans la roche mère se situerait entre 30 et 60 ppb (Anonyme, 1975) et serait distribuée selon le type de roche; ainsi, dans les roches ignées, sa concentration est généralement inférieure à 200 ppb et la moyenne serait aux environs de 100 ppb, tandis que dans les roches métamor-

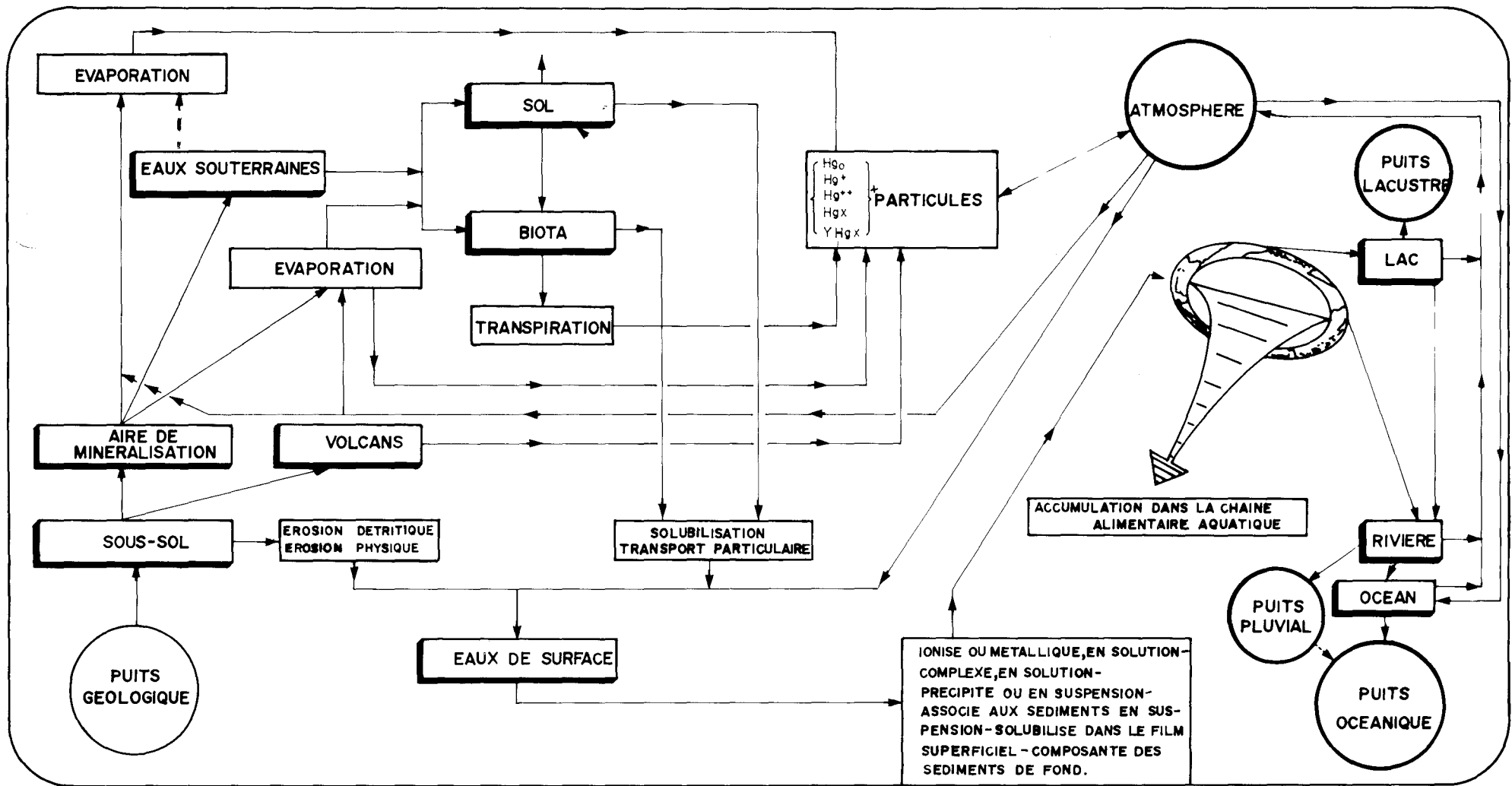


Fig:1.3 Description schématique du cycle du mercure.

phiques et sédimentaires, les variations de concentrations sont très élevées (20 à 400 ppb) et la concentration moyenne dans les roches sédimentaires serait située entre 30 et 50 ppb (Fleisher, 1970). Dans les sédiments lacustres (ou fluviaux) les concentrations naturelles dans le Nord-Ouest québécois sont de l'ordre de 60 ppb (Thomas et al., 1975), tandis que dans les sédiments marins, Kothny (1973) retient 410 ppb comme concentration moyenne.

Le puits océanique constitue le point de sortie majeur du cycle du mercure. Les sédiments marins¹ doivent en quelque sorte immobiliser davantage de mercure que l'action chimique et biotique en mobilise. La méthylation du mercure par l'action des micro-organismes peut constituer une voie de mobilisation importante; toutefois, les études effectuées par Jernelöv (Lindberg et al., 1973) sur la production de CH_3Hg^+ et $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ par les sédiments montrent que seulement 0.01 à 1% du mercure total dans les sédiments peut être méthylé chaque année. Quant à la diffusion des eaux interstitielles des sédiments vers les eaux libres, malgré la présence d'une concentration élevée de mercure complexé, elle ne représente que 3% environ de l'import en mercure dans le réservoir sédimentaire. La remise en suspension de sédiments fraîchement déposés peut entraîner une mobilisation considérable du mercure si les conditions de pH et d'oxydo-réduction sont favorables. Cependant, les études de Lindberg et al. (1973) ont clairement établi que ces conditions favorables se maintiennent difficilement et qu'après une brève mobilisation de mercure associé aux sédiments, un nouvel équilibre s'établissait très près des conditions qui prévalaient antérieurement.

On peut donc formuler l'hypothèse probable que les sédiments marins constituent le puits (sink) de mercure, ce qui explique les faibles concentrations retrouvées dans les eaux marines.

1.2 INTERVENTION DE L'HOMME DANS LE CYCLE

Les voies de transfert du mercure dans le cycle global accessible directement à l'intervention de l'homme sont restreintes mais donnent accès au réservoir atmosphérique, aux eaux lacustres et fluviales et au milieu marin; les activités

¹

Les sédiments de l'estuaire au Saint-Laurent ont des teneurs en mercure qui varient de 30 à 950 ppb, les concentrations s'élevant graduellement de 150 ppb dans le golfe proprement dit à environ 1000 ppb dans la région du Saguenay. Le mercure est surtout associé à la fraction organique des sédiments (Loring, 1975).

minières, industrielles, urbaines et agricoles de l'homme sont toutes susceptibles de contribuer de façon significative à ces grandes voies de transfert. Dans un "cycle critique", tel celui du mercure, il est possible qu'une agression marquée des mécanismes naturels d'échange auxquels le vivant a su s'adapter au cours de son évolution, entraîne des conséquences graves que l'on estime trop souvent improbables. Malgré des manifestations locales, mais spectaculaires, des effets du mercure sur le vivant et particulièrement sur l'humain, on ne doit pas écarter la possibilité d'apparition de traumatismes environnementaux plus graves, insoupçonnés à l'heure actuelle et qui pourraient se répercuter à l'échelle de la biosphère.

Dans un cycle naturel considéré comme "critique", toute perturbation des flux de matière, par des apports ou des exports du même ordre de grandeur que les flux eux-mêmes, est susceptible d'engendrer des problèmes environnementaux d'importance à court, moyen et à long terme. Les mécanismes de détection de tels problèmes étant encore à imaginer, toute activité humaine contribuant à ces perturbations devra être soigneusement analysée de façon à ce qu'il soit possible de réduire au maximum sa contribution au cycle.

Les contributions des activités de l'homme au cycle du mercure sont diversifiées elles peuvent cependant être regroupées selon trois grandes catégories:

1. L'extraction du mercure, ses transformations et usages dans l'ensemble des sphères d'activité de l'homme;
2. L'extraction de minerais ou d'hydrocarbures auxquels est associé le mercure, leurs transformations et usages (dans l'ensemble des sphères d'activités de l'homme);
3. L'exploitation de ressources modifiant sensiblement l'équilibre naturel, ce qui entraîne généralement une modification des voies de transfert

1

Les nombreuses connaissances acquises sur certains processus environnementaux entraînent une sécurisation induite dans les sociétés industrialisées; on s'attend à être en mesure de prévoir les conséquences de telle intervention alors qu'elle pourrait causer des torts graves à l'environnement par des processus encore totalement ignorés. C'est ce qui s'est produit dans le cas du mercure.

dans le cycle¹.

Le mécanisme de pertes de mercure vers l'environnement est semblable pour les contributions de type 1 et 2; l'examen de la Fig. 1.4, où sont schématisées les contributions directes de l'homme au cycle du mercure, fait ressortir le nombre élevé des possibilités de pertes vers l'environnement. En postulant qu'à chaque niveau d'extraction, de transformation et d'usage, il y a une perte de mercure inévitable mais contrôlable (en intensité du moins), on établit rapidement que le nombre des points d'entrées du mercure dans le cycle étant très élevé, ils sont certes difficilement contrôlables dans l'ensemble.

Dans la contribution de type 1, on peut s'attendre à ce que les pertes et les fuites augmentent parallèlement à la spécialisation des transformations et des usages². Inversement, pour les contributions de type 2 (pétrole, forêt, etc.), les pertes relatives diminuent avec la spécialisation des transformations et des usages³.

Quant à la troisième catégorie⁴ de contribution, on peut l'illustrer aisément par un ensemble de vannes de contrôle agissant sur les flux de matières entre certains réservoirs du cycle, chacune des vannes correspondant à des processus environnementaux perturbés par l'intervention de l'homme.

¹ L'exploitation forestière par exemple peut augmenter le taux de bio-extraction de la roche mère pendant une période suffisamment longue pour entraîner une augmentation de concentrations de mercure dans tous les macro et micro-réservoirs composant le cycle régional.

² Des transformations générales vers les transformations spécialisées, c'est-à-dire que les pertes soient proportionnellement plus élevées dans les secteurs où l'utilisation du Hg sera vouée à un usage spécialisé.

³ Dans le cadre d'une intervention globale, un tel principe, encore hypothétique, pourrait s'avérer fondamental dans l'élaboration de la stratégie d'intervention.

⁴ Il nous apparaît difficile dans le cadre de ce travail d'évaluer l'importance de la contribution de l'homme au cycle du mercure via les bouleversements environnementaux dont il est à l'origine; à notre avis, bien qu'insignifiante à l'échelle globale, les contributions de ce type peuvent avoir des conséquences importantes à l'échelle régionale ou locale.

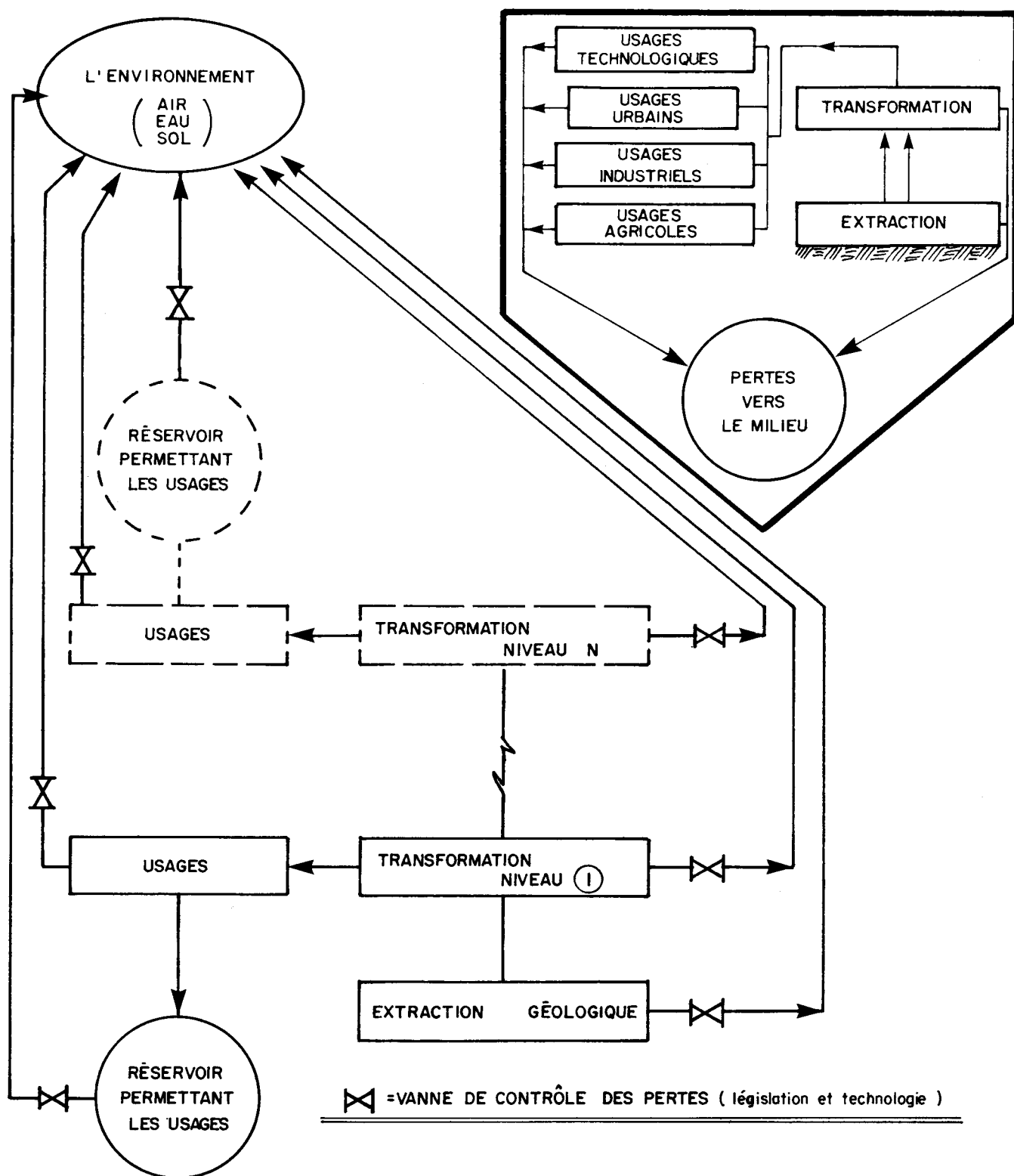


Fig.1.4 . Schéma des pertes de mercure vers l'environnement associées aux activités de l'homme .

La structure de consommation du mercure aux États-Unis et au Canada, pour l'année 1969, apparaît aux tableaux 1.1 et 1.2. On y dénote au moins 11 grandes classes d'usages ainsi que plusieurs autres usages mineurs connus ou inconnus. Malgré que la fabrication du chlore et de la soude et de l'instrumentation de contrôle industriel utilise environ 50% du mercure en circulation, il est important de ne pas minimiser la contribution des autres usages, plus diffuse et certes moins perceptible, au cycle global. Si les usages directs du mercure, auxquels sont associées des fuites ou des pertes inévitables vers l'environnement, semblent plus accessibles au contrôle pour les minimiser, tel n'est pas le cas avec les usages indirects, comme la production et la consommation de l'énergie fossile ou l'extraction et la transformation de certains métaux à partir de minerais riches en mercure. On voit qu'il serait important de comprendre en détail la structure de consommation directe et indirecte de mercure avant d'être en mesure de formuler des politiques cohérentes de contrôle des rejets.

L'extraction du minerai et ses transformations

L'exploitation de dépôts minéraux sulfurés (chalco-pyrites, blendes, galènes, cinabres, etc.) ayant des teneurs plus ou moins élevées en mercure et la transformation du minerai libèrent du mercure dans l'environnement. Une partie importante du mercure est perdue par volatilisation lors de la transformation et constitue un apport très actif au cycle global ou régional.

Les propriétés d'amalgamation du mercure avec plusieurs métaux (or, argent, etc.) en font un précieux outil d'extraction utilisé depuis plusieurs siècles dans les procédés miniers. Ainsi, le plus grand producteur d'or aux États-Unis a récupéré au cours de l'année 1965, 64% de l'or contenu dans le minerai extrait à raison de 32.2 grammes de mercure par once d'or, libérant dans l'environnement environ 5.75 grammes par tonne de minerai (D'Itri, 1973). Au Québec, ce procédé n'est plus utilisé depuis 1949 (voir appendice), on peut retrouver une liste des mines qui ont employé le procédé d'amalgamation dans le processus d'extraction.

L'extraction et la transformation de minerai sont susceptibles de causer des dommages locaux à l'environnement tout en ayant une contribution non négligeable au cycle du mercure (Tableau 1.3).

TABLEAU 1.1: Consommation de mercure selon les différents usages pour l'année 1969 aux Etats-Unis exprimée en milliers (10³) de Kg (USGS, 1970).

USAGES	PRIMAIRE	REDISTILLE	SECONDAIRE	TOTAL
Agriculture	92.8	-	-	92.8
Amalgame	6.7	.03	-	6.7
Catalyse	77.1	5.0	20.0	102.1
Chlore alcali	664.6	-	50.3	714.8
Electro-technique	457.5	133.0	53.0	634.4
Instrumentation	97.7	120.2	22.9	240.8
Laboratoires	42.5	19.1	8.8	70.4
Médecine dentaire	7.4	49.0	48.9	105.3
Peinture	335.6	-	-	335.6
Pâtes et papiers	19.2	-	-	19.2
Pharmacie	12.4	12.6	-	25.0
Autres usages	290.7	2.8	40.7	334.3
Usages inconnus	4.6	3.7	30.2	38.5
TOTAL	2109	345	275	2729

TABLEAU 1.2: Consommation de mercure au Canada selon les usages en 1969, exprimée en tonnes métriques (Buffa, 1973).	
USAGES	CONSOMMATION
Chlore-Alcali	130
Peinture	18
Appareils électriques	15
Instruments de contrôle	14
Art dentaire	12
Agriculture	12
Laboratoires	9
Produits pharmaceutiques	1
Industrie des pâtes et papiers	1
Autres	62
TOTAL	274

Les activités industrielles

La fabrication de produits chimiques par électrolyse (*tels le chlore et la soude*) ou par catalyse¹ (*comme le chlorure de vinyle, l'acétate de vinyle ou l'acétaldéhyde*) emploie de grandes quantités de mercure ou de ses dérivés². L'électrolyse, utilisant le mercure comme cathode mobile, s'accapare de 25 à 50% environ de la consommation selon le pays, en libère, lors du procédé, des quantités appréciables dans le milieu et contamine les produits formés. On évalue à 0.45 lbs par tonne de chlore produit la perte en mercure dans l'environnement, ce qui signifierait une perte globale sur l'ensemble du territoire américain de 990,000 livres au cours de l'année 1968 (D'Itri, 1973). Dans le processus de catalyse, (où le rapport catalyseur-produits plastiques formés est d'environ 1 à 500), les pertes vers l'environnement sont d'autant plus graves qu'une fraction importante est constituée de méthylmercure et d'autres produits toxiques dérivés des plastiques.

L'industrie électro-technique exploite à fond les caractéristiques physiques (dilatation, conductivité électrique et thermique, fluidité, etc.) et chimiques (amalgames, activation électronique, etc.) du Hg dans la fabrication de pièces d'instruments de mesure et de contrôle. On l'utilise dans la fabrication de lampes à décharge, de tubes fluorescents, de rectificateurs haute puissance; il sert de plus à la fabrication de relais, d'interrupteurs, de piles électriques et de divers instruments de mesure (thermomètres, baromètres, manomètres, etc.). Compte tenu de la croissance de ce type d'industrie et des pertes inévitables dans la fabrication et dans l'usage des produits, il est probable que d'ici quelque temps son impact sur le milieu devienne significatif; rappelons que ce type d'industrie consomme environ la moitié du mercure mis en marché.

Les principaux dérivés du mercure utilisés dans la fabrication des peintures et teintures sont l'acétate, l'oléate et le dodécényl-succinate de phénylmercure. Ces sels constituent d'excellents bactéricides et fongicides qui augmentent la résistance à la décomposition de ces produits de revêtement et y inhibent la croissance de mousses et de champignons. Les concentrations utilisées varient de 100 à

¹

C'est le procédé industriel de la catalyse où le H₂SO₄ et HgCl₂ étaient utilisés comme agents de transformation de l'acétylène en acétaldéhyde et en chlorure de vinyle qui est responsable de la contamination par le méthyl mercure de la Baie de Minamata au Japon (Irukayama, 1967).

²

Ce processus n'est pas utilisé au Québec.

TABLEAU 1.3: Estimation des pertes en mercure dans l'environnement durant les années 1900-1970 dues à la combustion d'énergie fossile. Exprimées en 10^3 tonnes métriques) (Gavis et Ferguson).

DECADE	Production totale à partir du minéral	Mercure relâché par combustion	
		Charbon et lignite	Hydrocarbures
1900-1909	34	9	.3
1910-1919	38	12	.6
1920-1929	38	14	1.
1930-1939	36	14	2.
1940-1949	61	17	4.
1950-1959	65	21	8.
1960-1969	78	27	15.
TOTAL	350	114	30.9

15,000 ppb selon le produit; la vocation naturelle des peintures et des teintures a, dans le passé, contribué à la dispersion du mercure dans l'environnement.

On utilisait généralement (jusqu'en 1969) l'acétate de phénylmercure dans la fabrication du papier afin de le protéger des moisissures facilitant ainsi de beaucoup le procédé de fabrication et augmentant la longévité des stocks et des produits finis¹. De plus, la soude caustique indispensable au blanchiment des pâtes contient des impuretés en mercure à des concentrations de l'ordre de 7000 ppb (D'Itri, 1973)². Ainsi, on constate qu'il est inévitable de retrouver dans les rejets de ce type d'industrie des concentrations élevées en mercure ou du moins des apports élevés si l'on tient compte de la dilution des effluents par les eaux de lavage. Heureusement, il est possible de remplacer ces biocides par des dérivés organiques du brome et du soufre et de traiter les rejets d'eaux usées de façon à minimiser les pertes vers le milieu.

L'industrie pharmaceutique et d'amalgames dentaires représente environ 5 à 15% de la consommation totale de mercure. Les dérivés du mercure sont d'excellents antiseptiques³ utilisés comme médicaments⁴ et comme biocides dans les crèmes et les savons. Ces produits se retrouvent en majeure partie dans les eaux usées urbaines.

L'usage du mercure en agriculture

L'usage des dérivés du mercure⁵ en agriculture est universel; encore là, ce sont leurs propriétés fongicides et bactéricides qui les rendent particulière-

¹ Au Canada, l'industrie des pâtes et papiers a abandonné en 1969 l'usage des fongicides au mercure.

² Au Canada, des 15 usines de chlore-alcali qui utilisaient des cellules à mercure en 1970, il n'en existait plus que 10 en 1975. Deux ont fermé leurs portes et les trois autres ont adopté un autre procédé.

³ Le bichlorure de mercure est un excellent antiseptique mais il s'est révélé tellement toxique qu'on a dû le retirer du marché vers le début des années soixante.

⁴ Certains dérivés mercuriels sont utilisés dans la fabrication de diurétiques.

⁵ Les principaux dérivés du mercure employés en agriculture sont le chlorure mercurique, l'acétate de phényl mercure, le silicate de méthyl-mercure et le silicate de métoxyéthyl mercure.

ment utiles dans la protection des graines de semence ou dans l'élimination de certaines maladies d'arbres fruitiers. La proportion de la production totale de mercure affectée à l'agriculture est sensiblement inférieure à 5%; toutefois, le type d'usage que l'on en fait le rend particulièrement dangereux pour les animaux qui consomment les graines de semences (oiseaux ou rongeurs) et même pour l'homme qui malencontreusement, dans des conditions misérables de vie, se serait nourri à même ces graines¹. Selon Gurba (1971) au Canada, la consommation du mercure pour l'agriculture est passée de 18% de la consommation totale en 1964 à 3% en 1970.

Le mercure associé à l'énergie fossile

Les concentrations de mercure retrouvées dans les huiles brutes sont très variables et dépendent de la géologie régionale. Certains gisements sont associés à des dépôts de mercure et en contiennent des teneurs élevées; des hydrocarbures en provenance de gisements de la Californie présentaient des concentrations comprises entre 1,900 et 20,000 ppb de mercure (White et al., 1970; D'Itri, 1973). Des huiles légères extraites d'un autre gisement contenaient jusqu'à 100,000 ppb de mercure, tandis qu'un autre puits dans la région donnait des hydrocarbures dont les concentrations ne dépassaient pas 1,000 ppb (White, 1970). D'Itri (1973) estime que les concentrations retrouvées dans les hydrocarbures sont généralement comprises entre 10 et 1,000 ppb, ce qui correspond à une perte supplémentaire vers l'environnement de 10 à 1,000 tonnes métriques de mercure chaque année.

Les charbons contiennent une foule de contaminants à des concentrations très variables; au moins la moitié des éléments connus y ont été décelés. Les charbons américains contiennent de 500 à 3,300 ppb de Hg en général tandis qu'on estime que les concentrations dans les charbons d'Union Soviétique se situent entre 20 et 300,000 ppb. Toutefois, dans des régions de faible minéralisation en mercure, les concentrations seraient de l'ordre de 1,000 ppb (D'Itri, 1973).

La combustion de l'énergie fossile contribue pour une large part au cycle global du mercure; comme le montre le tableau 1.2, les apports environnementaux ne cessent de s'accroître.

¹ Au début des années 1970, Agriculture Canada bannissait les fongicides à base de mercure par la loi sur le contrôle des pesticides.

Le mercure dans les eaux usées urbaines

Les concentrations de mercure sous toutes ses formes, que l'on retrouve dans les eaux usées sont le résultat des pertes en provenance des nombreux usages domestiques et industriels. C'est une voie de transfert direct vers les eaux superficielles et marines. D'Itri (1973) rapporte que les concentrations de mercure dans les affluents urbains sont généralement 10 fois plus élevés que dans les eaux réceptrices et que les sédiments fluviaux ou marins recueillis à proximité de ces sources présentaient des concentrations de 8 à 10 fois plus grandes que des sédiments similaires locaux. Il estime globalement que l'apport urbain annuel est de l'ordre de 200 à 300 kg par million de population.

1.3 LA DYNAMIQUE DU CYCLE GLOBAL

Le modèle de la dynamique du cycle du mercure élaboré par Kothny (1973) est schématisé à la Fig. 1.5: on y voit représentés les grands réservoirs dont les dimensions sont exprimées en tonnes métriques et en temps de séjour moyen, ainsi que les flux entre ces réservoirs, estimés en tonnes métriques par jour. Les composant dynamiques (flux) et statiques (temps de séjour et réserve) ont été calculées à partir de valeurs recueillies dans la littérature scientifique. Malgré les hypothèses et les approximations qui ont présidé à la formulation du modèle, on estime valide l'ordre de grandeur des paramètres caractérisant le cycle¹.

Le temps de séjour moyen du mercure dans l'atmosphère est de l'ordre de trois mois: en l'espace d'une saison, 10,000 tonnes de mercure entrent dans l'atmosphère via la volatilisation, l'évapotranspiration du biota terrestre et la combustion d'énergie fossile; de même, dans la même période, 10,000 tonnes ont été exportées de ce réservoir sous forme de retombées sèches et humides. Evidemment, ces processus sont loin d'être homogènes; la dispersion éolienne naturelle est un phénomène partiellement local et régional. Une fraction importante du mercure entrant dans l'atmosphère en sortira à proximité des sources d'émission.

On peut cependant affirmer que toute augmentation des taux de transfert d'un réservoir à un autre entraîne un accroissement de la "pression interne" du réservoir récepteur; ainsi, on doit s'attendre à ce que les flux de vidange du ré-

¹ Kothny (1973) estime que le domaine d'erreur sur les flux n'est pas supérieur à 10 fois la valeur du flux; ainsi la combustion de l'énergie fossile n'entraîne pas moins de 2t/jour et pas plus de 200 t/jour de mercure dans l'atmosphère.

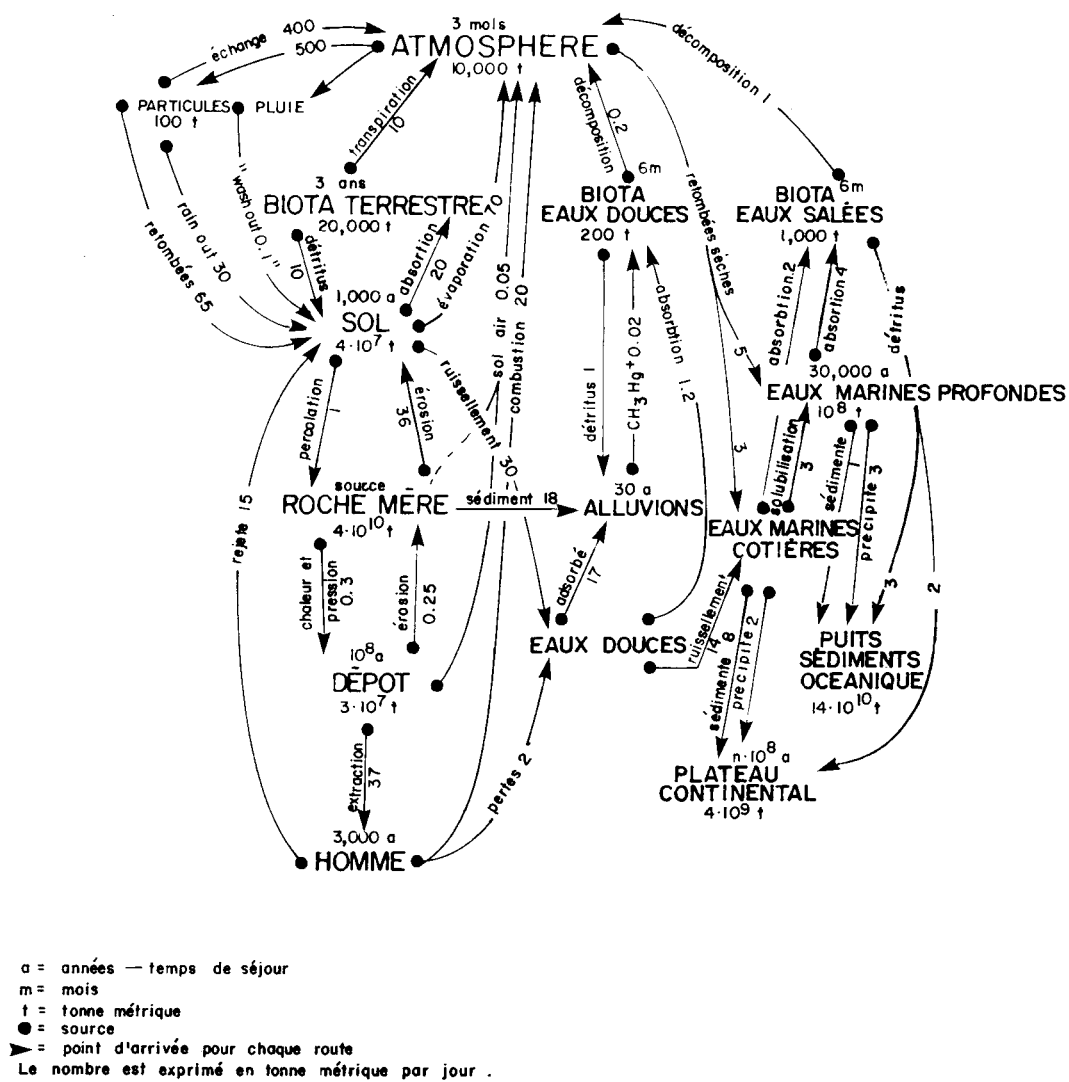


Fig .1 .5 .Cycle biogéosphérique du mercure (Kothny, 1973) .

servoir s'accroissent jusqu'à l'atteinte d'un nouvel équilibre.

Considérons, à titre d'exemple, l'impact de l'augmentation de certaines activités humaines sur le cycle global. On estime à 20 t/jour les flux de mercure associés à la combustion d'énergie fossile; en trois mois, 1800 tonnes auront été exportées vers l'atmosphère. Si on double l'utilisation de l'énergie fossile, 1800 tonnes supplémentaires entreront dans le réservoir atmosphérique, accélérant ainsi les taux d'exportation hors du réservoir. Les apports plus grands en provenance de l'atmosphère augmenteront d'autant les pressions dans le réservoir "sol"; les conséquences se répercuteront via le flux "ruissellement" sur le réservoir "eaux douces" qui, à son tour, favorisera l'accroissement de la réserve de mercure dans le biota aquatique. Malgré les incidences locales beaucoup plus importantes d'un tel scénario, on peut envisager facilement que les répercussions se feront sentir à l'échelle de la biosphère; si tel est le cas, les régions éloignées des centres d'émission seront aussi affectées. Cette situation est d'autant plus plausible qu'il a été possible de mettre en évidence un accroissement de mercure dans les glaces du Groenland (Kothny, 1973) qu'on associe à l'augmentation continue des activités de l'homme au cours des 50 dernières années. Ces considérations sur certaines caractéristiques systémiques du cycle global permettent d'entrevoir le rôle important de l'homme dans l'équilibre biogéosphérique:

- les apports de l'homme à l'atmosphère (~ 20 t/jour) sont du même ordre de grandeur que les apports en provenance des sols (~ 70 t/jour) et de l'évapotranspiration du biota terrestre (~ 10 t/jour). Ils constituent des forces de pression qui agissent sur toutes les voies d'exportation hors de l'atmosphère et ainsi de suite, en cascade, sur les voies d'import et d'export des autres réservoirs;
- les pertes ou les fuites solides dans les procédés d'extraction et de transformation entraînent une élévation des taux de transfert sol-atmosphère;
- les pertes ou les fuites associées aux nombreux usages du mercure via les eaux usées augmentent les réserves en mercure dans les sédiments locaux, favorisant le passage vers le biota aquatique et entraînant une dégradation importante à l'échelle locale. Une partie de ces pertes atteint les eaux marines et les sédiments du plateau continental.

La contribution de l'homme au cycle, encore toute récente, ne cesse de s'accroître; il semble cependant peu probable que l'on soit en mesure ici d'évaluer son véritable impact à l'échelle de la biosphère, faute de repères et de discernement. Ainsi, un accroissement de 20 à 25% des taux de transfert hors de l'atmosphère résultera globalement en une augmentation des concentrations de mercure dans les organismes aquatiques; cette conclusion est inévitable dans le cadre d'une approche systémique mais demeure insatisfaisante.

L'hétérogénéité spatiale certaine du cycle du mercure entraînée par la diversité biogéographique des contributions (aires d'activités, aires de minéralisation, diversité géographique, etc.) permet d'affirmer qu'il est normal que des régions présentent des taux de transfert plus élevés et des réserves en mercure plus grandes dans les différents réservoirs du cycle. Ces singularités peuvent être naturelles c'est-à-dire dans des régions où les activités humaines ont une contribution faible ou négligeable, induites par les contributions de l'homme (activités industrielles, urbaines, agricoles ou minières) ou encore résultées de l'effet combiné de processus naturel et des activités de l'homme.

1.4 REGIONALISATION DU CYCLE

Pour des raisons similaires à celles qui permettent d'affirmer qu'il existe des régions à taux de transfert et à réserves élevés, on doit s'attendre à retrouver des régions où les taux de transfert et les réserves sont faibles. Il est par conséquent difficile de comparer le comportement du cycle dans une région au cycle caractéristique d'une autre et d'en déduire qu'elle subit (ou ne subit pas) de stress environnementaux indus.

Le schéma du cycle du mercure régionalisé, apparaissant à la figure 1.6, permet d'identifier trois grands types de régions:

1. les régions dont les eaux de drainage ne sont pas assujetties à des activités humaines et où les "imports atmosphériques" sont égaux ou plus faibles que les "exports atmosphériques"; ces régions sont de *type naturel-non-influencé*;

2. les régions dont les eaux de drainage ne sont pas assujetties à des activités humaines et où les "imports atmosphériques" sont sensiblement plus grands que les "exports atmosphériques": ces régions sont de *type naturel-influencé*;
3. enfin, les régions dont les eaux de drainage sont influencées par les activités humaines, quelque soient les relations import-export atmosphériques: ces régions sont de *type influencé*.

Si on retrouve des concentrations "anormalement" élevées de mercure dans le biota végétal ou dans celui des eaux douces d'une région de type 1, alors on est en présence d'un phénomène naturel avec lequel on doit apprendre à coexister: le mercure est d'origine géologique et dispersé dans l'environnement régional.

Dans une région de type 2, la détection de concentration anormale de mercure dans le biota aquatique par exemple, suppose selon le schéma 1.6 que l'import atmosphérique ou que des aires géologiques riches en mercure (ou les deux) sont en cause. Si la présence d'aires de minéralisation riches en mercure ne peut être mise en évidence, soit par l'analyse d'échantillons de sol ou de sous-sol, soit par la présence de mercure relativement élevé dans les eaux souterraines, alors les imports atmosphériques peuvent être à l'origine du phénomène. Le mercure véhiculé dans l'atmosphère peut provenir d'émanations associées aux activités humaines ou par volatilisation à partir de dépôts minéraux ou être le résultat de la combinaison de ces deux contributions.

Pour une région de type 3, selon le raisonnement utilisé pour les régions de type 1 et 2, les activités humaines, si elles sont intenses, joueront généralement un rôle important dans le cycle. Il importe cependant de ne pas surestimer ce rôle à priori; on évite ainsi des interventions irrationnelles qui risquent de créer de graves problèmes sociaux, économiques et technologiques sans pour autant régler les problèmes environnementaux de façon satisfaisante.

Le modèle décrivant la régionalisation peut être transposé au milieu de la façon suivante:

- les régions de type 1 seront constituées de bassins ou de sous-bassins hydrologiques où les activités humaines sont inexistantes ou in-

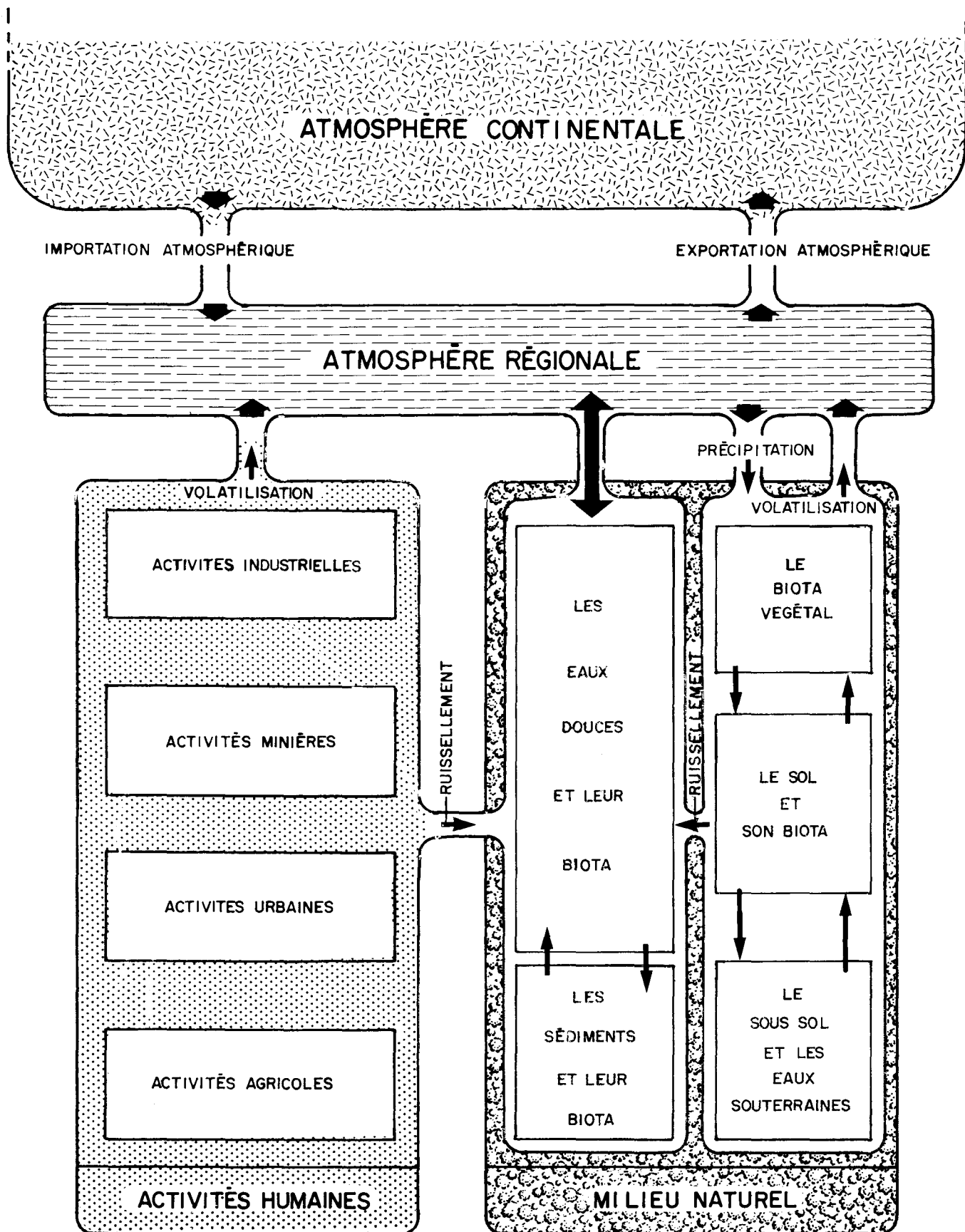


Fig.1.6 Schéma du cycle du mercure régionalisé.

signifiantes. Compte tenu de l'évolution de l'équilibre mercure-phase particulaire aérienne, du pouvoir dispersant horizontal de l'atmosphère, de la dynamique de sédimentation des particules, on peut affirmer arbitrairement que le mercure retrouvé dans l'atmosphère à 50 km¹ environ de sources d'émission est de "longue portée"; à l'échelle d'un bassin 50 à 150 km, le mercure "longue portée" constituant les imports à l'atmosphère régionale se retrouvera en majeure partie dans les exports; ainsi, les imports sont du même ordre de grandeur que les exports et on obtient une caractéristique importante de la région de type 1²;

- les régions de type 2 ont les mêmes caractéristiques que les régions de type 1 mais avec des distances³ de sources d'émission inférieures à 50 km environ;
- les régions de type 3 sont des bassins (ou sous-bassins) dont les eaux de drainage reçoivent des rejets urbains, agricoles, industriels ou miniers.

¹ Hutchinson et Whitby (1974) ont mesuré des concentrations élevées de nickel dans des sols situés à environ 50 km des opérations minières et de traitement de minerais de Sudbury; bien qu'il soit possible, et même probable, que le mercure ait un comportement différent du nickel dans l'atmosphère, il nous apparaît logique en première analyse d'utiliser cette distance (50 km) comme l'ordre de grandeur des distances maxima franchies par le mercure de "moyenne portée".

² Les études de Jepsen (1973) sur les concentrations de mercure dans l'atmosphère couvrant une superficie de 30,000 km² indiquent que les anomalies détectées de mercure élémentaire dans l'atmosphère s'étendraient sur de très petites superficies.

³ La distance entre le centre de masse du bassin et la source d'émission.

1.5 CYCLE DU MERCURE DANS LES ECOSYSTEMES AQUATIQUES

Malgré leur faible contribution au cycle global (Fig. 1.6), les eaux douces (ou salées) constituent la voie d'interaction majeure entre l'homme et le cycle du mercure. L'usage traditionnel de l'eau en tant que ressource fondamentale et en tant que système évacuateur des produits du métabolisme de la société industrielle est à l'origine de ce paradoxe. Ainsi, lorsqu'il y a détérioration des usages fondamentaux (dégradation de la qualité, perte de l'accès aux produits alimentaires aquatiques), voyons-nous se dessiner un ensemble de rétroactions visant à diminuer les flux de matières évacués du système industriel vers le système aquatique: dans le cas du mercure, la compréhension de son comportement dans les écosystèmes aquatiques est une étape essentielle dans le choix rationnel de la rétroaction.

1.5.1 Les formes de mercure dans le milieu

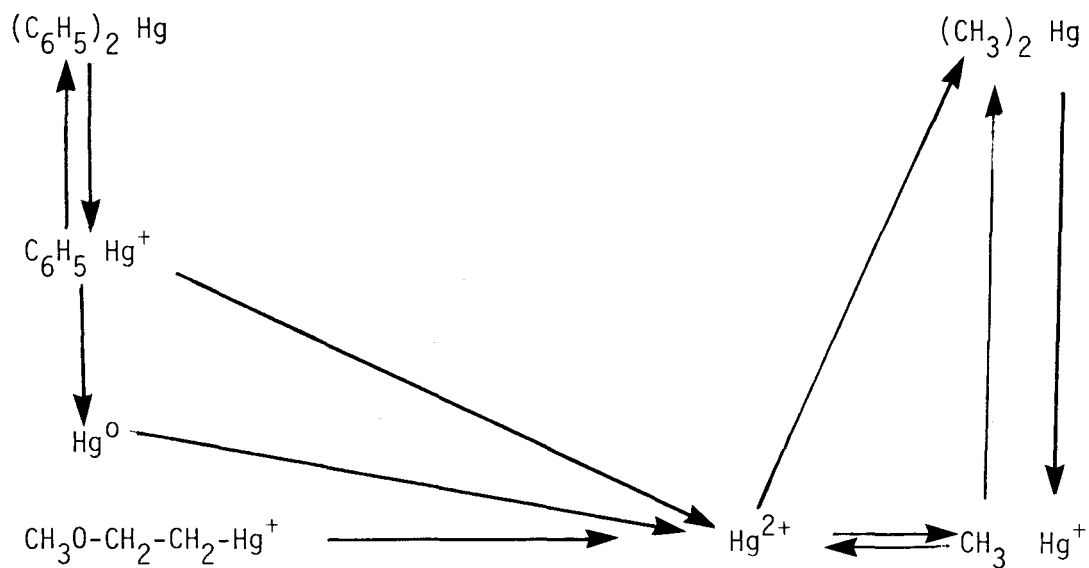
Le mercure se retrouve dans le milieu sous différentes formes:

- métallique (Hg^0);
- ionique (Hg^{2+});
- organique (R-Hg^+ , R-Hg-R_1) absorbé par les surfaces chargées de matières solides en suspension (argile, limon, sable) ou composant les sédiments des cours d'eau ou des lacs;
- complexé à la matière organique (P.M. faible);
- incorporé à la structure organique du biota ou des détritiques;
- solubilisé dans la phase hydrophobe de colloïdes ou de filons laminaires;
- sous forme de vapeur de Hg métallique (Hg^0) ou de Hg organique (R-Hg-R_1).

Les principaux produits mercuriels rejetés dans le milieu sont les suivants (Jernelov, 1969):

- Hg_2^{2+} , Hg^{2+} : mercure inorganique mono et bivalents;
- Hg^0 : mercure métallique;

¹ Poids moléculaire.



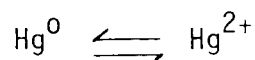
- $\text{C}_6\text{H}_5\text{Hg}^+$: phénylmercure
 $(\text{C}_6\text{H}_5)_2\text{Hg}$: di-phénylmercure
 CH_3Hg^+ : méthylmercure
 $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$: diméthylmercure
 $\text{CH}_3\text{O}-\text{CH}_2-\text{CH}_2-\text{Hg}^+$: alkoxy-alkylmercure
 Hg^{2+} : mercure métallique divalent
 Hg^0 : mercure métallique

FIGURE 1.7: SCHEMA DES PRINCIPALES TRANSFORMATIONS DU MERCURE EN MILIEU NATUREL (d'après Jerne16v, 1969)

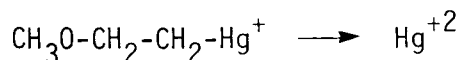
Le mercure organique

La présence de mercure organique dans l'environnement aquatique, assurée à la fois par des déversements directs de composés organomercuriels et par la transformation du mercure métallique en méthyl et di-méthyl mercure, est certes un sujet de préoccupation universel. En effet, la structure chimique particulière du méthyl mercure lui confère un caractère de stabilité thermodynamique élevé qui en fait un point terminal probable pour plusieurs composés mercuriels (Fig. 1.7).

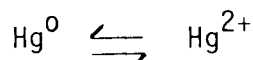
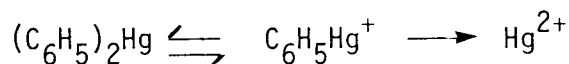
- le mercure métallique, sous condition d'oxydation du milieu, est transformé en mercure bivalent selon la réaction:



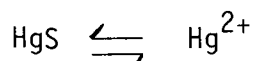
- l'alkoxy-alkyl mercure sera transformé en mercure bivalent suivant la réaction bien connue:



- le 2-méthoxyéthyl mercure sera éventuellement transformé en mercure bivalent suivant la séquence de réactions:



- le sulfure de mercure (HgS) malgré sa faible solubilité (produit de solubilité théorique de 10^{-53}) peut être oxydé en mercure bivalent suivant une réaction lente de nature chimique ou biochimique (Jernelöv, 1972):



$C_6H_5Hg^+$: phényl mercure;

CH_3Hg^+ : méthyl mercure;

$CH_3O-CH_2-CH_2-Hg^+$: 2-méthoxyéthyl mercure.

Le mercure inorganique

Le comportement du mercure inorganique dans le milieu est très complexe et certes pas encore complètement élucidé en milieu naturel. La forme la plus réduite de mercure inorganique est le mercure métallique (Hg^0). En présence de sulfate (SO_4^{--}) et de chlorure (Cl^-), les formes les plus susceptibles d'être rencontrées en conditions normales aérobies et anaérobies ($5 < pH < 9$ et $Eh < 0.5$ volts) sont Hg^0 , HgS (cinabre), HgO , Hg_2Cl_2 , $Hg(OH)_2$, $Hg(HS)_2$, HgS_2^{-2} , $HgOHCl$ ainsi que d'autres complexes à base de substances retrouvées dans les eaux naturelles, tel l'ammoniac (NH_3) (Hem, 1970).

Les concentrations en mercure soluble pourraient être aussi élevées que 25 ppb aux conditions retrouvées dans le milieu naturel. Cependant, le mercure est volatil et tend à s'évaporer vers l'atmosphère; de plus, il est généralement beaucoup plus soluble dans les solvants organiques que dans l'eau et en conséquence, il s'associe dans les eaux naturelles à la phase hydrophobe qui y coexiste. Ajoutons que le mercure, qui vient en contact avec des sédiments sous conditions réductrices (*généralement en l'absence d'oxygène*), aura tendance à demeurer inactif (*non-disponible*) tant que les conditions de réduction seront maintenues; on le retrouvera sous forme de HgS . On voit ainsi que des concentrations d'équilibre de 25 ppb sont peu susceptibles d'être rencontrées dans l'environnement aquatique et que le mercure aura tendance à s'extérioriser rapidement de la phase aqueuse suite à son injection dans le milieu.

Dans des conditions modérées d'oxydation ($Eh \sim 40$ mv), Hg^0 peut être oxydé en Hg^{2+} ; on doit donc s'attendre à ce que la réaction $Hg^0 \longrightarrow Hg^{2+}$ se produise dans les sédiments des lacs et des rivières, facilitant ainsi la formation de mercure organique (Jerneölv, 1969).

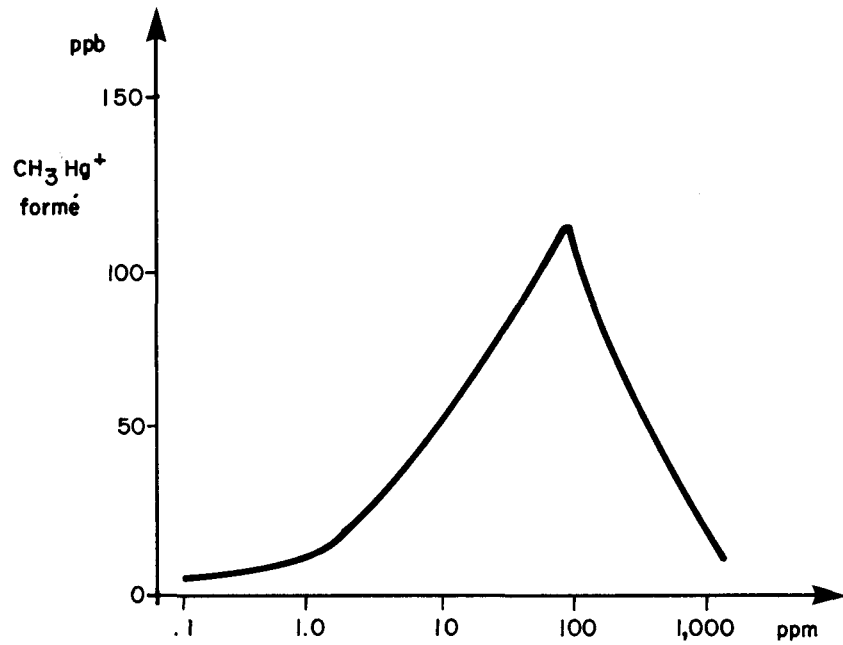
la conversion du mercure bivalent (Hg^{2+}) en méthyl mercure sous l'action de l'activité bactérienne (Jernelöv, 1969, 1972; Hen, 1970; Anonyme, 1975; Bisogni et Lawrence, 1975) est maintenant reconnue universellement; la réaction est un processus métabolique naturel: $\text{Hg}^{2+} \rightleftharpoons \text{CH}_3\text{Hg}^+$. Cette méthylation, de nature enzymatique ou non-enzymatique, peut emprunter de nombreuses voies biochimiques (Anonyme, 1971).

On constate ainsi que la présence du mercure sous quelque forme que ce soit dans le milieu résulte en la formation de méthyl mercure qui se fera plus ou moins rapidement selon les conditions du milieu.

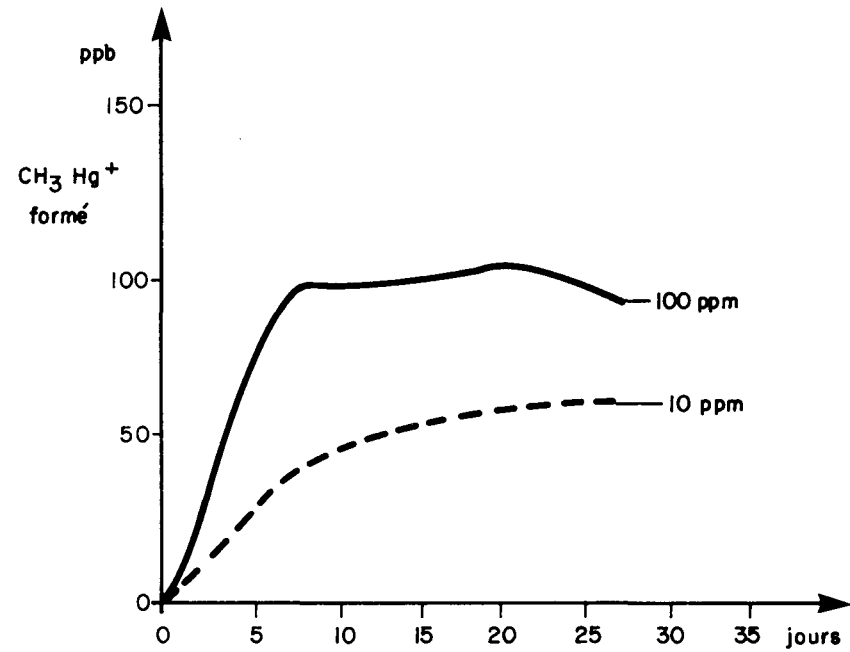
Le processus de méthylation et de di-méthylation

Le processus métabolique de méthylation du mercure en milieu naturel a été mis en évidence par Jensen et Jernelöv (1969) lors d'études sur le comportement du mercure en présence de sédiments naturels. Les expériences préliminaires ont montré que la quantité de CH_3Hg^+ formé dans les sédiments après 7 jours d'incubation augmentait selon les concentrations de HgCl_2 ajoutées aux sédiments. Lorsque les sédiments contiennent 100 ppb de HgCl_2 , la concentration de méthyl mercure retrouvée dans les sédiments est faible; puis, au fur et à mesure que la concentration en HgCl_2 s'accroît, la quantité de méthyl mercure formée augmente et passe par un maximum à des concentrations de 100,000 ppb de mercure dans les sédiments (Fig. 1.8 a). Le taux de transformation biologique du mercure métallique en mercure organique ne demeure pas constant au cours de la période d'incubation (comme le montre la Fig. 1.8 b); après une dizaine de jours, la concentration en méthyl mercure dans les sédiments atteint un plateau. Cependant, il est possible qu'il s'agisse là d'une concentration d'équilibre où le taux de perte des sédiments vers le milieu environnant est égal au taux de transformation du HgCl_2 en CH_3Hg^+ .

Le di-méthyl mercure peut être formé, en milieu anaérobie, directement à partir du Hg^{2+} ou à partir du CH_3Hg^+ tel que schématisé à la Fig. 1.7. Le di-méthyl mercure (CH_3HgCH_3), très volatil, tend à s'extérioriser rapidement du milieu où il a été formé. Dans l'atmosphère, où il aboutira en bonne partie,



a) Hg⁺⁺ ajouté



b) nombre de jours d'incubation .

Fig.1.8 . Formation de méthylmercure dans les sédiments selon les concentrations ajoutées en mercure inorganique a) ou selon le nombre de jours d'incubation b) (d'après Jensen et al, 1969) .

Le di-méthyl mercure n'est pas très stable; en conditions acides et sous l'action des rayons ultra-violet, la molécule se brise et se transforme en méthyl mercure qui, lui, sera entraîné vers la végétation, les sols et les eaux de surface où il pourra rapidement être absorbé par le biota (Jernelöv, 1972).

La méthylation non-enzymatique est plausible lorsque du mercure bivalent est mis en présence de méthyl-cobalamine ($B_{12}-CH_3$) en conditions strictement anaérobies¹. La méthylation se fait via le transport non enzymatique du groupement méthyl (CH_3) de la méthyl-cobalamine vers l'ion mercurique (Anonyme, 1975).

La méthylation enzymatique² du mercure lié à l'homocystéine conduit à la formation d'homocystéine ou de cystéine méthyl mercurée. La méthylation non-enzymatique et enzymatique est possible en présence de divers organismes, tels des bactéries aérobies et anaérobies et des champignons (Anonyme, 1975).

Les conditions du milieu

La concentration en oxygène dans les sédiments ou dans le milieu où se produit la méthylation est un facteur déterminant dans le processus de transformation biologique du mercure. Comme le montre la Fig. 1.9, les faibles concentrations en O_2 dissous favorisent la méthylation du mercure. Ces conditions sont fréquentes dans les lacs stratifiés ou à certains endroits dans les rivières où l'écoulement est très faible et les concentrations en matière organique élevées.

Le pH du milieu ainsi que ses conditions réductrices agiront sur le type de produit d'arrivée dans le processus de méthylation. Ainsi, comme le montre la Fig. 1.10, les pH acides favorisent la formation de méthyl mercure, tandis que les pH alcalins entraînent surtout la formation de di-méthyl mercure.

¹

La méthylation enzymatique a été mise en évidence en présence d'extraits cellulaires d'une bactérie *Methanobacterium smeliensky*.

²

La méthylation enzymatique peut se réaliser en présence (in vivo) de *Neurospora crassa*; la résistance de cette bactérie aux concentrations élevées de mercure dans le milieu lui confère un pouvoir élevé de méthylation et vice versa, sa capacité élevée à le métaboliser lui assure une grande résistance aux concentrations élevées de mercure.

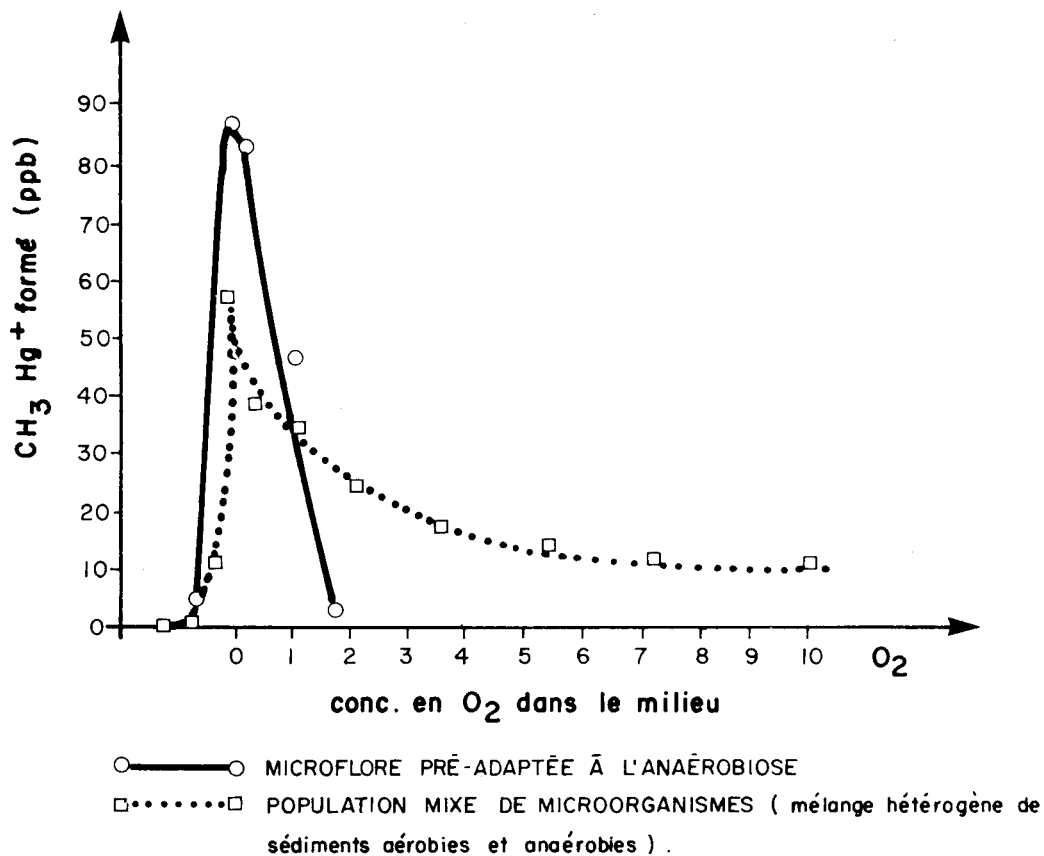


Fig. 1.9 . Formation de methylmercure à partir de Hg^{2+} dans des sédiments organiques selon la concentration en O_2 dissous (d'après Fargerström et al , 1972).

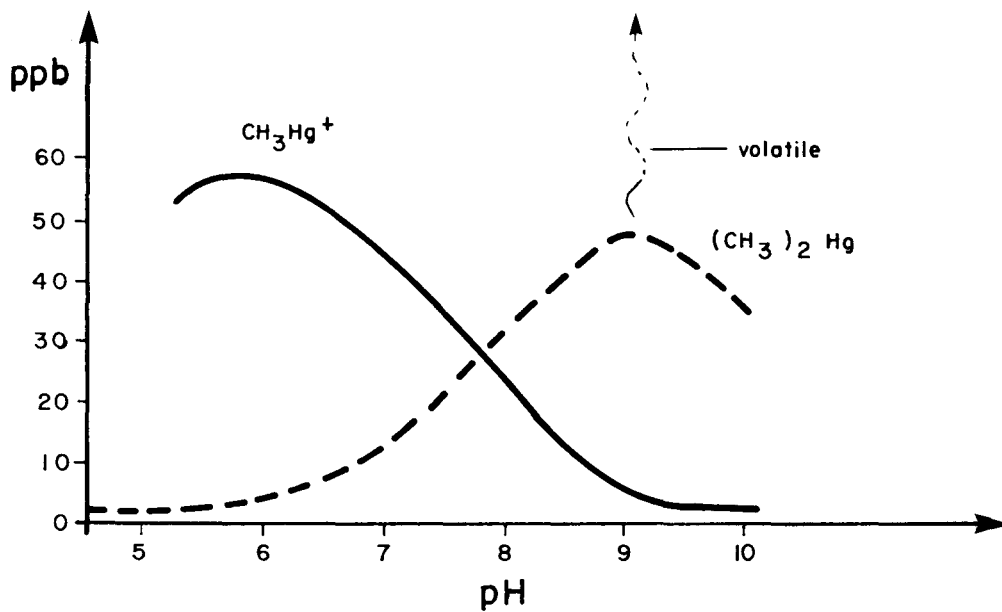


Fig. 1.10 . Formation de $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ et de CH_3Hg^+ dans des sédiments organiques à différents pH ; temps d'incubation de deux semaines et concentration en mercure dans les sédiments : 100 ppm . (d'après Fargerström , 1972) .

Le processus de méthylation étant lié à l'activité métabolique des organismes en cause, il est normal que la concentration en sels nutritifs et en substances organiques ainsi que la température du milieu aient une influence importante sur les taux de méthylation.

De façon générale, en milieu aquatique, le processus de méthylation du mercure sera influencé par l'ensemble des conditions caractérisant le lieu de transformation. En plus des conditions d'oxydation (O_2 , *potentiel d'oxydo-réduction*) favorisant certaines voies métaboliques dans les écosystèmes microbiens, des conditions d'acidité (*qui agissent sur la cinétique des échanges ioniques et moléculaires, sur la solubilité, sur la cohésion macromoléculaire, etc.*), des conditions de température (*abaissant les énergies d'activation, augmentant ainsi les taux de transfert et de synthèse, etc.*), on peut facilement imaginer d'autres conditions micro-environnementales qui modulent le taux de transformation du mercure en méthyl mercure. Ainsi, par exemple, retenons les hypothèses phénoménologiques suivantes:

- la turbulence élevée, favorisant la mise en suspension de sédiments organiques et de leur microflore associée en milieu anaérobie, peut accélérer le taux de méthylation en modifiant la structure de compétition entre les espèces bactériennes et en augmentant le champ spatial des interactions bactéries-sédiments;
- la présence de sédiments argileux qui, par l'action de leur charge superficielle spécifique élevée, à des pH de l'ordre de 6 ou 7, favoriseraient l'immobilisation du mercure bivalent, augmentant d'autant la dépense d'énergie nécessaire à la méthylation;
- la présence dans les sédiments de concentrations élevées de cobalt (10-12 ppb, *par exemple*) qui, favorisant la formation de méthyl cobalamine, pourraient accélérer le taux de méthylation;
- la présence de certains métaux non-essentiels et bio-interférants dans les sédiments ou dans le milieu, qui, en induisant un mécanisme de détoxification bactérienne, favoriseraient ou défavoriseraient la réaction métabolique de la méthylation;

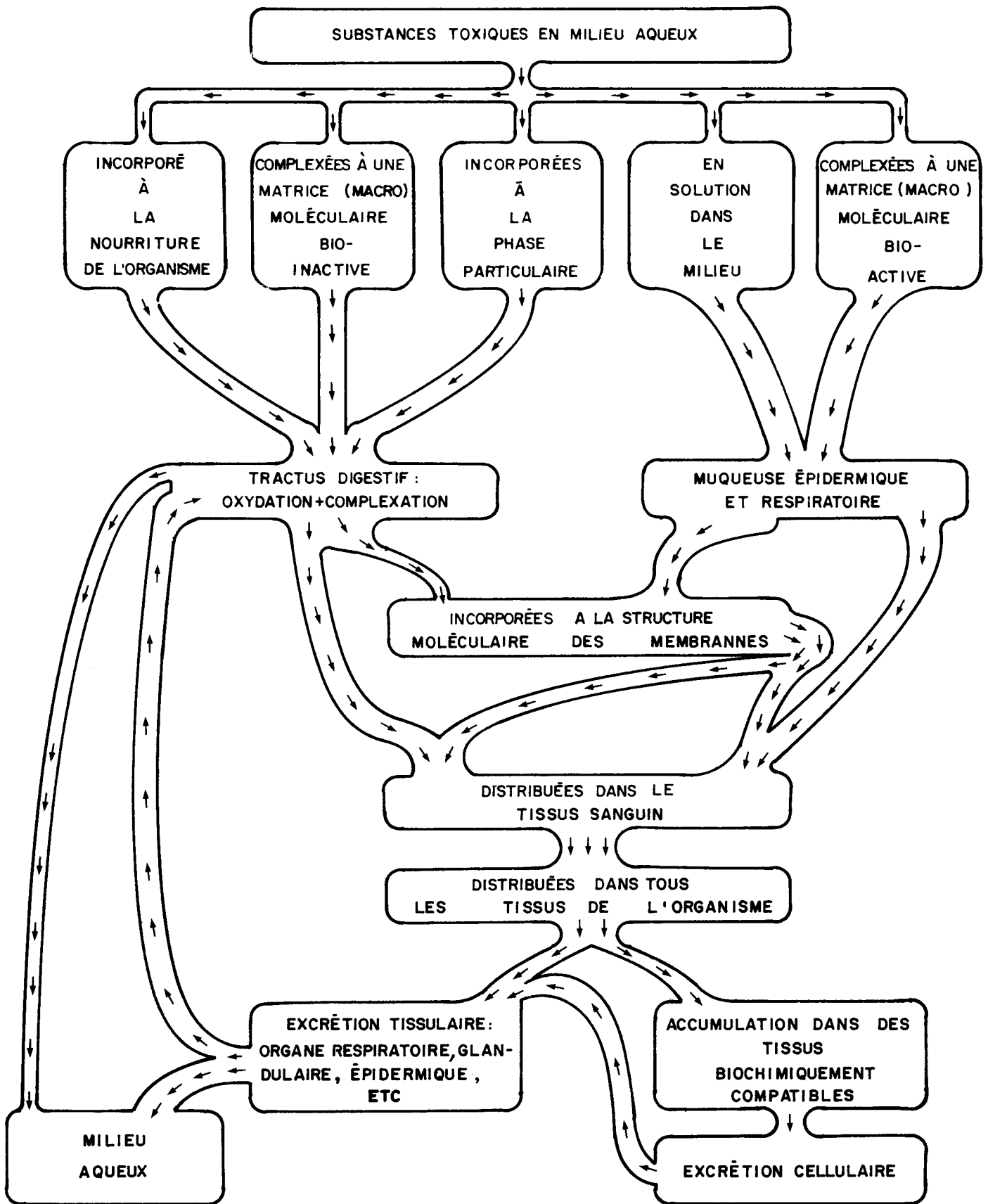


Fig .1.11 . Schéma des voies d'intoxication et de détoxification d'un organisme aquatique (Sasseville et al., 1976).

- la nature des sédiments, comme substratum à l'activité bactérienne, permettant la prolifération d'une espèce bactérienne incapable de méthylation aux dépens d'une autre capable de méthyler;
- la présence dans le micro-environnement de fer ou de manganèse qui, sous certaines conditions d'oxydation, formerait des complexes avec le mercure;
- la profondeur à laquelle se sont formés les sédiments, qui, en fonction du spectre de longueurs d'ondes (*énergie solaire*) auquel ils sont assujettis, présenteraient des conditions plus ou moins favorables à la méthylation;
- la présence de végétaux aquatiques capables d'extraire le mercure de l'eau et des sédiments sous forme inorganique perturbant l'équilibre chimique entre les formes de mercure organique et inorganique;
- l'abondance de végétaux aquatiques avec leurs écosystèmes associés (*microflore, algues, champignons, protozoaires, etc.*) créant des micro-environnements favorables ou défavorables à la méthylation;
- la présence en abondance dans un milieu d'un organisme (*zooplancton, macro-invertébré, etc.*) dont la microflore intestinale est capable de méthyler le mercure;
- etc.

On constate, par ces quelques exemples, la complexité probable du mécanisme de transformation du mercure en milieu naturel; l'hétérogénéité des conditions physiques, chimiques et biologiques qui y règnent, augmentent d'autant le nombre de voies où les séquences d'événements sont susceptibles de fa-

voriser ou de défavoriser la méthylation du mercure. Ainsi, dans un milieu naturel, on ne doit pas s'attendre nécessairement à ce que les transferts de mercure vers le biota soient proportionnels aux teneurs en mercure retrouvées dans les sédiments; tout au plus, pouvons-nous dire que la présence de concentrations élevées de mercure dans les sédiments favorise le transfert du mercure vers le réservoir biotique. Inversement, la présence en abondance normale du mercure dans les sédiments n'est pas un indice certain qu'il n'y a pas accumulation élevée de mercure dans le réservoir biotique; lorsque ces conditions se présentent, nous sommes simplement assurés que les pressions internes du "réservoir sédiments" ne sont pas anormales et qu'elles ne favorisent pas des taux de transfert élevés¹.

1.5.2 Accumulation du mercure dans les poissons

Le mercure peut passer dans les organismes supérieurs aquatiques sous toutes ses formes (*incorporé à la nourriture de l'organisme, complexé à une matrice moléculaire bio-inactive, incorporé à la phase particulaire, en solution dans le milieu ou complexé à une matrice moléculaire bio-active*) suivant le schéma apparaissant à la Fig. 1.11. La forme sous laquelle le mercure entre dans le vivant, sa voie d'entrée, les conditions environnementales qui président à l'assimilation, l'activité métabolique et physiologique des organismes, leurs diètes et leurs habitudes de vie sont tous autant de facteurs qui agissent sur sa cinétique d'accumulation et probablement sur sa structure de distribution dans les organes et les cellules des organismes.

Le mercure passe dans le vivant via les mécanismes moléculaires complexes qui régissent le comportement des membranes biologiques; la forme sous laquelle il pénètre la phase membranaire conditionnera ses interactions avec les structures lipo-protéiques des membranes. Le système d'interactions mercure-membrane qui contrôle la vitesse de passage du mercure et ainsi sa disponibilité pour les structures moléculaires internes des cellules sera différent

¹

Il est possible que des conditions synergétiques favorisent les taux de transfert élevés de mercure des sédiments vers le réservoir biotique. C'est donc l'apparition de ces conditions particulières qui serait responsable des pressions internes apparentes du "réservoir sédiments".

d'une espèce à une autre et même dans une même espèce d'un individu à un autre selon son âge, son patrimoine génétique, son alimentation, son sexe, son état de santé, ses cycles vitaux et la qualité générale du milieu environnant.

Toutefois, malgré l'imprécision de l'image que l'on peut tirer de la littérature, il est possible de dégager certains grands traits des mécanismes d'accumulation du mercure.

L'accumulation directe

Ainsi, on constate (Fig. 1.12) que le méthyl mercure est rapidement absorbé au début d'une intoxication puis le taux d'absorption diminue progressivement dans le temps; comme on devait s'y attendre, la cinétique de l'accumulation est différente selon l'espèce.

L'accumulation directe du mercure, de l'eau vers les organismes, joue un rôle important dans les concentrations d'équilibre témoignant des mécanismes d'accumulation. Jernelöv (1972) estime en effet que 50% du mercure retrouvé dans des brochets provient de l'alimentation et que l'autre moitié de l'absorption directe.

Cependant, il est important de tenir compte de l'effet du mucus¹ à la surface des poissons sur la capture du mercure² et même sur sa bio-transformation en méthyl (Jernelöv, 1968). Certaines expériences ont fait ressortir que la concentration en méthyl mercure dans le milieu support n'avait pas d'importance sur sa vitesse d'accumulation et ceci pour des concentrations variant de 2 à 100 ppb (Anonyme, 1975). D'autre part, lorsque la concentration en mercure bivalent ($\text{HgCl}_2 \rightleftharpoons \text{Hg}^{2+} + 2\text{Cl}^-$) augmente dans le milieu support, le taux d'absorption augmente considérablement (MacKone et al., 1972): ainsi après 81 heures de contact avec des milieux où les concentrations en HgCl_2 étaient de 1, 10 et 100 ppb, on a mesuré dans des poissons des

¹ Les travaux de Jernelöv (1969, 1972) ont permis de mettre en évidence que des micro-organismes, vivant dans le mucus des poissons et dont l'activité est spécialement grande au printemps, avaient un pouvoir de méthylation élevé.

² On estime que 16 à 45% du mercure absorbé par un poisson est retenu au niveau de l'humeur visqueuse. Ce pourcentage de rétention est inversement proportionnel à la taille du poisson (Anonyme, 1975).

concentrations d'environ 250, 540 et 3500 ppb.

Le temps d'exposition est un facteur important dans l'accumulation directe du mercure à partir du milieu. Comme le montre la Fig. 1.12, après un certain temps d'exposition à des concentrations de méthyl mercure, l'accumulation à partir du milieu a tendance à se stabiliser. L'équilibre est atteint quand le taux d'absorption, qui probablement diminue¹ au fur et à mesure que la concentration augmente dans les tissus, est égal au taux de désorption du méthyl mercure; ce modèle d'équilibre est décrit à la Fig. 1.13.

Les expériences sur l'accumulation directe nous renseignent surtout sur la capacité d'absorption et de rétention des tissus des poissons. Le facteur de concentration, défini comme étant le rapport de la concentration mesurée dans le poisson entier (ou ses organes) sur la concentration dans le milieu support, est très variable selon la forme du mercure en solution, l'espèce considérée et l'organe considéré comme le montrent les excellents travaux de Hannerz (1968). Pour de courtes expositions, le facteur de concentration augmente rapidement dans le temps et aurait tendance à se stabiliser au bout d'une centaine d'heures. On a déjà observé des facteurs de concentration de 270 pour le crapet et des valeurs variant entre 100 et 400 pour le brochet après 3 jours d'exposition tandis que des valeurs aussi élevées que 8000 ont été évaluées pour la truite après 90 jours d'exposition (Anonyme, 1975).

Le pH exerce une influence déterminante sur l'absorption directe du mercure à partir du milieu comme le montre la Fig. 1.14 (Shan-Ching Tsai, 1975). Le mercure inorganique (HgCl_2) ne passe pas dans l'organisme aussi rapidement à pH élevé qu'à pH faible; même si les conditions alcalines favorisent la présence de mercure inorganique, le taux d'accumulation est beaucoup plus grand en milieu acide. Shan-Ching Tsai (1975) a émis l'hypothèse que les complexes susceptibles de se former à des pH basiques inhibent le transfert du mercure du milieu support vers le vivant.

L'absorption via le tractus digestif

L'absorption du mercure via l'alimentation des organismes a été relativement peu étudiée dans la littérature (Anonyme, 1975). Le mécanisme est

¹

Ceci apparaît comme l'hypothèse A à la Fig. 1.13; cette hypothèse plausible n'est pas infirmée ou confirmée dans la littérature scientifique.

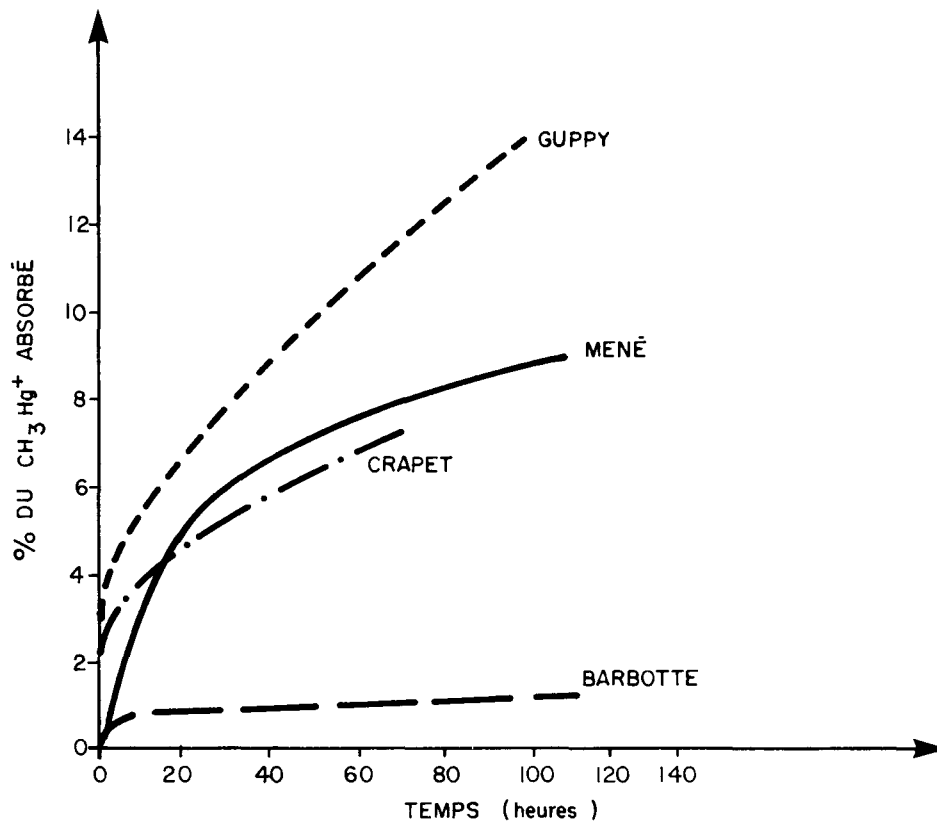
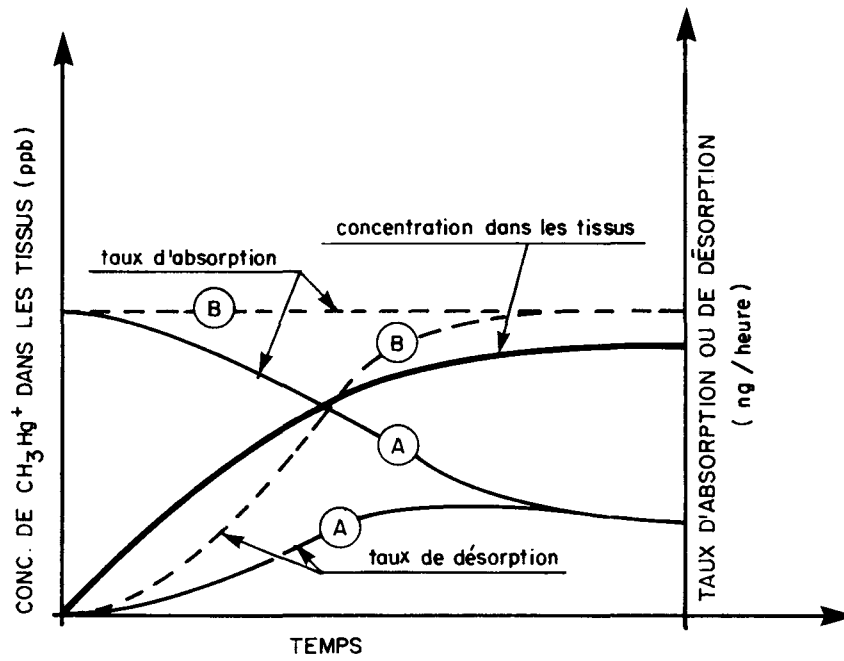


Fig. I. 12. Accumulation du méthyl mercure pour 4 espèces de poisson (anonyme, 1975) .



A : HYPOTHÈSE QUE LE TAUX D'ABSORPTION DIMINUE QUAND LA CONCENTRATION DANS LES TISSUS AUGMENTE .

B : HYPOTHÈSE QUE LE TAUX D'ABSORPTION EST CONSTANT .

Fig. 1. 13 . Modèle d'accumulation directe du méthyl mercure .

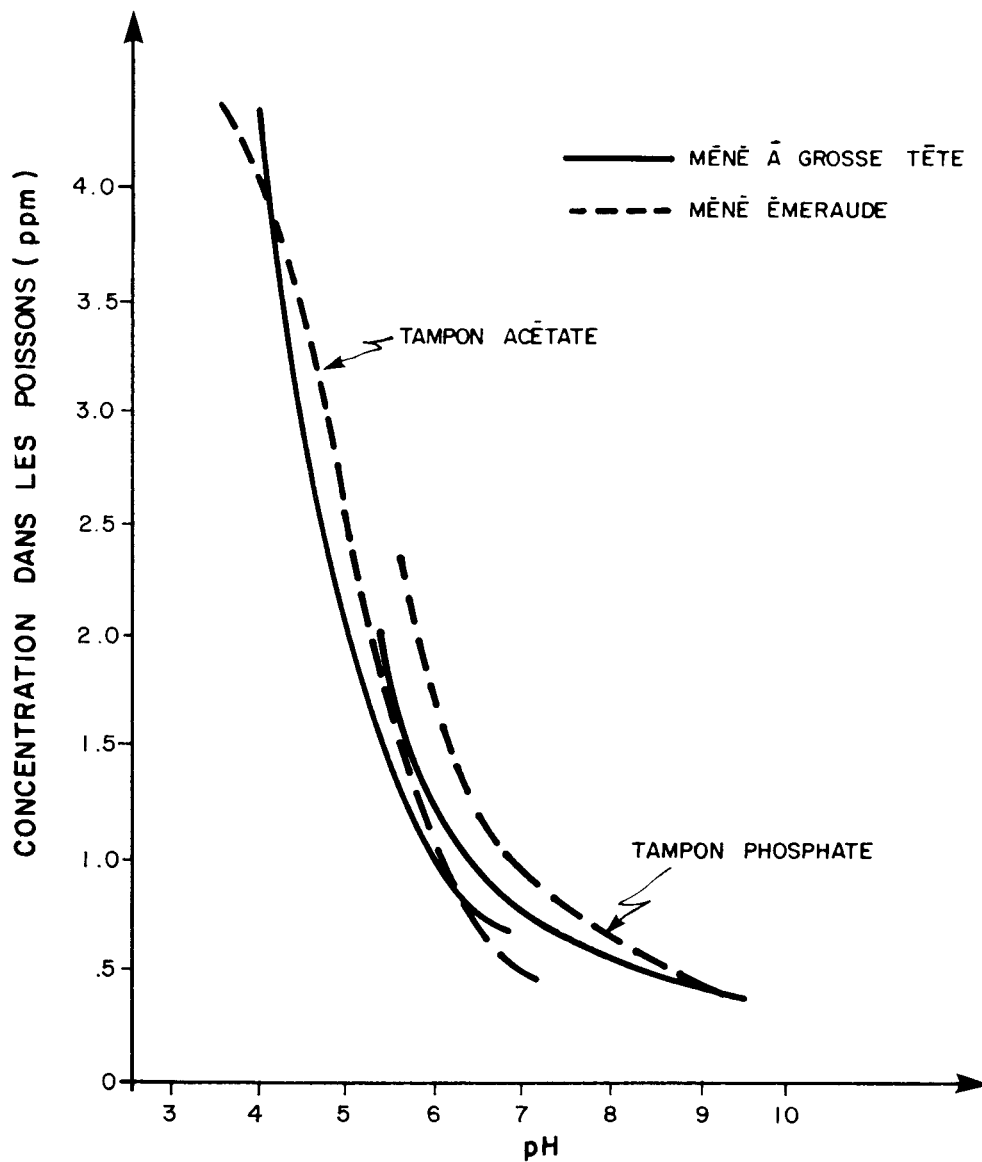


Fig.1.14 . Effet du pH sur l'accumulation du mercure dans deux espèces de poisson ; solutions de 1.5 ppm de Hg Cl_2 (Shan-Ching Tsai et al , 1975) .

complexe. Pour le comprendre, il faut référer à la problématique de l'association du mercure à la nourriture, ainsi qu'à l'ensemble des phénomènes liés à la digestion dans l'organisme aquatique. Les études de Hannerz (1968) montrent clairement que la forme sous laquelle on retrouve le mercure dans l'alimentation est un facteur qui contrôle le taux d'accumulation. Ses études permettent de voir que pour des concentrations dans l'eau (CH_3HgOH) de l'ordre de 1 ppb et dans la nourriture de l'ordre de 5000 ppb, le facteur de concentration¹ (*mesuré après 2 jours*) dans les morues n'ayant pas mangé est environ 2 fois plus faible que pour les individus qui avaient mangé. Par contre, pour le brochet, le facteur de concentration est 2 fois plus élevé pour l'absorption directe que pour l'absorption via l'alimentation; l'alimentation du brochet, différente de celle de la morue, était constituée de perches et de gardons ayant accumulé du méthyl mercure pendant trois jours. Les travaux de Hannerz (1968) ont de plus mis en évidence que l'accumulation de mercure inorganique via le tractus digestif était négligeable.

La distribution du mercure dans le poisson

La distribution du mercure dans les organes de poissons, variable selon l'espèce, et dans une même espèce selon la taille, la forme du mercure absorbé et la voie de l'intoxication, est très différente selon qu'il s'agit d'une intoxication brutale ou d'une intoxication chronique. Ainsi, le mercure absorbé lors d'une intoxication brutale sera retrouvé en abondance dans le foie, les reins, la rate et les branchies tandis que l'intoxication chronique révèle des concentrations élevées dans le coeur et les muscles axiaux surtout, ainsi que dans le foie, les reins et les intestins (Hannerz, 1968; Anonyme, 1975).

La demie-vie du mercure dans les poissons

Le mercure absorbé par les poissons sera éventuellement excrété via les processus de détoxication siégeant au niveau du foie, des reins et des branchies. Le taux d'excrétion, d'abord rapide au début (phase rapide) et lent par la suite (phase lente), est décrit par une courbe dont l'allure générale

¹

Les facteurs de concentration pour l'accumulation via l'alimentation sont définis comme étant le rapport de la concentration de mercure dans l'organisme ou ses organes sur la concentration dans l'eau ayant servi à la culture de la nourriture du poisson; cette nourriture était constituée de moules.

est représentée à la Fig. 1.14; ces travaux ont permis de mettre en évidence que le taux d'excrétion est le même, que l'animal soit nourri ou maintenu à jeun. La cinétique de détoxification est différente d'une espèce à une autre; ainsi, on a mesuré des périodes biologiques (demi-vie) d'environ 40 jours chez le crapet (à 24°C) et des périodes beaucoup plus longues chez le brochet (520 à 760 jours à 10°C) et chez la truite arc-en-ciel (de deux à trois ans à 10°C).

On constate aisément que le mercure accumulé chez les organismes pouvant difficilement l'excréter auront tendance à atteindre des valeurs d'équilibre élevées. Les taux d'excrétion dépendent cependant de la forme chimique du mercure (*le méthyl mercure ayant tendance à s'éliminer plus lentement de l'organisme*), de la voie d'accumulation, de l'activité de l'organisme, de la température, etc.

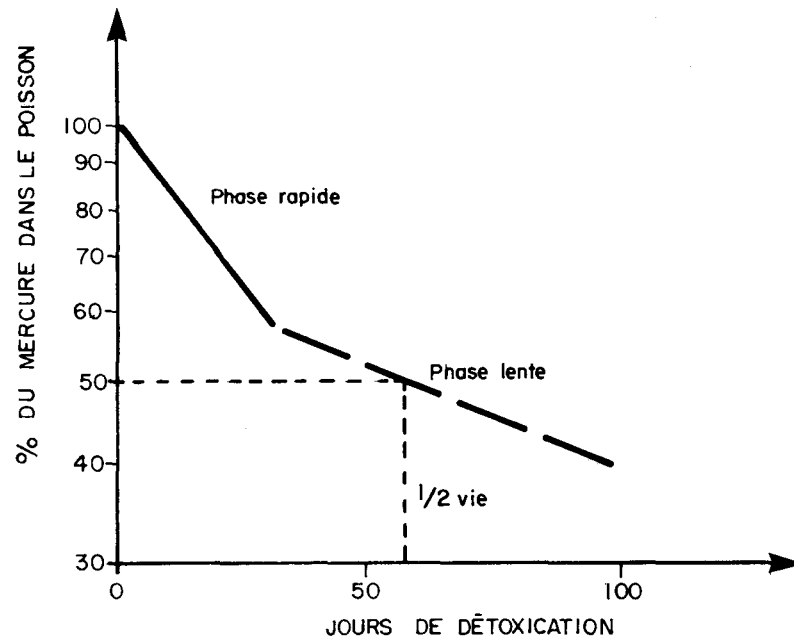


Fig. 1.15. Perte du mercure accumulé dans des crapets à 24°C (anonyme, 1975).

CHAPITRE 2

LE MERCURE
DANS LE
NORD-OUEST
QUEBECOIS

2. LE MERCURE DANS LE NORD-OUEST QUEBECOIS

La description sommaire de la région du Nord-Ouest québécois et de la distribution du mercure dans cet environnement est une étape importante dans l'identification des symptômes et dans la compréhension des causes du problème du mercure qui permettront l'élaboration d'hypothèses de travail orientées vers une stratégie d'intervention régionale. A la lumière de données recueillies par divers organismes, nous allons tenter de décrire l'image du milieu et d'en dégager les relations importantes avec le cycle du mercure.

La région d'étude est circonscrite par les coordonnées suivantes: 71° et $79^{\circ},30'$ de longitude ouest; $47^{\circ}45'$ et $52^{\circ}05'$ de latitude nord.

La figure 2.1 (carte de la région) fait ressortir l'étendue de territoire considéré et la complexité de ses systèmes de drainage.

La carte stylisée (Fig. 2.2) servira de carte de fond sur laquelle viendront se superposer des transparents illustrant différents paramètres physiques typiques à cette région (climatologie...) ainsi que des données relatives à la contamination par le mercure de différentes composantes du milieu.

2.1 DESCRIPTION DU MILIEU

Six rivières principales se déversent dans la Baie de James: ce sont, en commençant par le sud, les rivières Harricana, Nottaway, Broadback, Rupert, Eastmain et La Grande. Cette dernière, située hors du territoire étudié, présente un grand intérêt quant à la contamination par le mercure si on considère les travaux qui y sont effectués dans le cadre de la mise en valeur du potentiel hydroénergétique de la région.

La partie sud du territoire étudié est occupée par la forêt boréale, alors que la partie septentrionale est recouverte par la taiga. La température annuelle moyenne varie entre -4°C pour la région nord et 0°C pour la région sud; les

précipitations annuelles, dont le tiers tombe en neige, fluctuent entre 60 et 100 cm, la dernière valeur s'appliquant à la région sud. L'action des glaciers a façonné un relief favorisant la formation d'une multitude de lacs, de rivières et de marais. La topographie est accidentée et l'altitude s'élève graduellement jusqu'à environ cent milles de la côte de la Baie de James où elle atteint alors 230 mètres.

La roche-mère précambrienne, saine en général, renferme des roches granitiques avec des bandes de roches volcaniques et sédimentaires; ces bandes sont généralement associées aux gisements de minerai. Les matériaux meubles, comme le till, le gravier, le sable, le limon et l'argile datent de la période glaciaire et post-glaciaire. On trouve aussi des tourbières et des argiles marines sensibles qui sont sujettes aux glissements; toutefois, ces dernières se rencontrent moins fréquemment dans la partie nord de la région. Les rares affleurements rocheux apparaissent surtout en amont des rivières.

Les forêts à vocation commerciale, constituées principalement de conifères, se retrouvent dans les bassins du sud de la région. Au nord, on ne retrouve pas de peuplements commerciaux intéressants, les arbres y étant généralement trop petits.

La chasse, le piégeage et la pêche occupent une place importante dans la vie des populations locales. En plus de la communauté blanche, qui vit surtout dans les villes dont la plupart sont situées au sud de la région (Rouyn-Noranda, Amos, Senneterre, Val d'Or...), le territoire compte environ 3,500 amérindiens.

Un réseau routier relie, dans le bassin de la Nottaway, les villes et les centres industriels (mines et exploitations forestières) tandis que le chemin de fer dessert Matagami et Chibougamau. Il existe maintenant une route entre Matagami, Fort George et Radisson (LG-2). Toutefois, l'avion est toujours essentiel pour relier les points isolés au reste du Québec.

2.1.1 Le milieu biophysique

Climatologie

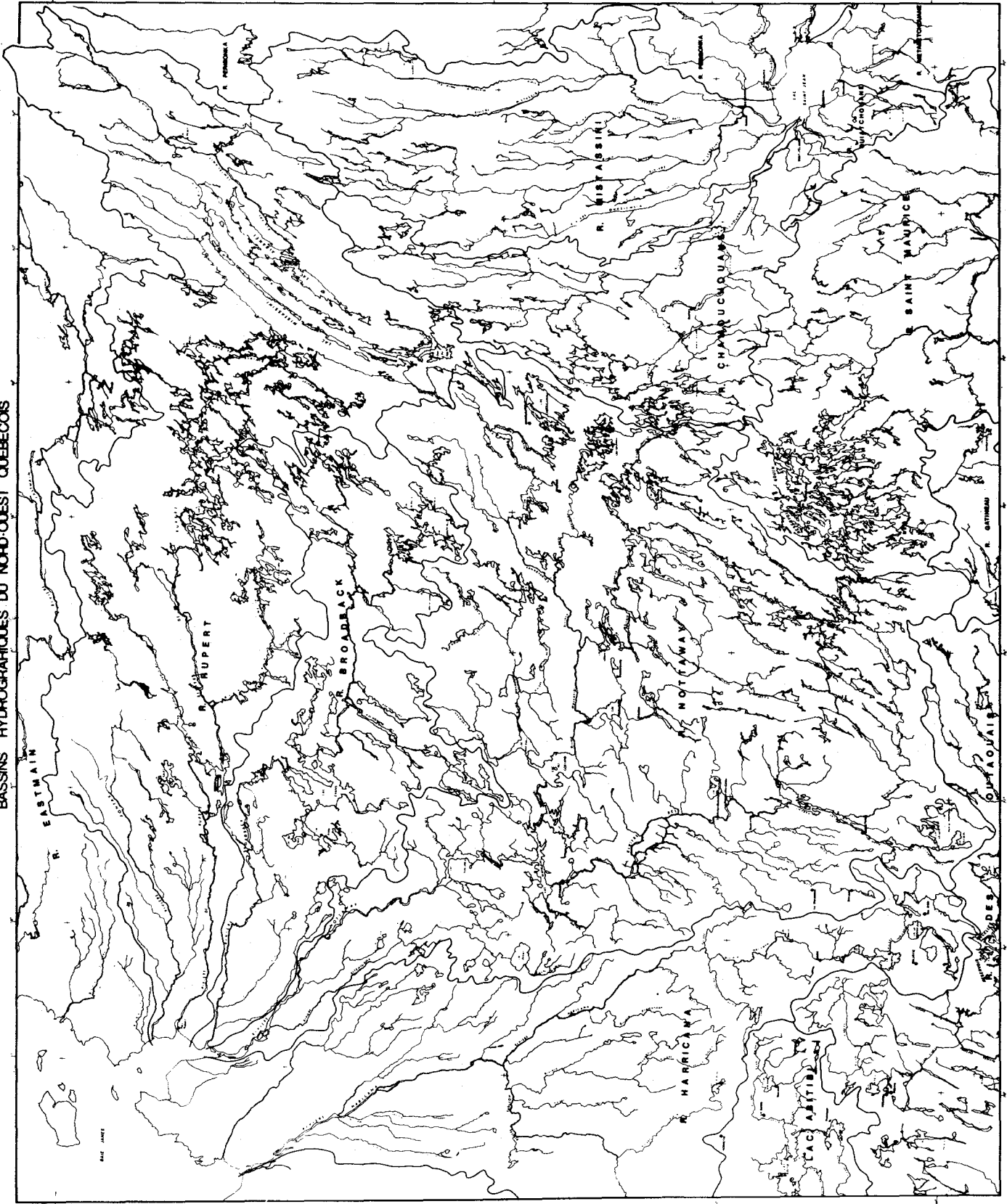
La température

Le Nord-Ouest québécois est caractérisé par un climat de type continental

FIGURE 2.1

Bassins hydrographiques
du Nord-Ouest québécois

BASSINS HYDROGRAPHIQUES DU NORD-OUEST QUÉBÉCOIS



CHARTRE DE LA RÉGION
DU NORD-OUEST QUÉBÉCOIS

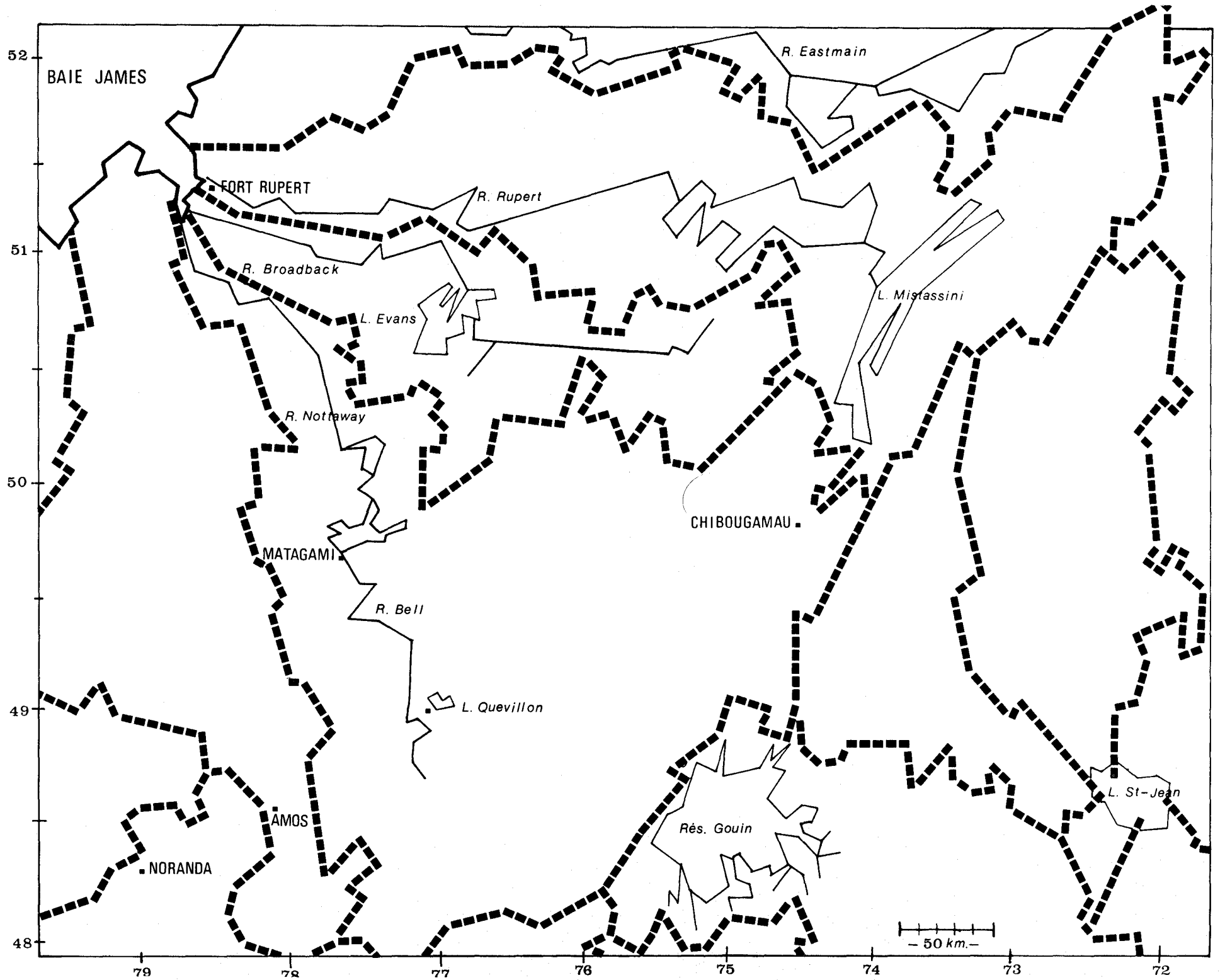
ÉCHELLE 1:50,000

FIGURE 2.2

Carte stylisée des
bassins hydrographiques
au Nord-Ouest québécois

LEGENDE

- Linites des bassins hydrographiques
- Cours d'eau



avec ces hivers rigoureux (température moyenne d'environ 15⁰C en janvier) avec des étés chauds (températures moyennes de 13⁰ à 17⁰C en juillet); le printemps et l'automne sont très courts.

D'autre part, les basses terres qui entourent les baies d'Hudson et de James laissent le libre passage à des masses d'air froids qui se dirigent vers le sud-est et qui ont tendance à s'immobiliser au-dessus de la plaine lacustre. La configuration des isothermes apparaît à la Fig. 2.4 tandis que le facteur calorifique et l'insolation annuelle sont illustrées à la Fig. 2.3.

Les vents

Les vents dominants proviennent surtout du sud (25% à Val d'Or) et du nord-ouest (30% à Val d'Or). Le changement rapide de la direction des vents cause des variations subites de température. La Fig. 2.3 présente la rose des vents pour deux stations permanentes de la région d'étude (Baie de James et lac Mistassini).

Les précipitations

Dans la majeure partie du territoire étudié, au sud du 51⁰ parallèle, on enregistre des précipitations annuelles moyennes de 90 cm. En se rapprochant de la Baie de James, les précipitations diminuent pour atteindre une moyenne annuelle de 70 cm (près de la frontière ontarienne) à 90 cm (région d'Amos). Le déficit annuel moyen de l'écoulement se situe entre 20 et 35 cm (Fig. 2.4). Par ailleurs, les précipitations de neige tendent à s'uniformiser sur l'ensemble du territoire avec un minimum de 20 cm et un maximum de 30 cm (équivalent en eau), ce qui se traduit par un écart équivalent en eau de 10 cm pour la saison hivernale alors que cette valeur atteint 20 cm pour l'ensemble de l'année (Fig. 2.4). Le déficit annuel moyen de l'écoulement se situe entre 20 et 35 cm. (Fig. 2.4).

Hydrologie

Quelques informations sur la superficie des bassins versants et la longueur des principaux cours d'eau de même que la superficie et la bathymétrie des lacs les plus importants sont présentées dans cette section.

La superficie des bassins versants

La superficie des principaux bassins versants de la Baie de James sont présentés au Tableau 2.1. On peut retrouver les informations relatives aux autres cours d'eau dans les publications suivantes:

Superficie des bassins versants du Québec, deuxième partie versant nord du Saint-Laurent, de la rivière des Outaouais au Saguenay Québec, ministère des Richesses naturelles, publication H-7, 1969.

Superficie des bassins versants du Québec, (troisième partie) versant nord du Saint-Laurent à l'est du Saguenay, versants des baies de James, d'Hudson et d'Ungava, Québec, ministère des Richesses naturelles, publication H-10, 1969.

La carte de fond (Fig. 2.2) montre les limites des principaux bassins de drainage.

La longueur des principaux cours d'eau

Les longueurs ne sont disponibles que pour certaines rivières du territoire étudié qui furent mesurées de l'embouchure à la ligne de partage des eaux.

Géologie et sédimentologie

La géologie du milieu

La région du Nord-Ouest québécois contient des roches de deux provinces géologiques identifiées communément comme la province du Supérieur et la province de Grenville. La zone de contact entre les deux (indiquée comme zone de faille sur la carte) est orientée nord-est sud-est et traverse complètement la région d'étude.

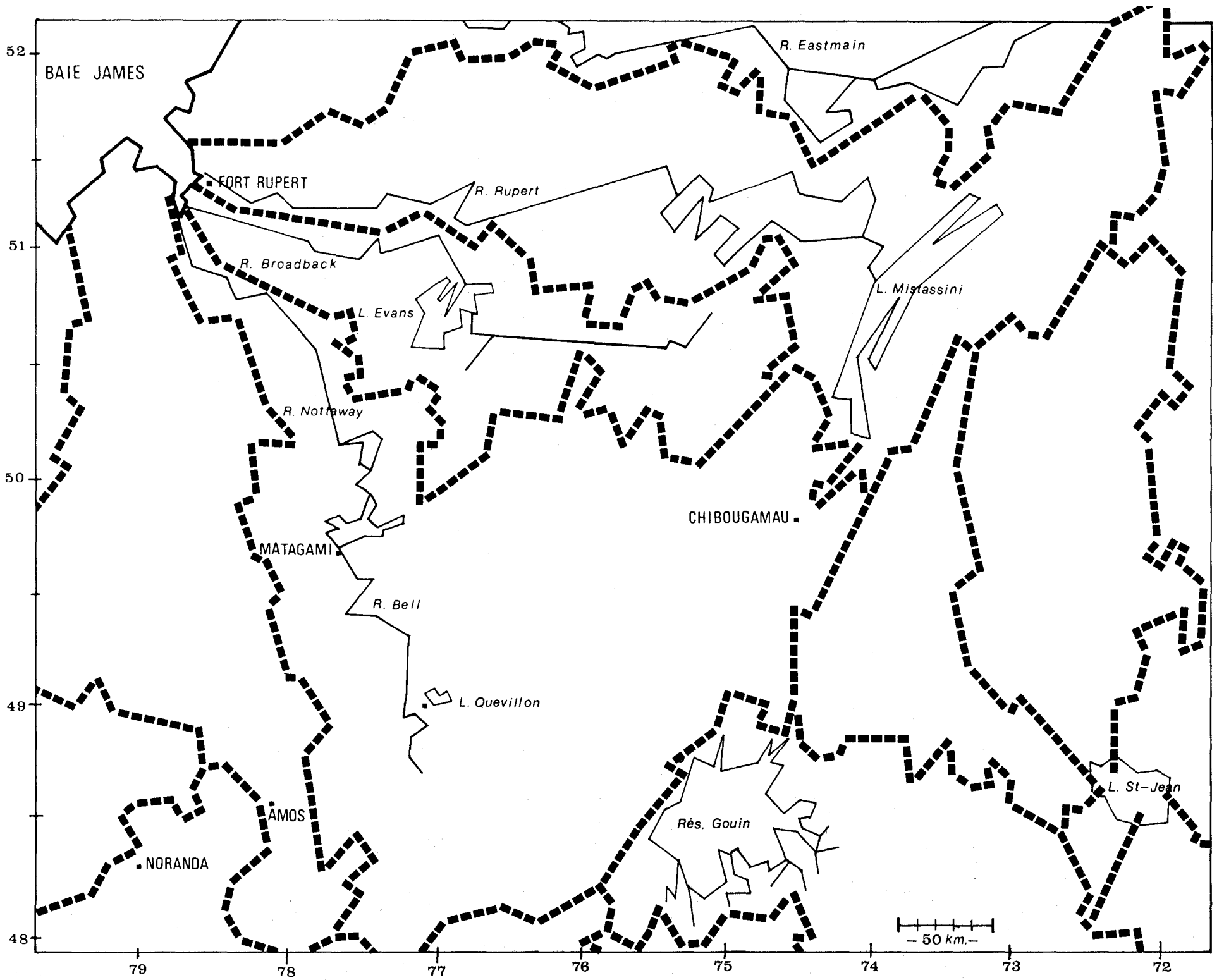
La province du Grenville contient des gneiss de différentes origines, des roches granitiques et granitoides ainsi que plusieurs intrusions de gabros et d'anorthosites. Généralement, les roches de cette province ont été fortement déformées, plissées et recristallisées.

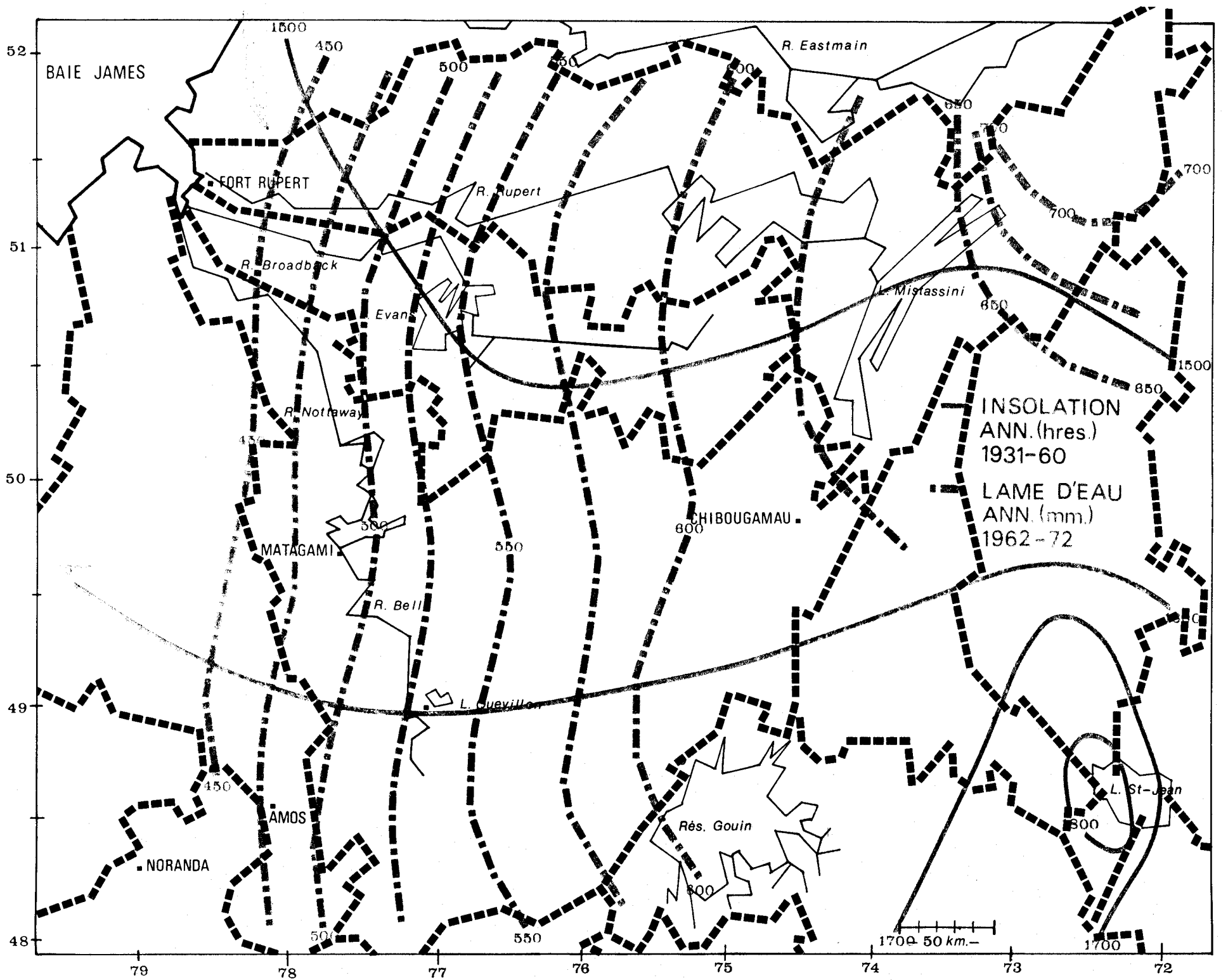
FIGURE 2.3

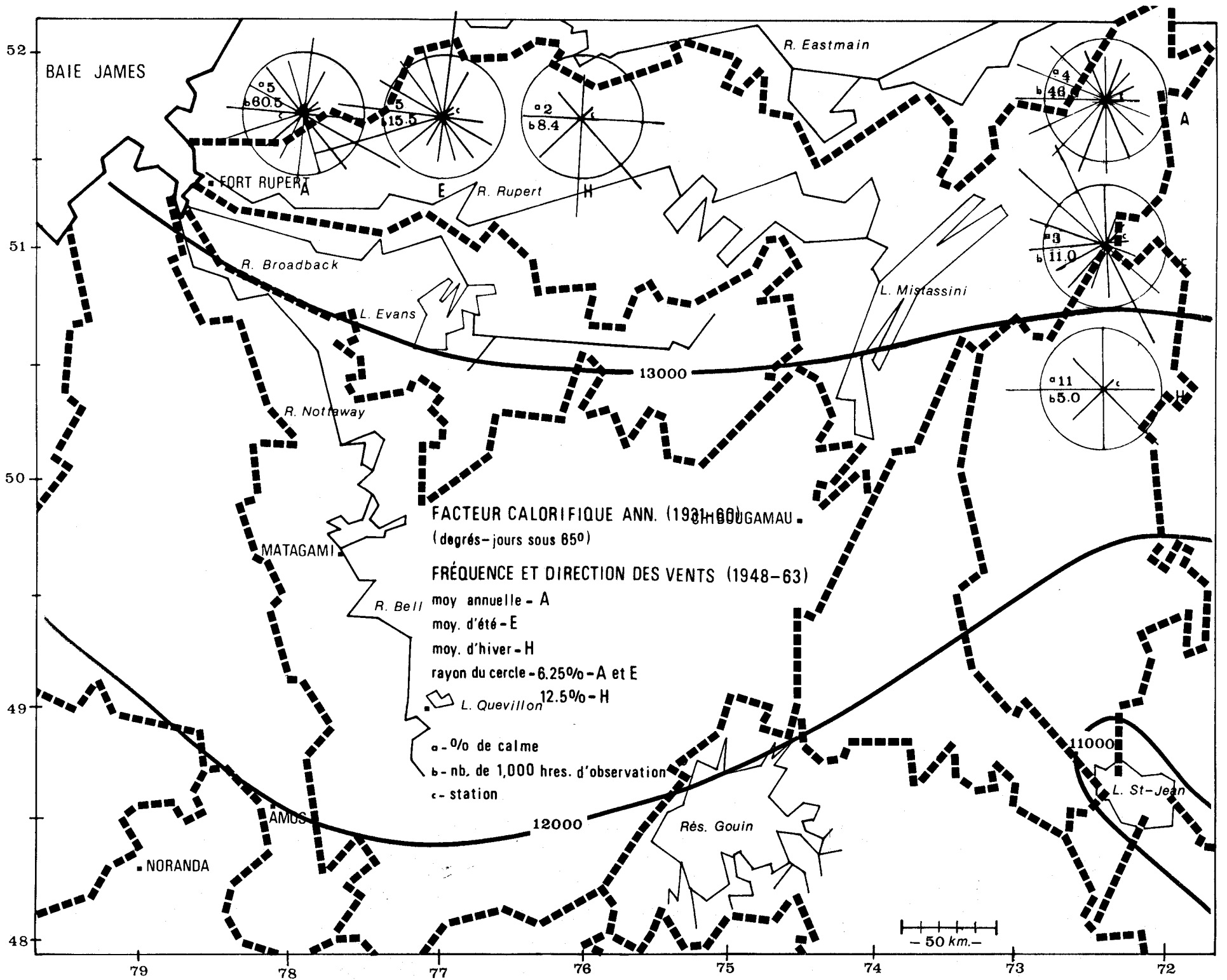
Facteur calorifique annuel (1931-1960)
Fréquence et direction des vents (1948-1963)
Insolation (1931-1960)
Lame d'eau (1962-1972)
au Nord-Ouest québécois

LEGENDE

- ////// Température moyenne annuelle
- Précipitation totale moyenne annuelle (en cm)
- Chute de neige moyenne annuelle (en cm)
- Equivalent d'eau moyen de la neige au sol (en cm)







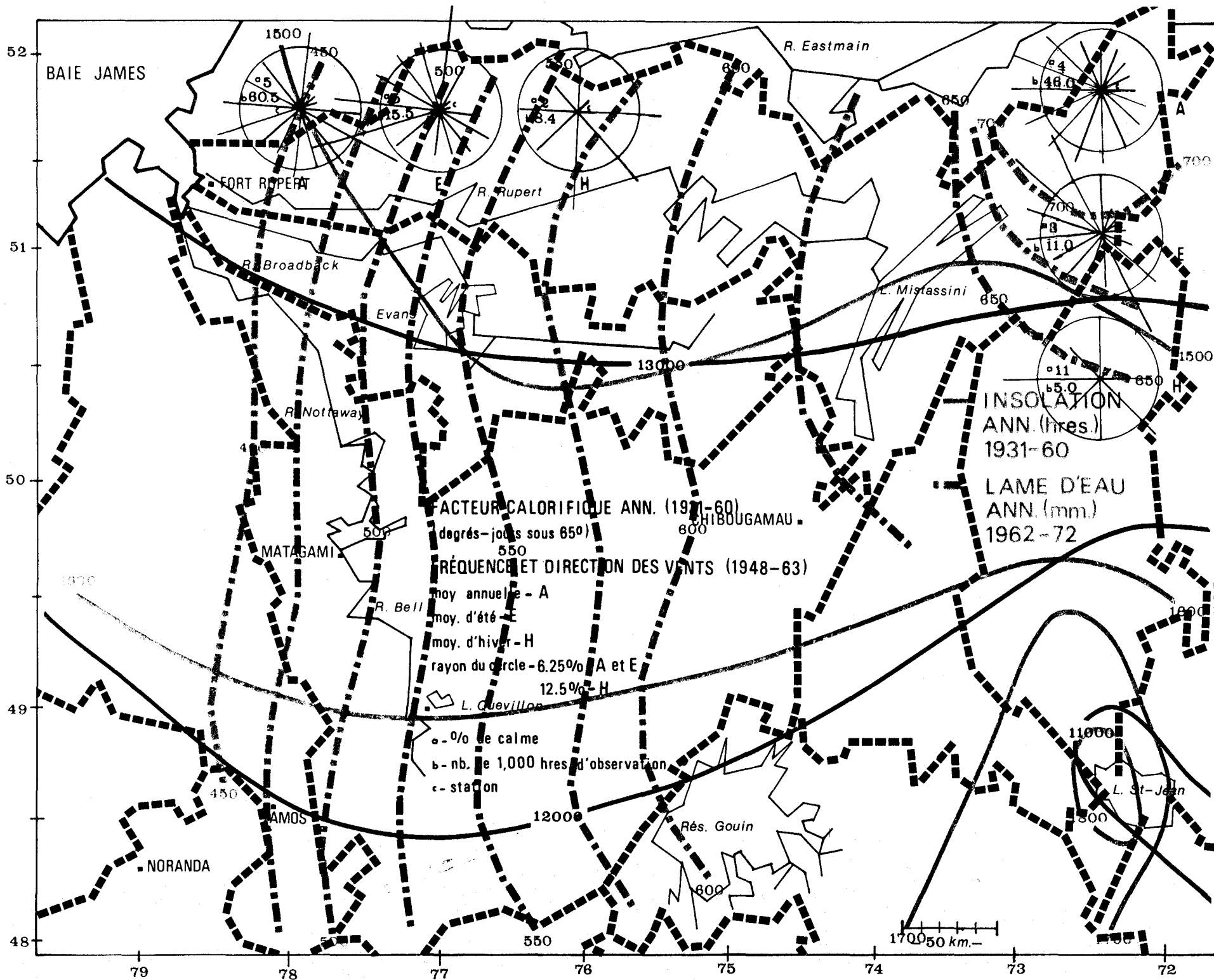
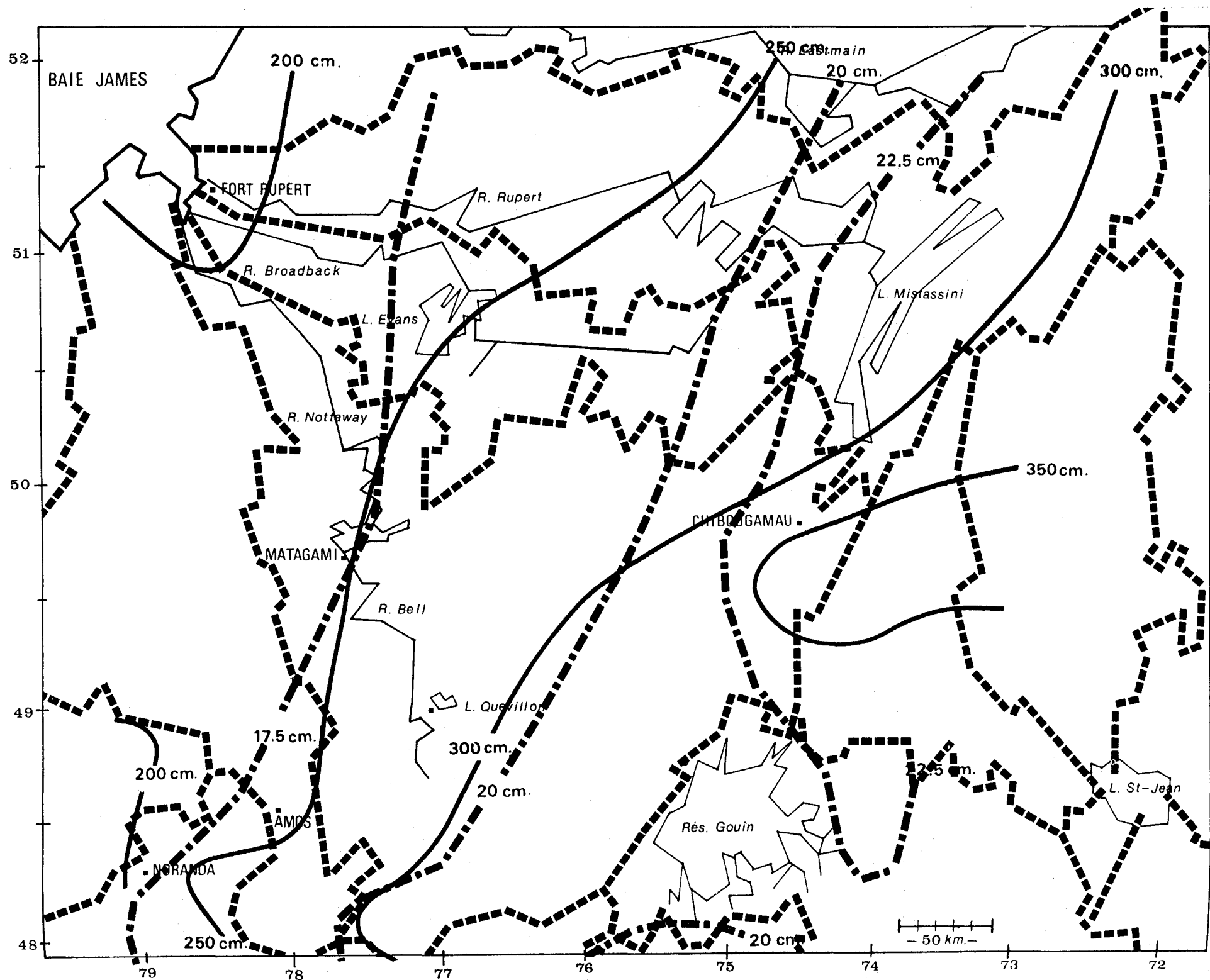


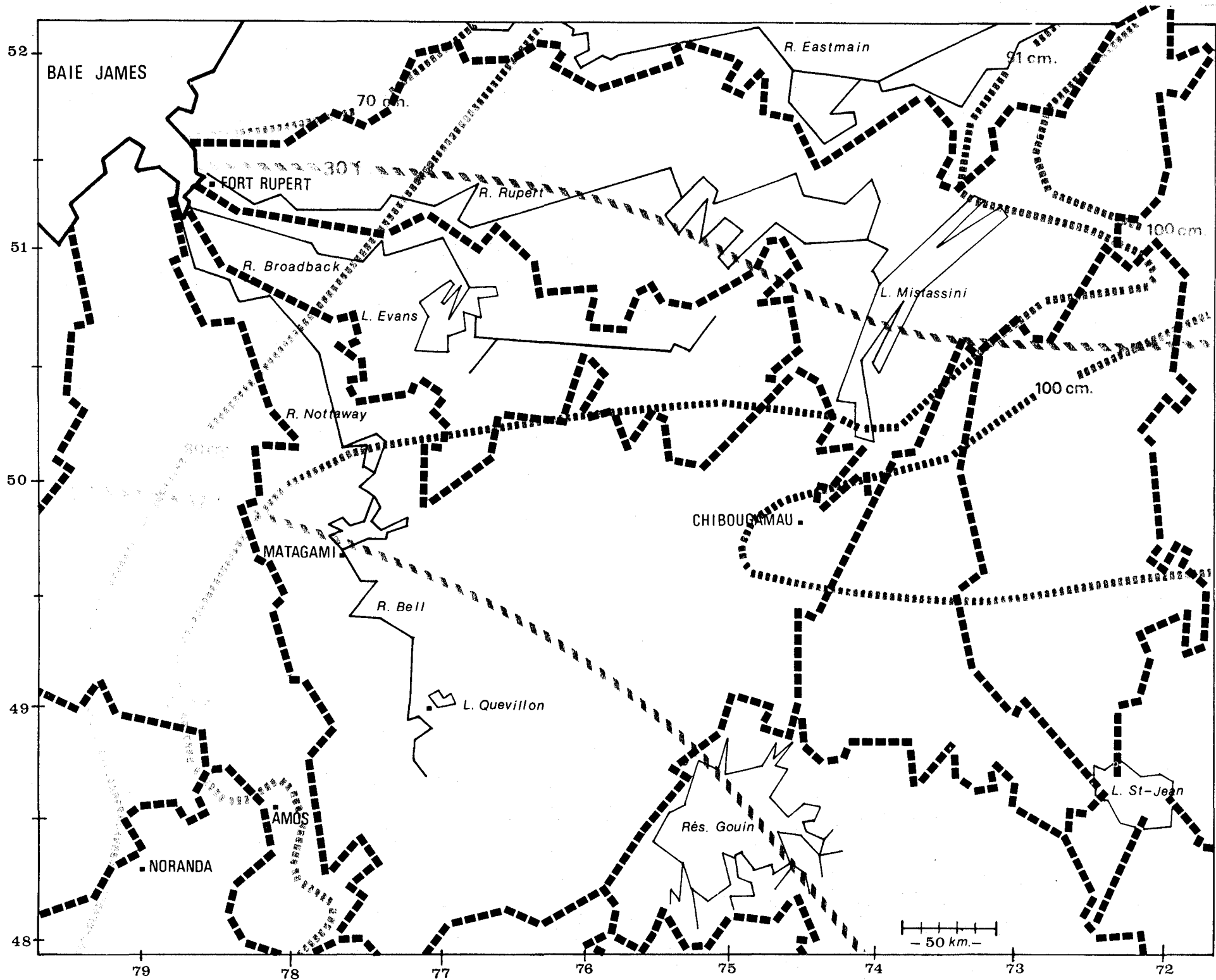
FIGURE 2.4

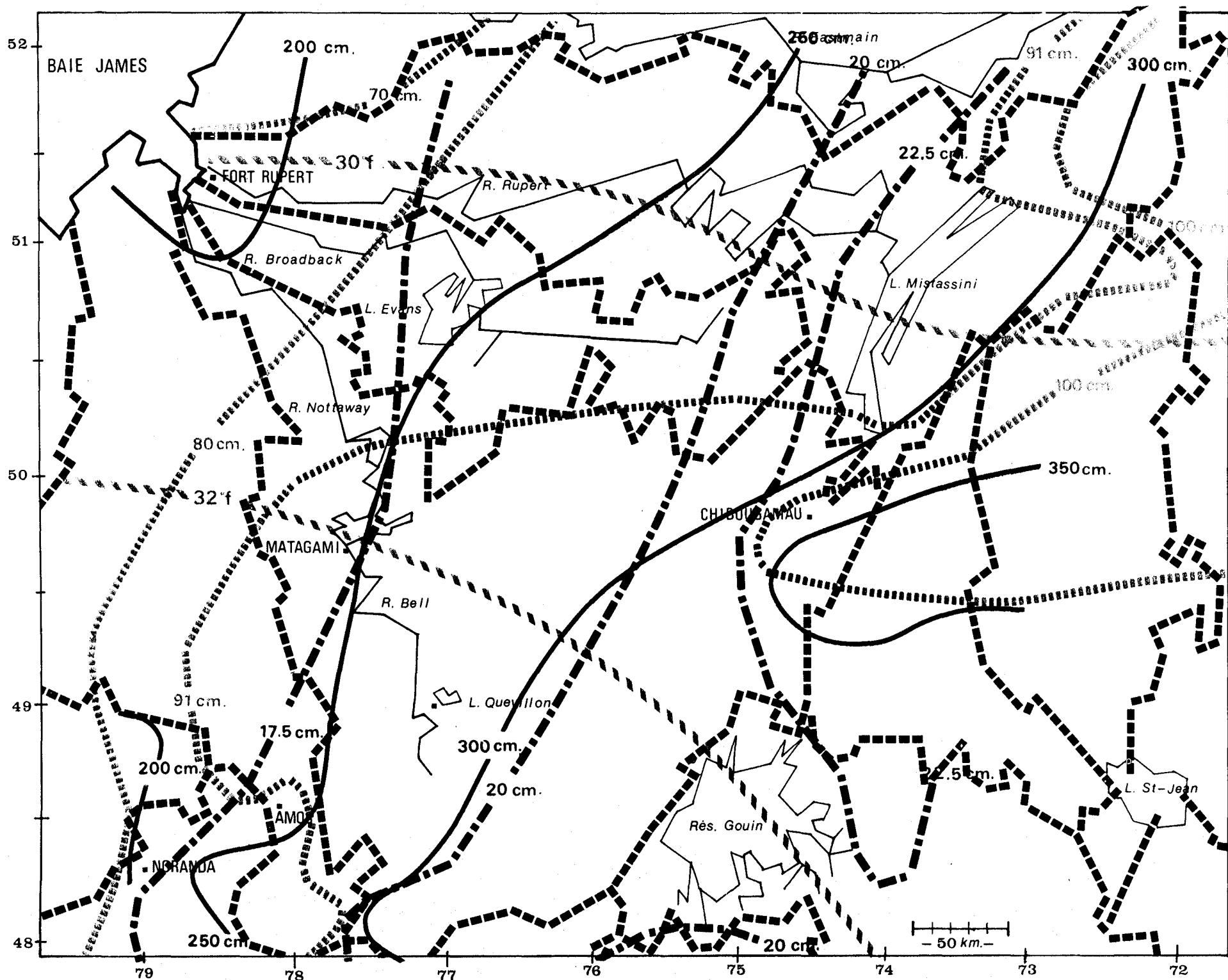
Précipitations annuelles
au Nord-Ouest québécois

LEGENDE

- ////// Température moyenne annuelle
- Précipitation totale moyenne annuelle (en cm)
- Chute de neige moyenne annuelle (en cm)
- Equivalent d'eau moyen de la neige au sol (en cm)







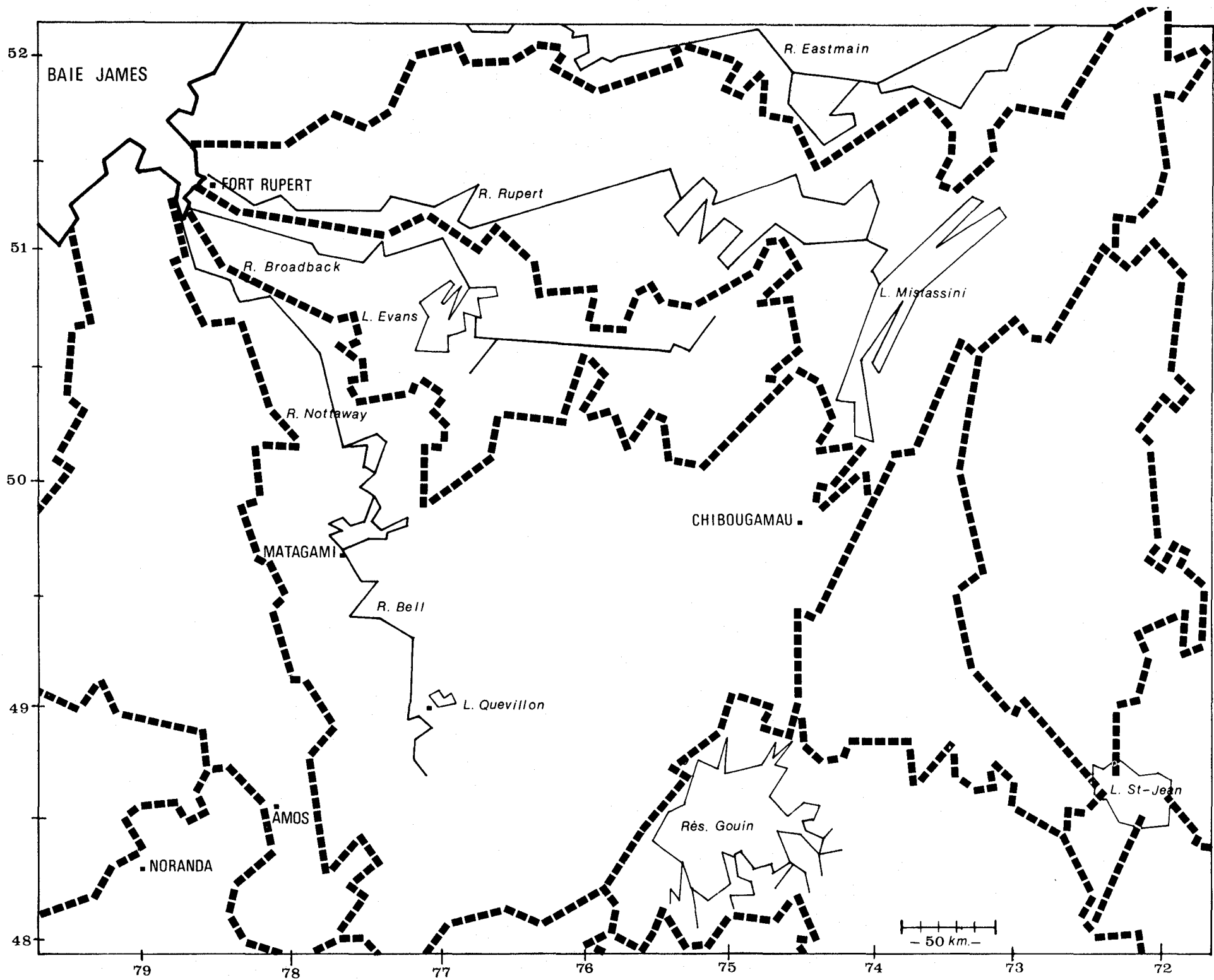


TABLEAU 2.1: Caractéristiques des rivières se déversant dans la Baie de James au Québec.

RIVIERE	LONGUEUR km	AIRE DU BASSIN DE DRAINAGE mi. ca. km ²	NOMBRE POSSIBLE DE CENTRALES (points d'ef- fleurement)	CHUTE m/km	POTENTIEL HYDRO-E- LECTRIQUE	DEBITS MINIMA ET MAXIMA EN- REGISTRES m ³ /sec.	DEBIT REGULA- RISE (estima- tion) m ³ /sec.
Broadback	451	21,756	7 centrales (40-180') chute	22.03	assez inté- ressant	70-850	30
De Rupert (Témiscamie)	763	43,253	9 ou 10 centra- les (40-180') de chute	1.42	intéressant	300-1850	840
Des Outaouais	1271	23,517	---	---	---	---	---
Eastmain	756	47,397	3 ou 4 centrales (55-180') de chu- te	1.52	intéressant	150-3450	850
Harricana	533	29,267	---	---	---	---	---
La Grande	805	96,866	4 ou 5 centrales (100-470') de chu- te	.63	intéressant	330-5900	1580
Nottaway (Bell & Mata- gami)	776	64,750	9 centrales (40- 120') chute	1.52	exploitation difficile	220-3300	110
St-Maurice	563	43,253	---	---	---	---	---

TABLEAU 2.2: Superficie et bathymétrie des principaux lacs.

Voici la liste des lacs dont la superficie est supérieure à km² et ou dont la carte bathymétrique est disponible¹

Nom du lac	Superficie km ²	Profondeur maximale m
Abitibi	95	--
Albanel	425	79
Assinica	100	--
Au Goëland	255	--
Chibougamau	213	58
Dana	113	7
Decelles (réservoir)	221	--
Doda	102	--
Dufaut	--	3
Evans	477	12
Gouin (réservoir)	1241	--
La Bardelière	110	--
Low	149	--
Matagami	240	--
Mesgouez	119	--
Mistassini	2165	177
Némiscau	142	--
Obatogamau	112	--
Olga	70	--
Parent	74	15
Saint-Jean	622	63
Soscumica	77	13
Waswanipi	127	--
Wollett	61	--

¹ Ministère fédéral de l'Energie des Mines et des Ressources

TABLEAU 2.3: Teneur en mercure de différents types de roche (ppb) (Modifié d'après Boyle, 1971)

	Type de roche	Domaine de variation	Moyenne
IGNEES	Roches ultrabasiques	7-250	168
	Roches basiques		
	Intrusives (gabbros, diabase, etc.)	5-84	28
	Extrusives (basalte, etc.)	5-40	20
	Roches intermédiaires		
	Intrusives (diorites, etc.)	13-64	38
	Extrusives (andésites, etc.)	20-200	66
IGNEES	Roches acides		
	Intrusives (granite, granodiorite, syénite, etc.)	7-200	62
	Extrusives (rhyolite, trachyte, etc.)	7-200	62
IGNEES	Roches alcalines		
	Syénite à néphéline, phonolites, etc.)	40-1400	450
METAMORPHIQUES	Quartzite, etc.	10-100	53
	Amphibolite	30-90	50
	Hornfels	35-400	225
	Schiste	10-1000	100
	Gneiss	25-100	50
	Marbre, dolomie cristalline, etc.	10-100	50
SEDIMENTAIRES	Sédiments récents		
	Ruisseaux et rivières	10-700	73
	Lacs	10-700	73
	Océan	10-2000	100
	Grès, arkose, conglomérat, etc.	10-300	55
	Schistes et argillites		
	Schiste, mudstone and argillite	5-300	67
Schiste bitumineux, riche en carbone, etc.	100-3250	437	
SEDIMENTAIRES	Calcaire, dolomie	10-220	40

FIGURE 2.5

Principaux caractères géologiques
du Nord-Ouest québécois

VOIR LA CARTE DANS
LA POCHETTE A LA
FIN DU VOLUME





La province du Supérieur, dans la limite de la région étudiée, est caractérisée par une succession de bandes de roches volcaniques et sédimentaires séparées par des roches de composition granitique (Fig. 2.6 et carte en pochette).

Du sud au nord, ce sont:

- a) *le groupe Abitibi*, qui est formé d'une série de bandes volcaniques s'identifiant comme suit: Rouyn-Noranda, Val d'or
Lasarre, Amos, Senneterre
Normétal, Joutel
Matagami, Chibougamau.





Ce groupement de roches volcaniques est le plus important et s'étend de la frontière de l'Ontario jusqu'au sud du lac Mistassini. Sa largeur moyenne est d'environ 200 km. Elle se compose principalement de roches volcaniques basiques (basaltes) et accessoirement d'andésites, de rhyolites et de laves ultramafiques. Dans ces bandes on trouve de nombreuses intrusions de roches granitoides, granitiques, basiques et ultrabasiques.

- b) *la bande Frotet-Evans* est située à environ 70 km de la précédente. Elle s'étend du lac Mistassini à la rivière Nottaway. Moins importante que la bande Matagami-Chibougamau (largeur: 5 à 20 km), elle se compose de basaltes recoupés par des roches ultrabasiques (lacs Evans, Frotet et Troilus) et de roches métasédimentaires.
- c) *la bande Nemiscau*, de direction N.E., passe par le lac du même nom. Très peu épaisse, elle se compose surtout de roches métasédimentaires et d'un peu de metabasaltes.
- d) *la bande de la rivière Eastmain*, comprend le lit des rivières Eastmain et Opinica et s'étend en direction est-ouest sur une centaine de km. Peu de roches ultrabasiques surtout des metabasaltes, des rhyolites et des métasédiments.
- e) *la bande de la rivière La Grande* est la plus septentrionale et est composée de metabasaltes et de métasédiments.

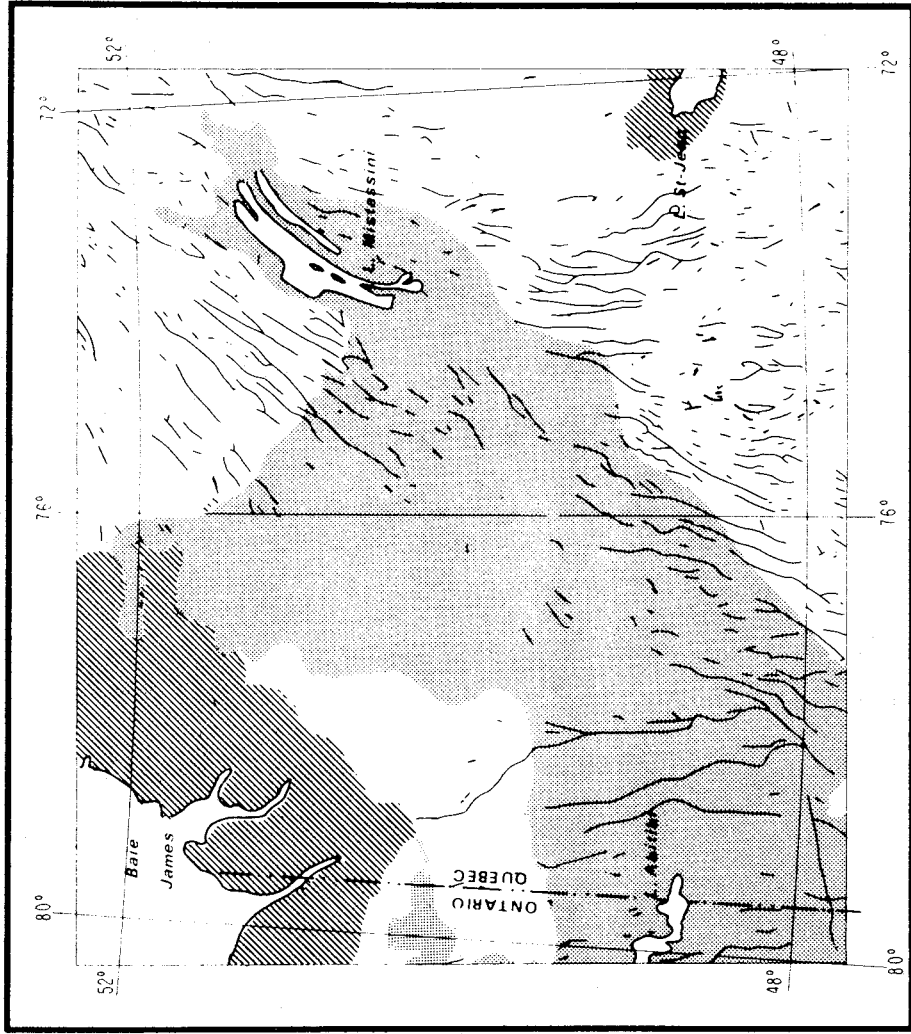
FIGURE 2.6

Dépôts meubles au Nord-Ouest
Québécois





LEGENDE

-  *Argile lacustre principalement*
-  *Argile marine principalement*
-  *Till principalement*
-  *Esker, Kame*

*Carte simplifiée de dépôts meubles,
tirée de la carte glaciaire du Canada,
12534, Commission géologique du Canada.*



LEGENDE

-  *Argile lacustre principalement*
-  *Argile marine principalement*
-  *Till principalement*
-  *Esker, Kame*

*Carte simplifiée de dépôts meubles,
tirée de la carte glaciaire du Canada,
12534, Commission géologique du Canada.*

Les bandes volcaniques de composition basique sont séparées et recoupées par des roches intrusives acides qui occupent de grandes étendues. Ce sont, par ordre décroissant d'importance: des tonalites, des granodiorites, des granites et pegmatites, des monzonites et des syénites. Ce sont des roches d'âge plus jeune que les roches volcaniques. La partie centre nord de la région est occupée par des gneiss à biotite. La partie située au sud-est du lac Mistassini ayant subi une évolution géologique différente, on n'y rencontre pas de roches volcaniques mais seulement de grandes étendues de gneiss recoupées par des intrusions d'anorthosites.

Au lac Mistassini et dans le secteur des monts Otish des roches d'origine sédimentaire peu métamorphisées affleurent en strates horizontales, composées principalement de grès, de quartzites, de conglomérats et de schistes graphiteux. Elles sont d'âge plus récent que les autres roches de la région.

Le Tableau 2.2 affiche les concentrations moyennes de mercure pour différents types de roches semblables à ceux que l'on retrouve dans la région du nord-ouest.

Les dépôts meubles

Les dépôts meubles de la région étudiée ont été mis en place pendant la dernière glaciation (Wisconsin) il y a environ 9,500 ans. Dans la région de la Baie de James et probablement plus au sud on trouve des sédiments interglaciaires ou interstadias plus vieux que la dernière glaciation, mais leur aire de distribution est mal connue (Fig. 2.6).

Les dépôts meubles affleurant sont des tills (lodgment) mis en place pendant la dernière glaciation ou des argiles postglaciaires. Le till est, de façon générale compact et sablonneux; cependant, dans les Basses-Terres de la Baie James, il est plutôt argileux et dense. Dans cette moraine d'ablation déposée pendant la fonte du glacier on peut inclure les eskers, les kames, et les moraines de De Gerr (wash board moraine).

Deux unités géologiques importantes mis en place également pendant la déglaciation sont les argiles varvées et les argiles marines de la mer de

Tyrrell. Les argiles varvées ont été déposées dans des lacs post-glaciaires lors de la fonte du glacier continental. Les argiles marines se sont déposées après les argiles lacustres lorsque le lac Ojibway-Barlow s'est drainé suite à la pénétration occasionnée par la séparation du glacier en deux masses, l'une à l'est et l'autre à l'ouest de la Baie de James. Les tourbières, formées sur tous les sédiments précédents depuis le départ du glacier, occupent des superficies appréciables.

Végétation

Les structures phytosociologiques de ces territoires résultent de l'action de divers facteurs (feux, épidémies, coupes) et la mosaïque actuelle peut être caractérisée à partir des résineux mûrs (forêts qui ont échappé à l'action dominante d'un ou des facteurs) et des autres types de végétation.

Les grandes concentrations de résineux mûrs se rencontrent¹ aux sites suivants:

- en bordure de la Baie de James, réparties par petites taches et colonisant principalement les vallées fluviales;
- sur certaines sections de la rivière Rupert et sur le pourtour est et sud-ouest du lac Mistassini;
- à partir de la rivière Broadback et s'élargissant vers le sud pour englober les bassins Nottaway et Harricana;
- dans le pourtour du réservoir Gouin en s'étendant vers le Nord-ouest;
- dans les bassins se drainant dans le lac Saint-Jean.

Le nombre de feux de forêt qui ont contribué à modeler cette mosaïque sur le versant de la Baie James, semble anormalement élevé comparativement aux versant du Saint-Laurent. De plus, la grande majorité des résineux mûrs situés au sud de ce territoire sont intensément affectés par l'épidémie de tordeuse des bourgeons.

¹

Carte des massifs et boisés du Ministère des Terres et Forêts du Québec, (1973).

Les résineux mûrs situés au sud du 50⁰ de latitude sont englobés dans les limites des forêts domaniales de La Sarre, Matagami et Chibougamau-Roberval d'une part, et dans les concessions de la Domtar, de la compagnie Internationale de Papier du Canada, de la Consolidated Bathurst Limitée¹.

Six sections de la région forestière boréale sont présentes dans ce territoire. Ce sont: la Laurentides-Omotchiway, Chibougamau-Natashquan, Gouin, Argiles du Nord, Basses terres de la Baie d'Hudson, Est de la Baie James, et enfin la Transition du Nord-est. L'épinette blanche et l'épinette noire en sont les espèces dominantes alors que les autres conifères dont le mélèze, le sapin baumier et le pin gris sont très répandus. Le bouleau à papier et les trembles sont souvent associés aux conifères (Rowe 1972).

La Figure 2.7 illustre les massifs boisés du Nord-Ouest québécois. On peut noter l'influence des feux de forêt sur le versant de la Baie James ainsi qu'au Nord des lacs Mistassini et Evans.

Faune

Le gibier

Le Nord-Ouest québécois est subdivisé en six zones de chasse au gros gibier. L'orignal est l'espèce la plus abondante et la plus chassée. La carte des densités relatives (Brassard et al. 1974) présente, au nord, une densité inférieure à 0.4 orignaux par 10 km² et au sud une densité variant entre 0.4 et 1.2 orignaux par km².

La majeure partie de la région étudiée est subdivisée en lots de trappe. Les espèces exploitées sont, par ordre d'importance, le castor, le rat musqué, le vison, le lynx du Canada, la loutre, la belette, les martres, l'écureuil roux, le renard roux, le loup et l'ours noir. Les trappeurs piègent l'orignal, le caribou, les ours, les outardes, les canards et les perdrix ainsi que le lièvre et les porc-épics et la plupart de ces espèces sont consommées par les populations locales.

¹

Carte des terres forestières, (M.T.F., 1974).

FIGURE 2.7

Massifs boisés
du Nord-Ouest québécois

MASSIFS BOISES DU NORD-OUEST QUEBECOIS

(Basé sur la carte du Ministère des Terres et Forêts - 1973)

LEGENDE

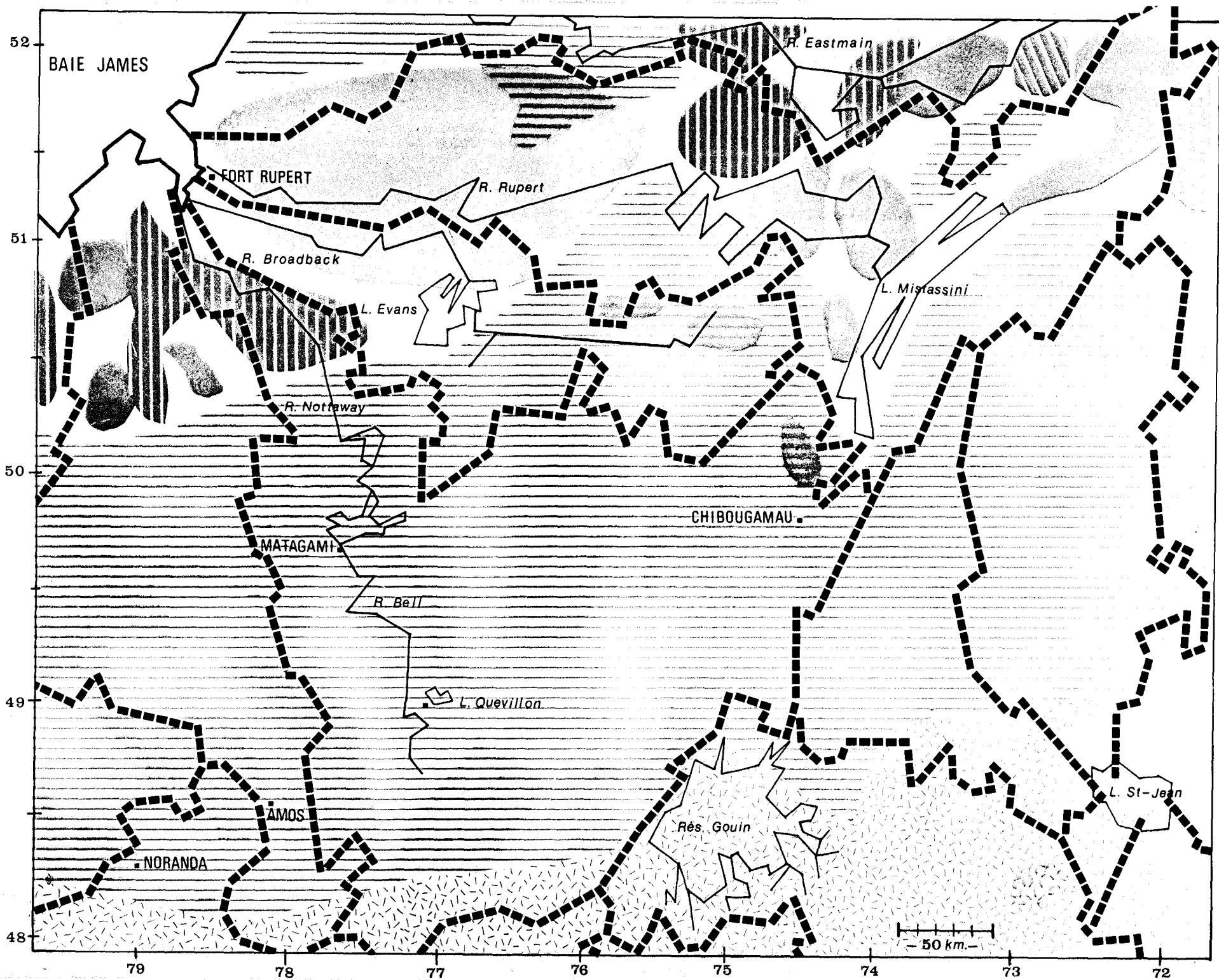
□ Improductif et autres

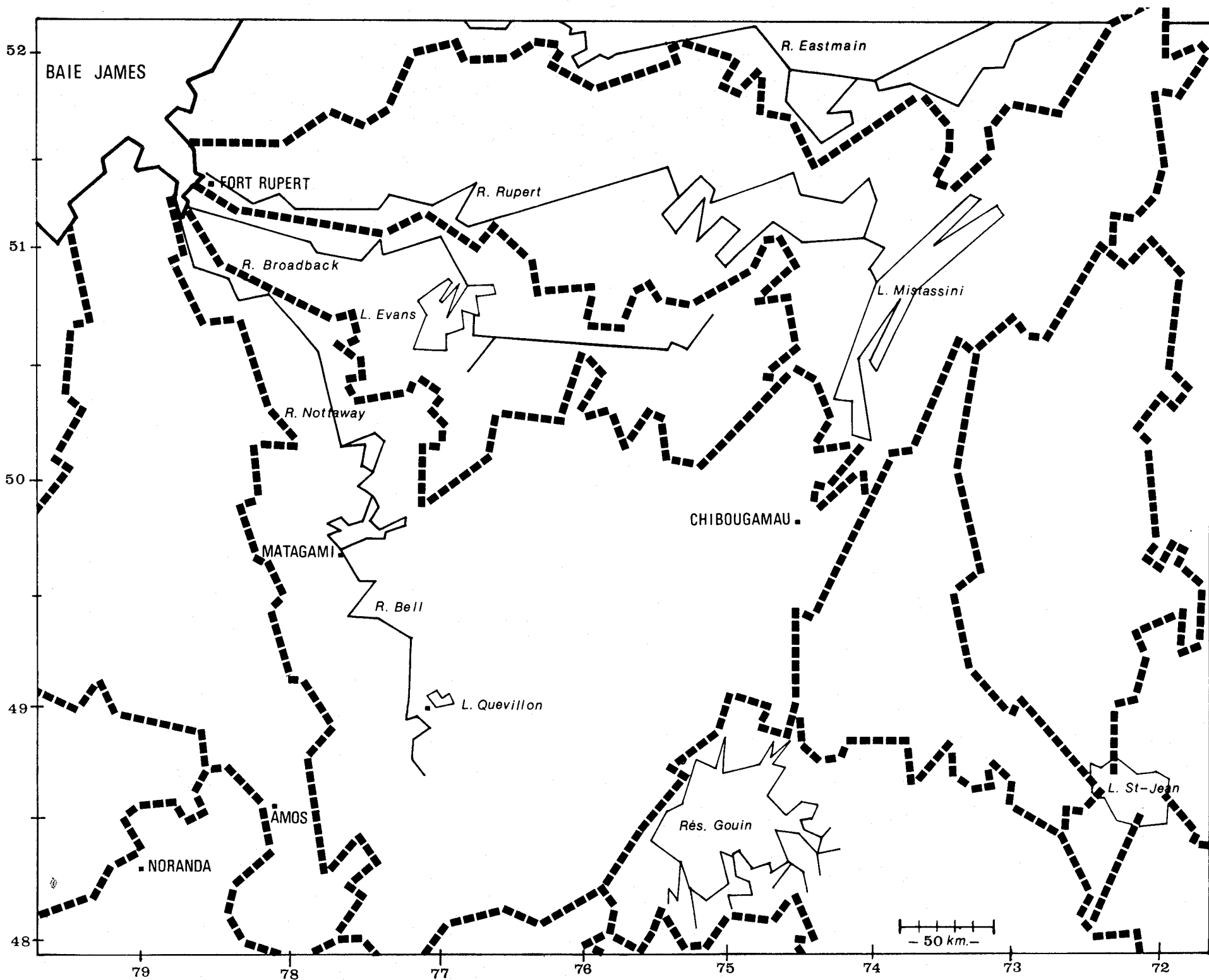
▬ Résineux jeune et mûr

☼ Brûlés non régénérés

■ Pessière à Cladonie

◊ Mélangé et feuillu





Le poisson

Les poissons herbivores constituant la nourriture de base des espèces carnivores, leur biomasse est environ dix (10) fois plus grande que celles de ces derniers. Les poissons comme l'esturgeon et le catostome se nourrissent d'invertébrés vivant sur le fond des cours d'eau et constituent une population dont le mode de vie est différent de celui des carnivores ou des herbivores. Ces poissons osseux, rarement attaqués par les carnivores ne se nourrissent pas de végétaux et se tiennent en plus petits groupes que les herbivores.

La région étudiée contient les espèces suivants: truites mouchetée et grise (touladi), doré, brochet, achigan, perchaude, crapet, barbotte, corégone, esturgeon, lotte, laquaïche et catostome.

Dans ces régions situées à une latitude où l'insolation annuelle est brève (voir Fig. 2.3), la saison de croissance est d'environ six (6) semaines plus courte que celle de Montréal, d'où une productivité biologique plus faible.

2.1.2 Les activités humaines agissant sur le milieu

Les activités urbaines

En 1973, la population du N.O.Q. atteignait 147,868 personnes (M.I.C. 1975) dont un peu plus de la moitié résidait dans une vingtaine d'agglomérations urbaines, c'est-à-dire groupant mille habitants et plus (O.P.D.Q. 1970).

L'urbanisation que connaît l'ensemble du Québec se manifeste aussi dans la région, mais à un rythme beaucoup plus lent. En effet, en 1966, le taux d'urbanisation du Québec atteignait 78% contre 53% au N.O.Q. Cependant, depuis l'avènement de la municipalité de Radisson et particulièrement la création du site LG-2, cette région est de plus en plus assujettie à l'urbanisation.

Il ne semble pas exister d'étude permettant d'évaluer les apports urbains de mercure via les eaux résiduaires et les émanations atmosphériques dans la région. Compte tenu de l'étendue de la région et de la faible population qui y habite, l'influence des activités urbaines s'exercerait vraisemblablement au niveau local.

Les activités agricoles

D'après le ministère de l'Agriculture du Québec (M.A.Q.), la superficie agricole exploitable au Nord-Ouest couvre quelque 180,329 hectares exploitée par 1400 agriculteurs.

L'agriculture dans cette région repose essentiellement sur la production laitière et l'élevage (bovins et ovins). D'autre part, les productions végétales portent sur le colza (730 hectares), l'orge (1210 hectares) et sur la production de céréales mélangées, blé, orge, avoine (4050 hectares).

Tout comme pour les activités urbaines, l'influence des apports de mercure via le drainage agricole s'exercerait localement, c'est-à-dire là où il est utilisé directement comme biocide ou indirectement lorsqu'il est associé à un engrais ou à un pesticide.

Les principaux produits utilisés dans le Nord-Ouest québécois connus surtout sous leur nom commercial, sont énumérés ici:

- les engrais: les différentes combinaisons (azote-phosphore-potassium): 5-20-20, 0-20-20, 8-16-16 et le superphosphate 20%;
- les fongicides: le vistalo et la captane;
- les herbicides: l'atrazine, le 2.4 BP 64, le MCPB, le callapun, le dimoride, la AA TOP 25-EC et le réglane;
- les insecticides: le malathion, le serin, le méthycychole et le cygon.

Les activités forestières

Deux catégories d'entreprises se partagent les activités du secteur forestier soit, les entreprises spécialisées dans la production de bois de sciage et celles qui produisent de la pâte à papier. Les bassins les plus exploités sont ceux des rivières Nottaway, Saint-Maurice, Chamouchouane et Mistassini.

Le territoire forestier du Nord-Ouest couvre une superficie totale d'environ 110,600 km². Toutefois, la partie accessible économiquement ne couvre que 84,200 km². La forêt publique (105,800 km²) a été divisée par l'Etat en unités d'aménagement pour lesquelles un quota annuel a été fixé. La forêt privée (4,700 km²) comprend deux catégories de propriétés:

- les grandes propriétés (plus de 810 hectares) qui sont soumises aux mêmes normes d'aménagement que les forêts publiques;
- les petites propriétés (moins de 810 hectares) s'étendent sur 4360 km² milles, dont 12000 hectares consacrés à l'industrie de l'érable.

La production de bois au Nord-Ouest québécois a atteint en 1968-1969, 2,843,880 m³, soit une utilisation de 57% du potentiel annuel de coupe.

La transformation des produits de la forêt regroupait, en 1968-1969, une quarantaine d'unités réparties sur tout le territoire dont la production a atteint quelque 900 tonnes métriques.

Les activités industrielles

Par activités industrielles, on entend ici principalement l'usine de chlore-soude caustique de Lebel-sur-Quévillon et l'usine de smeltage de Noranda, étant donné que les traits dominants de l'industrie agricole, forestière, minière et hydro-électrique sont traités ailleurs dans ce chapitre.

Dès le début du phénomène de sensibilisation au problème du mercure, vers 1968, les recherches ont porté sur les sources possibles de mercure et

sur ses utilisations. Les chiffres recueillis par le gouvernement fédéral ont révélé que 47% du mercure consommé au Canada en 1969 l'était par l'industrie du chlore-alcali.

A l'époque, 14 usines utilisaient des cellules à cathode de mercure pour produire du chlore et de la soude caustique à partir de l'électrolyse du sel. Une seule de ces usines est en opération au nord-ouest québécois. Il s'agit de l'usine de Domtar à Lebel-sur-Quévillon ouverte en mars 1967. La capacité nominale de l'usine est de 67 tonnes métriques de chlore par jour. Cependant au départ, l'usine ne fonctionnait qu'à demi-capacité. La production a été graduellement accrue pour atteindre son niveau normal vers 1971-72. Les premiers travaux de contrôle des pertes de mercure ne furent effectués qu'à partir de 1971 suite aux demandes gouvernementales.

Nous ne disposons d'aucun chiffre précis spécifique aux pertes de mercure à Lebel-sur-Quévillon pour la période pré-contrôle. Les rapports du gouvernement fédéral indiquent qu'en 1969 environ 24.9 kg de mercure étaient consommés pour chaque 100 tonnes métriques de chlore produit au pays. Les mêmes rapports montrent que 62% du mercure consommé était rejeté par l'effluent. Le reste (38%) inclut les pertes dans les produits, pertes dans l'atmosphère, ou par absorption dans l'équipement etc.

Si l'on appliquait les moyennes nationales de 1969 à une usine d'une capacité de 67 tonnes métriques/jour fonctionnant au trois quart et sa capacité pendant quatre ans, on obtiendrait une perte totale par l'effluent de 20 tonnes métriques de mercure.

Il est difficile de savoir si des pertes de cet ordre de grandeur ont effectivement eu lieu. Un relevé effectué en 1975, par le gouvernement fédéral a démontré que les rejets de l'usine Domtar avaient augmenté le niveau du mercure dans les sédiments des rivières Quévillon et Bell et du lac Mata-gami par un facteur variant de 3 à 60. Suite à l'action gouvernementale, les premières mesures de réduction des pertes furent appliquées en 1971.

Depuis 1972, une réglementation gouvernementale limite à 1 ppm la teneur de mercure dans la soude caustique et limite les pertes par l'effluent

à 2.5 grammes par tonne métrique de chlore produit.

Des équipements ont également été installés pour contrôler les pertes dans l'atmosphère. Les rejets solides et semi-solides sont maintenant déposés dans un parc à déchets réservé à cet usage. Les mesures prises ont entraîné les améliorations suivantes:

- A) La consommation a été réduite à 9.4 kg/100 tonnes métriques de Cl_2 en 1975 comparativement à 24.5 kg/100 tonnes métriques de Cl_2 moyenne canadienne de 1969;
- B) les pertes par l'effluent ont été réduites à .10 kg/100 tonnes métriques de Cl_2 soit 2% du mercure consommé;
- C) environ 38% du mercure consommé est maintenant recueilli et déposé dans un parc à déchets;
- D) de 1972 à 1975, le travail d'identification et de réduction des pertes s'est poursuivi. La quantité de pertes non comptabilisées est passée de 74% à 39% du mercure consommé ou, en valeur absolue, de 23 kg/100 tonnes métriques de Cl_2 à 3.6 kg/100 tonnes métriques.

Les propriétés physico-chimiques du mercure rendent difficile la réduction des pertes aux niveaux requis pour protéger l'environnement. Une partie des pertes de mercure non identifiées résulte de l'amalgamation du mercure sur les surfaces métalliques ou de son absorption dans les matériaux de construction de l'usine. Cette partie des pertes ne constitue pas une émission dans l'environnement et elle est difficilement mesurable avec les moyens actuels.

Cependant, la performance de certaines usines au pays permet de croire qu'on peut limiter les pertes non comptabilisées à 0.5 ou 1 kg par 100 tonnes métriques de chlore produit. La meilleure technologie actuellement disponible dans l'industrie du chlore-alcali permet de limiter les pertes totales dans l'environnement à 1 kg/100 tonnes métriques de chlore produit.

Pour une usine d'une capacité de 67 tonnes métriques de chlore par jour, les pertes annuelles seraient d'environ 270 kg. Ceci permet pour le moment une réduction des pertes de mercure qui soit acceptable étant donné que ce sont les meilleurs résultats possibles avec la technologie actuelle.

L'usine de smeltage

Compte tenu des quantités de mercure contenu dans le concentré de minerai traité et en l'absence de données précises relatives aux pertes de mercure de l'usine de smeltage, on ne peut actuellement écarter la possibilité que les rejets de mercure de cet établissement ne soient du même ordre que ceux de l'usine de chlore-soude caustique de Lebel-sur-Quévillon.

Les activités minières

Dans la région du nord-ouest québécois, on trouve 4 camps miniers importants qui s'identifient comme suit: Matagami, Rouyn-Noranda, Val d'Or et Chibougamau. L'activité minière a commencé dans la région de Rouyn-Noranda vers la fin des années 1920. Depuis ce temps, 112 mines ont produit du minerai sur le territoire (voir carte en pochette). Ces mines se regroupent comme suit:

Type de Mine	Nombre
Or	56
Sulfures (Cu, Zn, Pb)	49
Molybdène	3
Fer	1
Nickel	1
Amiante	1
Lithium	1

En appendice, on trouvera le nom des diverses mines et des exploitants, les dates d'opérations, les tonnages et teneur des minerais extraits et la méthodes de traitement s'il s'agit d'une mine d'or. Dans leurs rapports an-

nuels au Ministère des Richesses Naturelles, 14 mines d'or spécifient qu'elles ont déjà utilisé le procédé d'amalgamation pour le traitement de leur minerai. Cinq mines ont changé de méthode de traitement en cours d'opération. Un exemple serait la mine McWatters (41) où on a effectué la conversion du procédé d'amalgamation à la cyanuration entre 1939 et 1940.

Il existe plusieurs techniques d'amalgamation pour l'or (Door et Bosqui, 1950) mais toutes sont basées sur l'affinité du mercure pour ce métal. Dans ce procédé, toute particule de minerai doit entrer en contact avec le mercure. Il en résulte des pertes de mercure à plusieurs niveaux dans le procédé.

Bien que des procédés aient été communément utilisés pour récupérer une grande partie de ce mercure, il reste que les pertes moyennes dans ce genre de procédé sont de l'ordre de 5 grammes par tonne métrique de minerai traité. Pour une mine d'or dont la production totale serait de 1,000,000 tonnes, on pourrait s'attendre à des pertes de l'ordre de 5 tonnes. Considérant ces faits, il est évident que le traitement de minerai d'or par le procédé d'amalgamation fut une source de mercure pour l'environnement. L'exploitation des mines de cuivre, de zinc et de plomb produit une quantité importante de déchets miniers qui sont retenus dans des parcs prévus à cet usage. Lors d'une étude récente du minerai et des déchets de plusieurs mines de la région du nord-ouest, Maclatchy et Jonasson (1974) concluent:

- la teneur en mercure du minerai des régions de Matagami et Chigougamau est peu élevée comparativement à des moyennes canadiennes pour des minerais semblables;
- dans ces deux régions, les parcs à déchets semblent adéquats; aucune preuve de conditions acides pouvant favoriser la libération de mercure dans l'environnement n'a été apportée;
- dans les camps miniers de Noranda et Val d'Or, le minerai de zinc est enrichi de mercure comparativement aux moyennes canadiennes pour des minerais similaires. Dans certains cas, les parcs à déchets sont inadéquats et des conditions d'eau acide existent;

- dans les bassins des rivières Nottaway et Rupert, les hautes teneurs en mercure dans les lacs sont probablement d'origine géochimique naturelle. Il est probable que l'activité minière libère rapidement assez de mercure pour en provoquer une augmentation importante.

A Rouyn-Noranda, l'usine de smeltage de la compagnie Noranda Mines Ltd. traite le minerai concentré de plusieurs mines. Le tonnage de minerai traité par année est évalué approximativement à 1 million de tonnes en moyenne et dont la concentration de mercure serait de l'ordre de 1 ppm. Lors du grillage et de la fonte du minerai, un très fort pourcentage du mercure est libéré dans l'atmosphère.

Les projets de développement

Les travaux hydro-électriques en cours à la Baie James et les aménagements projetés de d'autres cours d'eau du Nord-Ouest québécois entraînent le déplacement de quantités considérables de sédiments et la mise à nu de formations géologiques susceptibles de libérer du mercure.

2.1.3 Les activités humaines dépendantes de la qualité du milieu

La pêche commerciale

La pêche commerciale se pratiquait au lac Matagami où les prises annuelles d'esturgeon atteignaient 1600 kg pour un revenu total de \$3,100. La pêche y est maintenant interdite.

Au lac Abitibi, où le doré, le brochet, la corégone, les catostomes et la laquaïche représentaient des captures annuelles de 13600 kg, la pêche commerciale a également été suspendue à cause de la contamination mercurielle.

Les activités touristiques

La chasse et la pêche sont les deux principales activités récréatives pratiquées au Nord-Ouest. Présentement, trois principales structures adminis-

tratives permettent aux adeptes de la chasse et de la pêche l'accès au territoire:

- les réserves (Aiguebelle, Kipawa et La Vérendrye) sous la juridiction du M.T.C.P. qui y protège la faune;
- les clubs à qui le M.T.C.P. accorde un bail pour un territoire. Ces organismes assurent une certaine surveillance de leur territoire et certains d'entre eux y introduisent du poisson;
- les pourvoyeurs, au nombre d'une centaine, organisent des excursions à l'intention des amateurs de chasse et pêche en leur fournissant l'équipement, les embarcations, le logement et la nourriture.

Les espèces capturées par les sportifs sont: la truite grise, la truite mouchetée, le brochet, le doré, l'achigan, la perchaude, le crapet, la barbotte, le corégone, l'esturgeon, la lotte et la laquaïche; les espèces recherchées sont le doré et le brochet.

La région la plus exploitée sportivement est celle qui pourrait être constitué par une zone de 18 à 32 km ajoutée au quadrilatère formé par les villes de La Sarre, Rouyn, Val d'Or et Amos.

De plus, les activités de pêche sportive qui se pratiquent au nord du 49^o parallèle de latitude nord sont si restreintes qu'elles n'affectent pas du tout les populations de poissons. Les activités de pêche sportive qui s'exercent au sud du 49^o parallèle sont relativement fortes comme l'indique la répartition des pourvoyeurs de pêche et cette différence d'exploitation s'explique par l'absence ou la présence d'accès routier.

2.2 LE MERCURE DANS LE MILIEU

L'existence du problème du mercure dans le Nord-Ouest est connu en milieu scientifique et gouvernemental depuis le début des années 70. On a alors assisté

à la fermeture de certaines pêcheries commerciales, entre autres, celles des lacs Matagami et Mistassini¹ et à l'élaboration de règlements visant le contrôle des rejets de mercure dans l'environnement.

En 1971, un lot de dorés et de brochets en provenance du réservoir Gouin était refusé par l'Etat de New-York à cause d'une concentration de mercure supérieure à 0.5 ppm. Les analyses du ministère du Tourisme de la Chasse et de la Pêche du Québec (M.T.C.P.) ont également démontré l'existence d'une contamination de ces processus par le mercure.

L'inquiétude des autorités fédérales et provinciales a donné lieu à l'élaboration de nombreux programmes d'analyse de mercure sur différents échantillons de sédiments, d'eau et de sol ainsi que dans des organismes commerciaux et végétaux) du Nord-Ouest québécois. Plus particulièrement, Environnement Canada et les Services de protection de l'environnement du Québec ont élaboré un programme d'échantillonnage visant à découvrir l'origine des concentrations relativement élevées de mercure et à recommander les mesures appropriées pour corriger la situation. Le rapport de cette enquête fut rédigé en mai 1972 sous le titre "Enquête scientifique relative à la provenance et la distribution du mercure dans l'environnement du Nord-Ouest Québécois". Cette enquête indique que le problème apparaît généralisé dans la région et serait relié à des causes naturelles et industrielles combinées. Nous allons tenter, dans ce chapitre, de décrire l'image du mercure dans le milieu à la lumière des données obtenues au cours des dernières années.

2.2.1 Sol et humus

Dans le rapport d'Environnement Canada - SPEQ (1972), les concentrations de mercure dans l'humus, qui varient entre 0 et .140 ppm, sont qualifiées de normales. Il s'agit des seules données dont nous disposons à l'heure actuelle. Ces résultats sont rapportés dans la Section 1 de l'annexe.

¹

D'autres études ont également amené la fermeture précipitée de la pêche commerciale de toutes les espèces de poissons dans le fleuve Saint-Laurent, de Hull à Tadoussac, par l'application de la loi 30 de 1970. Depuis 1971, la pêche a repris graduellement, espèce par espèce, dans le secteur en question après que les analyses aient permis de les déclarer comestibles (selon la norme maximum de 0.5 ppm). Cependant, les espèces prédatrices que sont le doré et le brochet contenaient encore des concentrations supérieures à 0.5 ppm et ont été retirées du marché.

2.2.2 Végétation terrestre

Tout comme pour l'humus, les données sur la végétation terrestre sont très limitées et proviennent, pour la plupart du rapport d'Environnement Canada - SPEQ (1972). La Section II de l'annexe rapporte les concentrations de mercure trouvées dans le bouleau et l'épinette (feuille, écorce et tronc) du nord-ouest québécois. A l'exception de certaines concentrations au dessus de .10 ppm dans l'écorce de l'épinette, les autres valeurs semblent normales.

Une très récente étude effectuée par l'INRS-Eau (mars 1976) au lac Mistassini et dont les résultats préliminaires viennent de nous parvenir démontre également des concentrations allant jusqu'à 0.4 ppm dans les branches d'épinette. La raison de ces anomalies n'est pas encore connue.

2.2.3 Atmosphère

La section III de l'annexe donne certains résultats préliminaires sur les concentrations de mercure trouvées dans l'air du Nord-Ouest québécois.

La grève subie par la Domtar en 1975 a permis de mesurer, en l'absence d'opérations, les concentrations de mercure dans l'air ambiant aux environs immédiats de l'usine. Malheureusement, la méthode de mesure employée lors de cette étude ne permettait pas d'évaluer, avec précision, des concentrations plus basses que 100 ng/m^3 . Des valeurs excédant ce chiffre furent décelées en deux endroits, soit au périmètre de l'usine chimique (60 à 90 m) de Domtar et à la fosse de déversement des boues contenant du mercure.

Sur quarante et un (41) sites échantillonnés, sept ont présenté des concentrations supérieures à 100 ng/m^2 (200 à 1400 ng/m^3 Lafleur et al., 1975). Précisons que les valeurs rapportées, pour les environs de l'usine, lors de l'enquête Scientifique (Environnement Canada - SPEQ 1972) sont généralement plus élevées que celles de 1975. Toutefois, les sites d'échantillonnage n'étant pas les mêmes, les comparaisons ne peuvent être significatives.

2.2.4 Eaux

Eaux souterraines

Une étude préliminaire sur la présence de mercure dans les eaux souterraines des régions habitées du Nord-Ouest, entreprise par le ministère québécois des Richesses naturelles (Lalonde, 1975 et 1976) laisse entrevoir le caractère naturel de la présence du mercure dans la région. Lalonde (1975) rapporte que sur 2474 échantillons recueillis en 1974, 11.2% excédaient la limite de détection de 0.1 ppb et la valeur maximale atteignait 48 ppb. En 1975, 1.7% des 3436 échantillons prélevés excédaient la limite de détection de 0.05 ppb (Lalonde, 1976).

Il faut signaler que le but de ce travail était géochimique et non pas écologique et conséquemment la méthode de préservation des échantillons (surtout pour 1975) n'était pas adéquate pour une détermination précise du mercure. Il est donc possible que les pourcentages indiqués soient inférieurs à la réalité et cela surtout pour les données de 1975. La Figure 2.8 illustre la distribution du mercure dans les régions échantillonnées.

Eaux de surface

Les concentrations de mercure retrouvées dans les eaux de surface sont présentées dans l'annexe à la Section IV.

Un rapport préliminaire par le Centre Canadien des Eaux Intérieures (novembre 1975), sur la distribution du mercure dans les sédiments du réseau de la Rivière Bell entre les Lacs Quévillon et Matagami indique que les eaux du secteur étudié semblent avoir une teneur en mercure égale ou plus basse que la limite de détection de 0.05 ppb.

Un deuxième travail du MRN¹ (1975) visant à évaluer la contribution de l'exploitation minière au cycle du mercure a donné des résultats similaires à

¹ MRN: Ministère des Richesses naturelles du Québec.

la précédente. La teneur en mercure de 40 des 41 échantillons d'eau recueillie fut inférieure à 0.05 ppb et une y fut égale.

Il semble donc que rares sont les sites analysés contenant plus de 0.20 ppb de mercure dans l'eau. Le Tableau 6.2 de l'annexe révèle des concentrations élevées de mercure dans les solides en suspension dans l'eau des rivières Allard et Bell ainsi que du Lac Wilson.

2.2.5 Sédiments

Sédiments de surface

La Figure 2.9 illustre la distribution de mercure dans les sédiments de surface sur le territoire étudié. Si on considère 50 ppb comme niveau de base (naturel) de la région, on remarque que les sédiments de plusieurs lacs et rivières contiennent du mercure en concentrations plus élevées. De plus, si on superpose à ce transparent les zones d'influence humaine (Villes, Camps miniers, industries), on constate que plusieurs sites où on retrouve des concentrations de mercure supérieures à 50 ppb sont hors de ces zones. Dans ces cas, il est peu probable que des activités humaines soient responsables des hautes concentrations de mercure dans les sédiments; aussi, on doit admettre la plausibilité d'une concentration naturelle anormalement élevée. Toutefois, il ne faut pas oublier qu'au cours des années passées, les feux de forêts, le transport du mercure "longue portée" dans l'atmosphère, les parcours d'écoulement des lacs et des rivières souvent inconnus et plusieurs autres facteurs peuvent avoir contribué à la contamination de ces sites qui semblent hors d'atteinte humaine.

La présence de concentrations élevées de mercure à Lebel-sur-Quévillon et ailleurs est facilement explicable. Par exemple, il est certain que l'usine de chlore-soude située à Lebel a contribué à l'apport de mercure aux sédiments de la rivière Quévillon, de la rivière Bell et du lac Matagami.

Ailleurs, comme dans la région de Noranda, les déchets miniers sont en partie responsable des concentrations élevées de mercure.

La récente mission environnementale de l'INRS-Eau au lac Mistassini rapporte certains faits surprenant relatifs aux concentrations de mercure décelées dans les carottes de sédiments. Les échantillons prélevés au nord-est du lac présentent, en surface, des concentrations de mercure de 190 et 90 ppb tandis qu'à 12 cm de profondeur, ces valeurs atteignent 65 et 30 ppb. On s'interroge toujours sur ces augmentations de mercure en surface d'autant plus que des analyses de contrôle faites par d'autres laboratoires ne sont pas concordantes.

La Section V de l'annexe présente les données brutes des concentrations de mercure dans les sédiments de surface de même que celles décelées dans des carottes sédimentaires prélevées dans plusieurs lacs de la région.

2.2.6 Plantes aquatiques et plancton

Les concentrations de mercure trouvées chez ces organismes, dont les valeurs varient de 0.09 ppm à moins de 0.01 ppm, sont qualifiées de "normales" par les auteurs du rapport d'Environnement Canada - SPEQ (1972).

La Section VI de l'annexe présente les concentrations de mercure dans la végétation aquatique et dans certains types non identifiés de plancton provenant de quelques lacs du Nord-Ouest.

2.2.7 Benthos

Le nombre d'analyses de mercure sur les organismes benthiques provenant du Nord-Ouest est très limité.

Le Tableau 6.4 de l'annexe présente des données disponibles relatives à certains organismes.

Les valeurs obtenues varient entre 0.40 ppm et moins de 0.01 ppm


2.2.8 Mollusques


Le nombre de données disponibles sur les mollusques est restreint. Seulement quelques gastéropodes ont été analysés et les résultats, qui varient entre 0.01 et 0.21 ppm, sont rapportés au Tableau 6.3 de l'annexe.

FIGURE 2.8

Mercure dans les eaux
souterraines des régions habitées
du Nord-Ouest québécois

LEGENDE

 Région de 1974
Hg > .1 ppb


 Région de 1975
Hg > .05 ppb

 Régions non échantillonnées

 Conducteurs E.M.

 Contact géologique

 Faille

 Ville ou village

LITHOLOGIE*

PRÉCAMBRIEN

ROCHES INTRUSIVES ET MÉTAMORPHIQUES

 6 Roches granitiques, gneiss granitiques,
roches felsiques

 7 Roches mafiques ou anorthositiques

 8 Roches ultramafiques

 5 Paragneiss et paraschistes


ROCHES SÉDIMENTAIRES ET VOLCANIQUES

PRÉCAMBRIEN SUPÉRIEUR

 4 Dolomites, conglomérat, grès, grauwacke

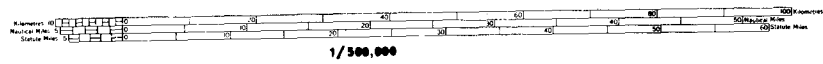
PRÉCAMBRIEN INFÉRIEUR

 3 Roches sédimentaires

 2 Surtout des roches rhyolitiques et pyro-
clastiques

 1 Laves mafiques

*Simplifiée à partir de la carte 1600 V de
l'étude Spéciale 2 du B.R.N., 1967



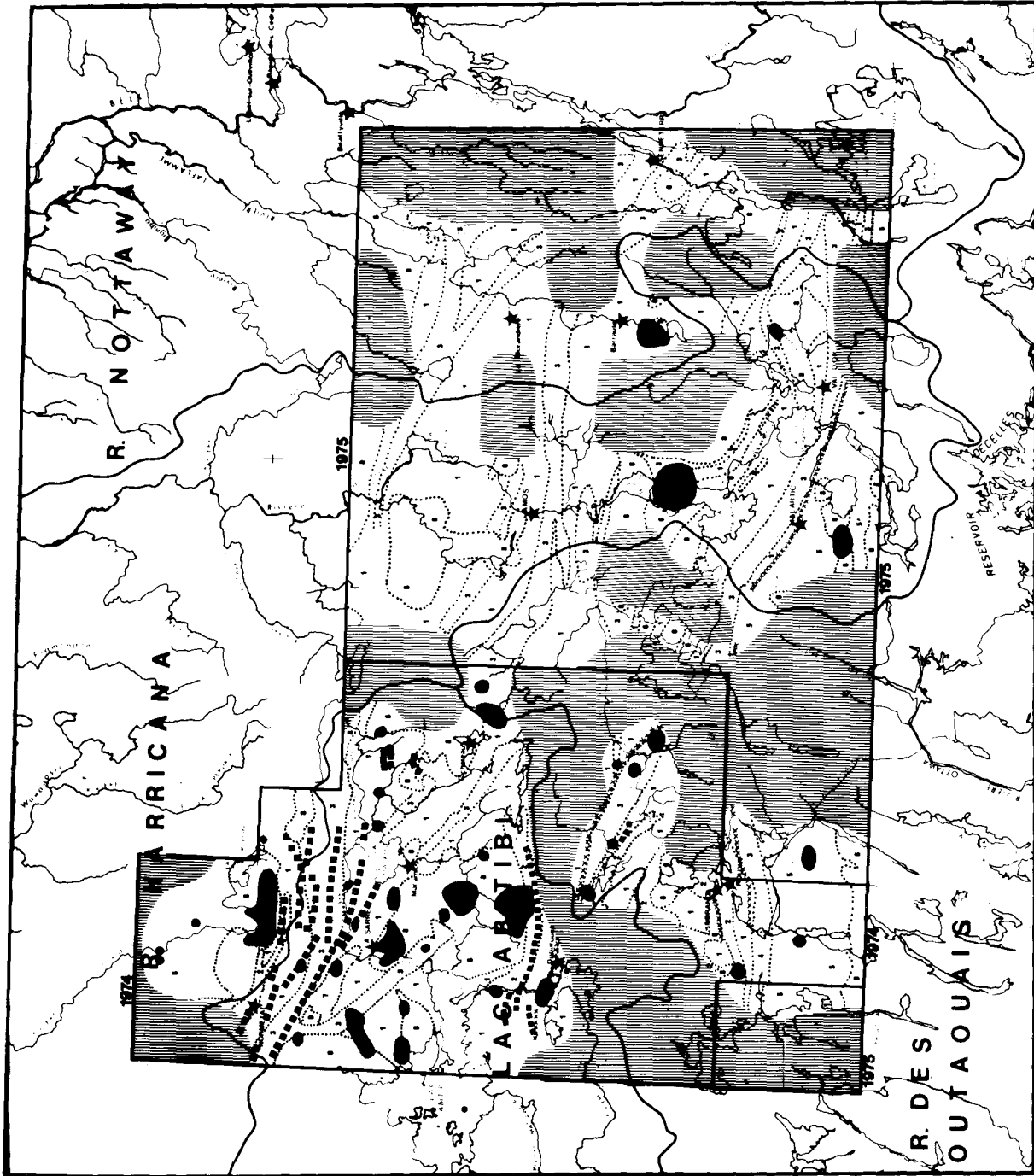


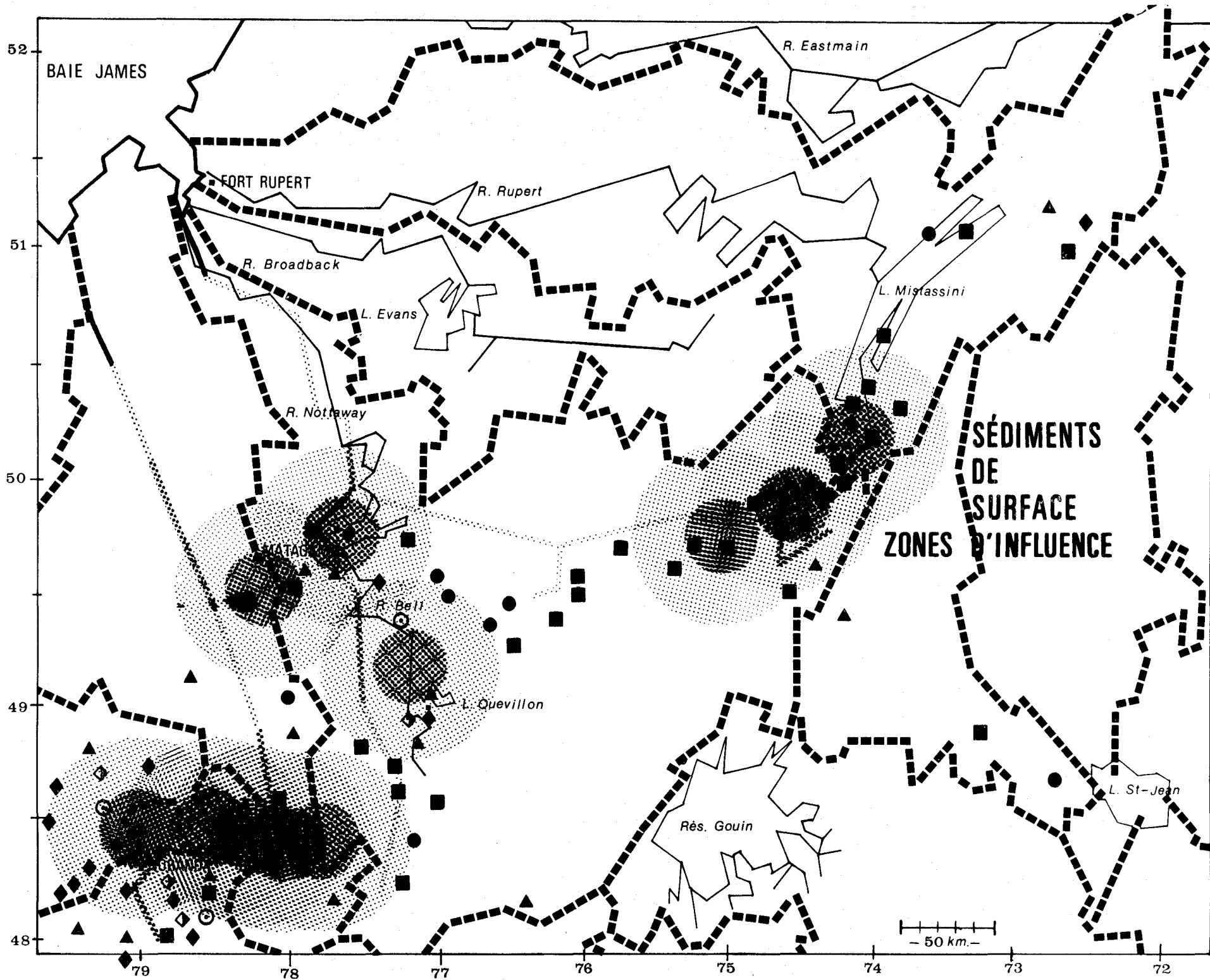
FIGURE 2.9

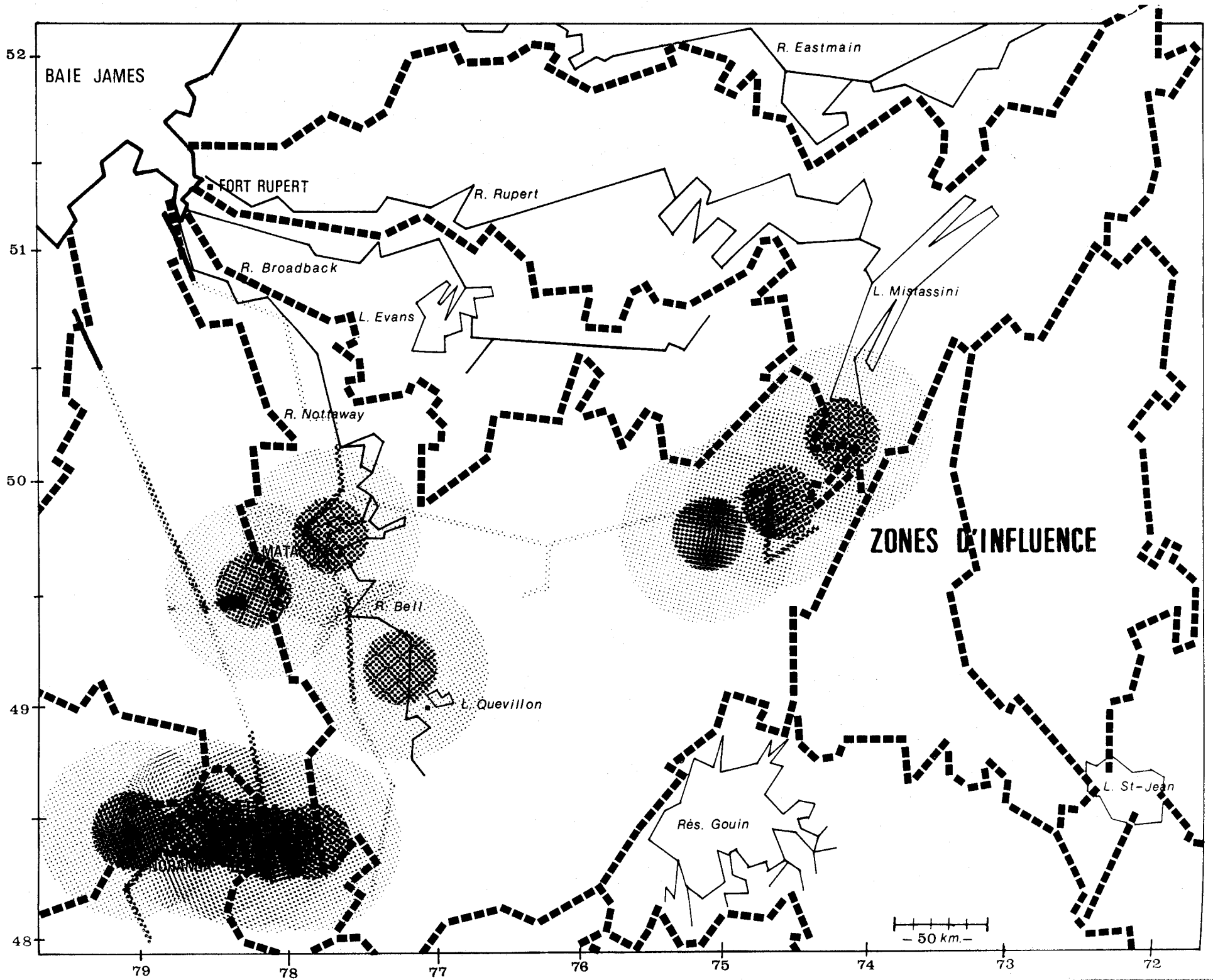
Concentrations de mercure
dans les sédiments de certains
lacs du Nord-Ouest québécois

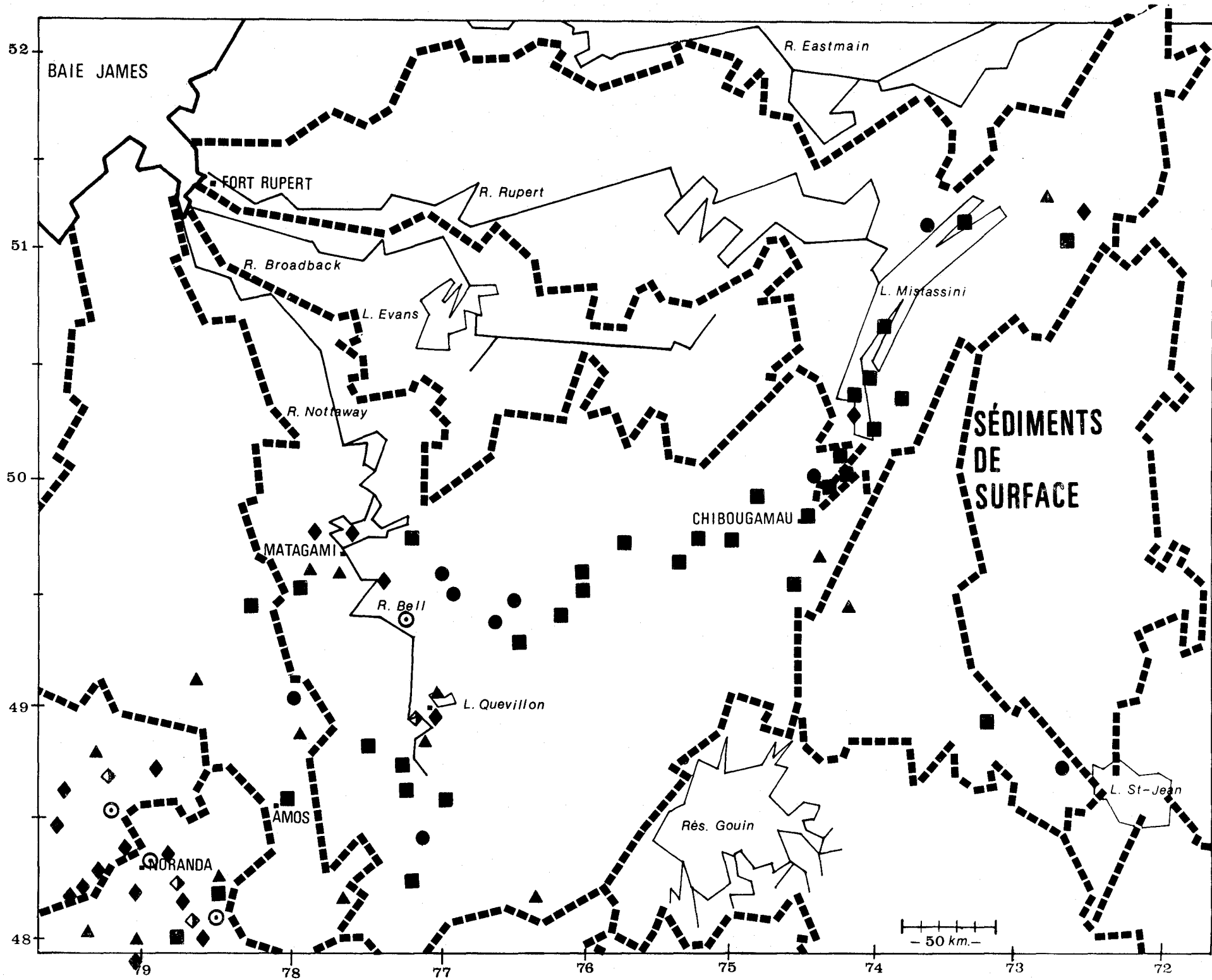
CONCENTRATIONS DE MERCURE DANS LES SEDIMENTS
DE SURFACE DE CERTAINS LACS DU NORD-OUEST QUEBECOIS

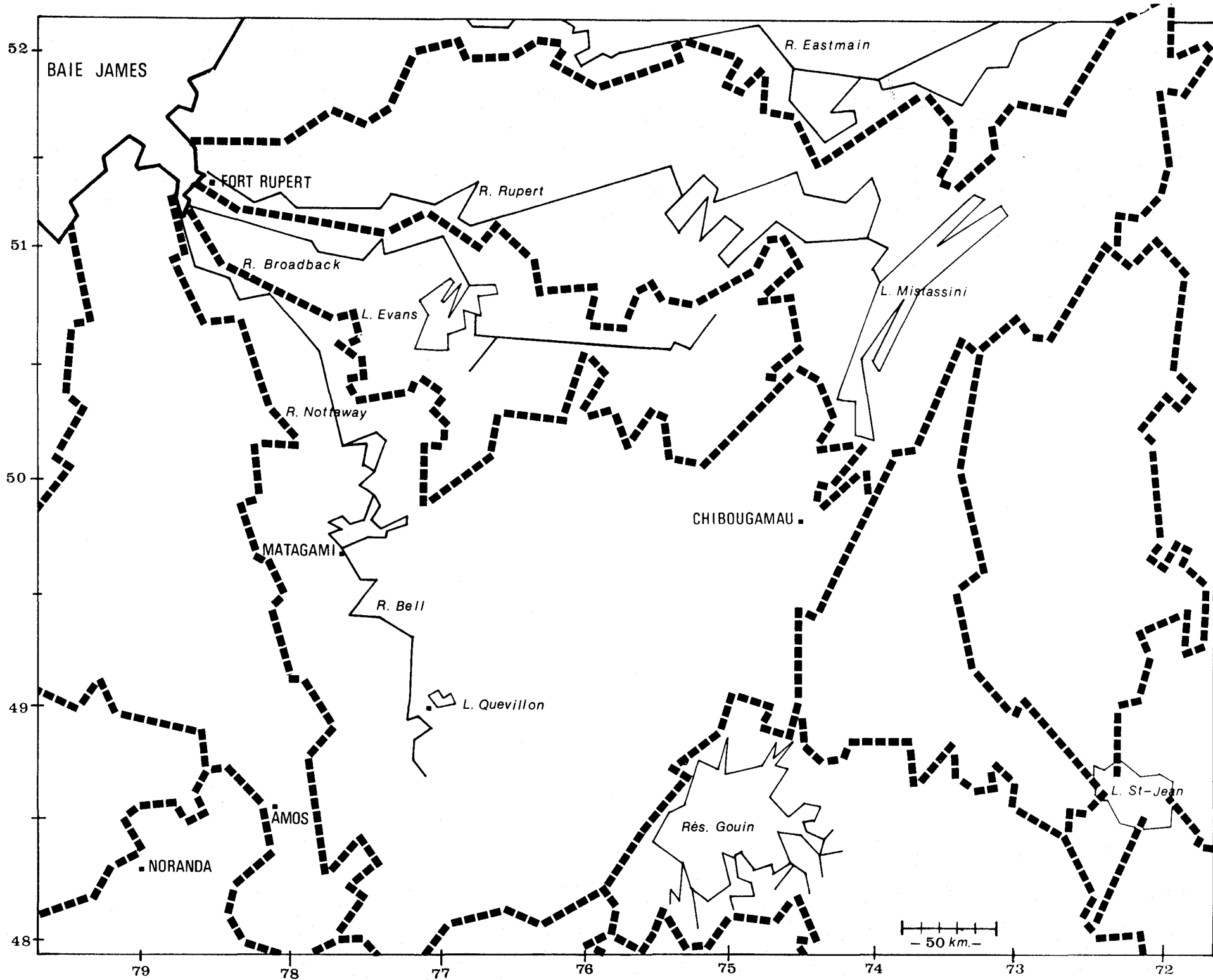
LEGENDE

- < 25 ppb
- 25 - 50 ppb
- ▲ 50 - 100 ppb
- ◆ 100 - 500 ppb
- ⊙ 500 - 1,000 ppb
- ◇ > 1,000 ppb









2.2.9 Poissons

Parmi les poissons capturés et analysés, on compte cinq (5) espèces: le doré (287 résultats), le brochet (364), l'esturgeon (11), le catostome (82) et le corégone (158). Au total, 902 résultats provenant de 58 sites ont servi à évaluer l'importance des pressions exercées sur les voies de transfert du mercure dans l'écosystème aquatique. Le Tableau synoptique 2.10 présente, pour chaque espèce à chaque site, le nombre de résultats, le pourcentage de contribution de chaque site au total, la concentration moyenne de mercure dans la chair des poissons et l'écart type de la moyenne.

Les histogrammes de la fréquence de distribution des concentrations de mercure qui apparaissent à la Figure 2.10 ont été calculés pour chaque espèce sur l'ensemble du territoire étudié. On peut y distinguer trois types de distribution:

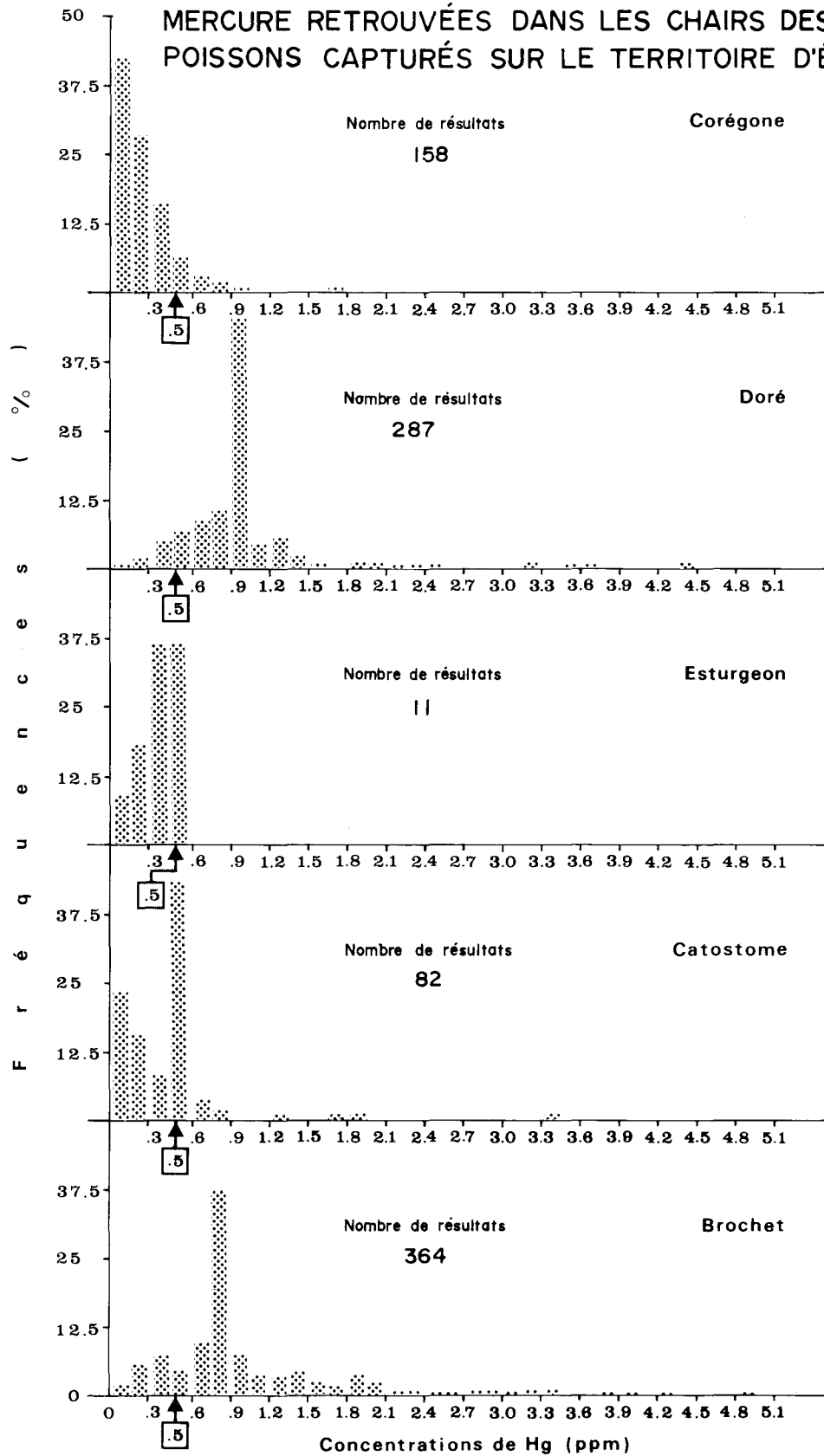
1- *brochet et doré:*

Les concentrations de mercure dans le brochet et dans le doré se traduisent par des courbes presque régulières progressant des valeurs faibles vers les plus élevées, chaque courbe atteignant brusquement un maximum puis diminuant rapidement avec une longue queue irrégulière vers la droite; les maxima sont atteints entre 0.9 et 1.05 ppm pour le doré et entre 0.75 et 0.9 ppm pour le brochet. L'analyse de ces graphiques (calcul des moyennes arithmétique et géométrique) permet d'entrevoir que, sur l'ensemble du territoire étudié, le doré semble accumuler dans sa chair plus de mercure que le brochet;

2- *corégone et catostome:*

Les courbes, pour ces deux espèces, décroissent des valeurs faibles vers les valeurs élevées; la décroissance est régulière pour le corégone tandis que la distribution des fréquences présente un maximum entre 0.45 et 0.60 ppm pour le catostome avec une longue queue irrégulière vers la droite. Ce dernier résultat est inattendu et dif-

FIG. 2.10 HISTOGRAMME DES CONCENTRATIONS DE MERCURE RETROUVÉES DANS LES CHAIRS DES POISSONS CAPTURÉS SUR LE TERRITOIRE D'ÉTUDE.



ficilement explicable; cette courbe "bi-modale" laisse supposer une superposition des courbes de deux espèces différentes confondues en une seule, chacune ayant des habitudes alimentaires différentes. Un manque de contrôle sur l'identification des espèces nous empêche de confirmer cette hypothèse. Compte tenu de cette mise en garde, on peut assumer que le catostome a un comportement différent de celui du corégone face au mercure. Ainsi, les habitudes alimentaires et la physiologie jouent un rôle déterminant dans l'accumulation du mercure et il ne serait pas possible de généraliser le comportement d'un type de poisson à l'ensemble des espèces composant ce type;

3- *esturgeon*:

pour cette espèce, les courbes illustrent des concentrations croissantes des valeurs faibles vers les plus élevées; cependant, le nombre de données (11) qui ont servi au calcul de l'histogramme est nettement insuffisant et on ne peut le considérer comme significatif.

Le domaine de variation des concentrations moyennes qui caractérisent chaque site, pour chaque espèce, se présente ainsi:

Espèces	concentration min. ppm	nombre de données	concentration max. ppm	nombre de données
corégone	0.07	3	0.70	2
catostome	0.03	4	1.59	4
doré	0.22	1	2.10	9
brochet	0.07	1	2.83	1
esturgeon	0.07	1	0.52	1

Ainsi, le domaine de variation des concentrations de mercure dans la chair des poissons capturés à chaque site, sur l'ensemble du territoire étudié, est très étendu et ceci pour chaque espèce, particulièrement pour le brochet et le doré. Il est toutefois hasardeux de pousser plus loin l'analyse des domaines de variation puisque le nombre de données utilisées pour le

calcul des moyennes diffère d'un site à l'autre et s'avère généralement faible (1, 2, 3 ou 4 données).

Comme le montrent les Figures 2.11 et 2.12, les sites au sujet desquels nous avons certaines informations relatives aux teneurs en mercure dans les chairs de poissons sont assez bien dispersés dans la région étudiée. Ils sont cependant trop épars pour que l'on puisse y déceler les caractéristiques de la distribution du mercure, tout au plus, pouvons-nous dire que les concentrations sont généralement élevées dans les poissons capturés dans le bassin de la Nottaway et dans le réservoir Gouin tandis qu'ailleurs, se côtoient des sites caractérisés par des concentrations de mercure dans le poisson qui varient de faibles à élevées.

Il faut toutefois remarquer que, de façon générale, les concentrations de mercure dans les chairs des dorés et des brochets sont plus élevées que dans celles du corégone, du catostome et de l'esturgeon; environ 13% des résultats relatifs à la concentration de mercure dans les chairs du corégone sont supérieurs à la norme de 0.5 ppm, alors que ce pourcentage atteint 30% pour l'esturgeon, 50% pour le catostome et 85% pour le brochet et le doré.

2.2.10 Oiseaux

La chair de certains oiseaux aquatiques, tels les canards et surtout la harle, ont atteint des concentrations de mercure excédant 0.5 ppm. Par contre, d'autres espèces ne semblent pas présenter un gros risque pour l'alimentation régulière des résidents (voir Fig. 2.13).

La Section VIII de l'annexe regroupe la plupart des résultats disponibles actuellement sur les oiseaux aquatiques et la Figure illustre ces données.

2.2.11 Gibier

D'après les échantillons recueillis, ce gibier aurait des teneurs acceptables, excédant rarement la norme de 0.5 ppm. La Figure 2.13 illustre les données à ce jour. Seuls les mammifères piscivores présentent, en certains cas des valeurs excédant 0.5 ppm.

FIGURE 2.11

Concentrations de mercure
dans le brochet et le doré au
Nord-Ouest québécois

- MERCURE DANS LES POISSONS (BROCHET, DORE, COREGONE, CATOSTOME ET ESTURGEON) DU NORD-OUEST QUEBECOIS
EN RELATION AVEC LES ZONES D'INFLUENCE HUMAINE. (Basé sur 902 spécimens)

LEGENDE

Rivières

#1- Bell
#2- Bigniba
#3- Bourlamaque
#4- Waswanipi
#5- Laflamme
#6- Tonnancourt
#7- Des Indiens
#8- La Grande
#9- La Sarre
#10- Au Vison
#57- Chibougamau

#29- Pusticamia
#30- Quevillon
#31- Ouestcapis
#32- Waswanipi
#33- Temiscamingue
#34- Cabin
#35- Joanne
#36- Doda
#37- Jacob
#38- Caille
#39- Bousquet
#40- Rocher
#41- Novellet
#42- Wilson
#43- Villebon
#44- Cadillac
#45- Piche
#46- Blanchin
#47- Senneville
#48- Esther
#49- Beauchastel
#50- Preissac
#51- Mill 57
#52- Figury
#53- Res. Gouin
#54- Chazel
#55- Macamic
#56- Authier

Lacs

#11- Abitibi
#12- Adolphe-Poisson
#13- Brochu
#14- Bruyere
#15- Castagnier
#16- Chibougamau
#17- Dessarat
#18- Dufault
#19- Du Male
#20- Evans
#21- Goeland
#22- Poncheville
#23- Levasseur
#24- Marmette
#25- Matagami
#26- Mistassini
#27- Obalski
#28- Parent

Symboles

- < 0.5 ppm
- 0.5 - 1.0 ppm
- ▲ 1.0 - 1.5 ppm
- ◆ 1.5 - 2.0 ppm
- ⊙ 2.0 - 2.5 ppm
- ◇ > 2.5 ppm
- . Villes
- ⊠ Zones et cours d'eau fortement influencés
- ▣ Zones et cours d'eau moyennement influencés
- Cours d'eau faiblement influencés
- Zones naturelles non influencés

No. des bassins versants
(Code du MRS-1975)

Région 04

- ③⑩ Des Outaouais (sup.)
- ⑧⑧ Gatineau

Région 05

- ①① Saint Maurice

Région 06

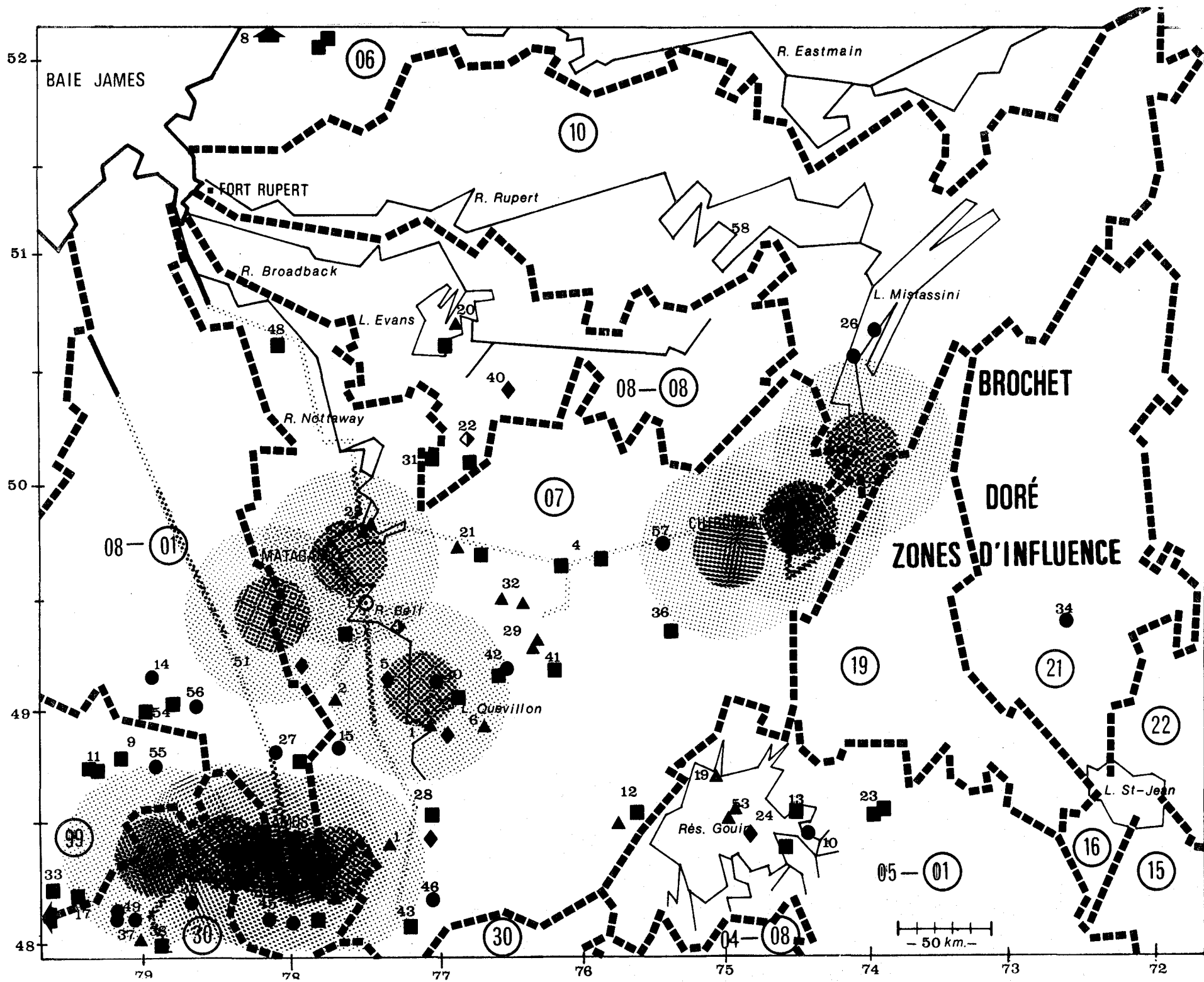
- ①⑨ Chamachouane
- ②① Mistassini
- ①⑤ Metabetchouane
- ①⑥ Quiatchouane
- ②② Peribonka

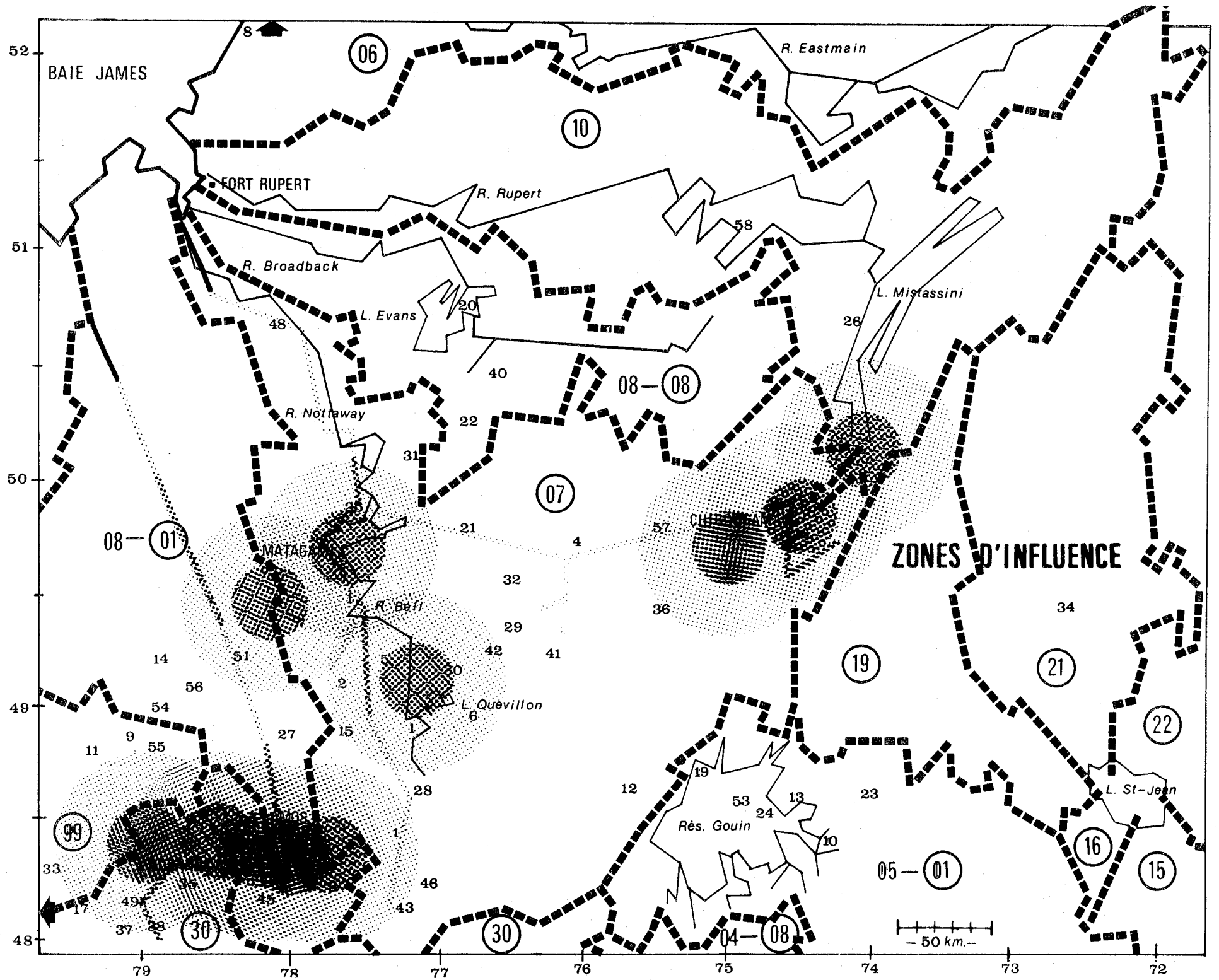
Région 08

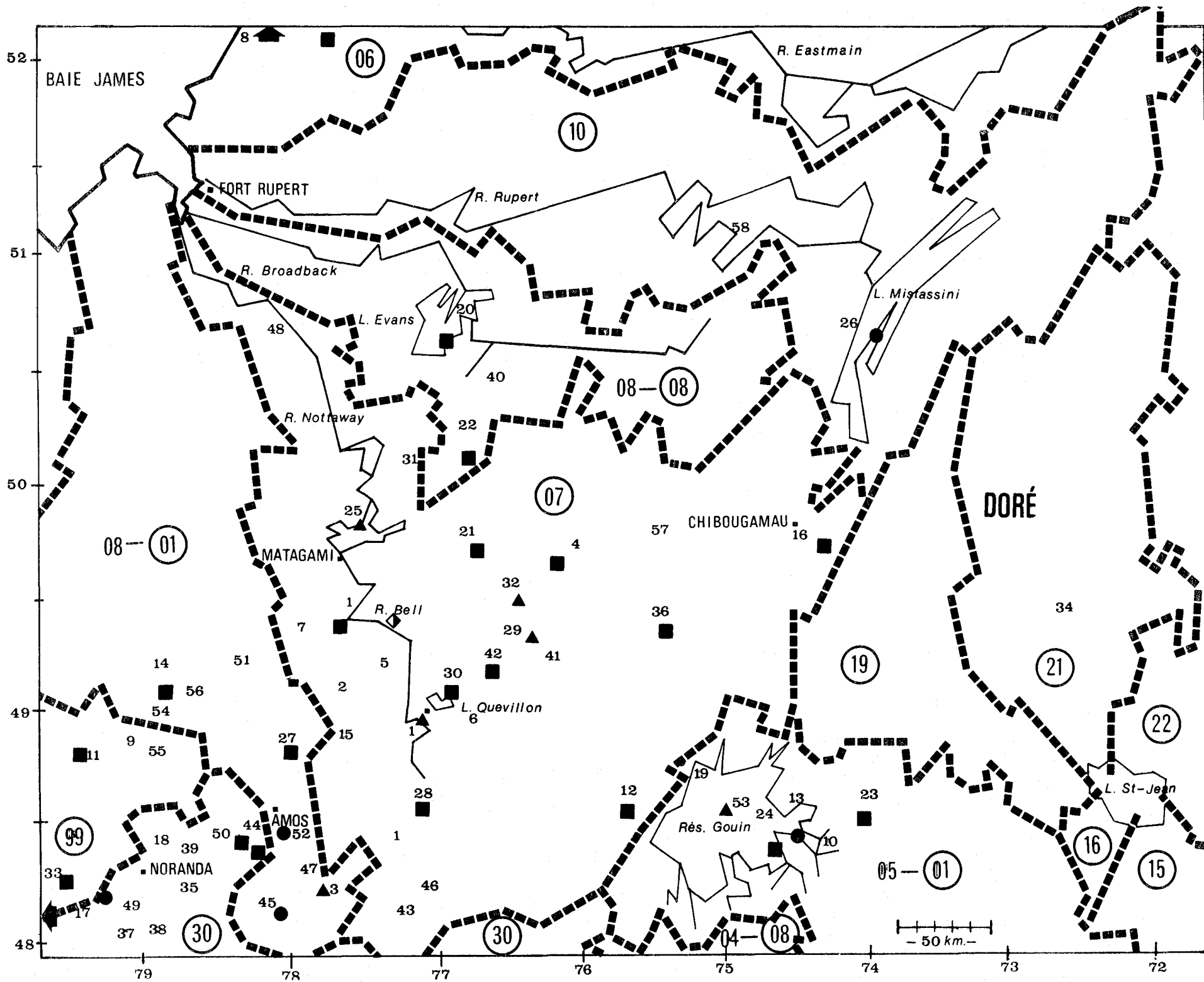
- ①① Harricana
- ⑨⑨ La Sarre (Lac Abitibi)
- ①⑦ Nottaway
- ①⑧ Broadback
- ①⑩ De Rupert

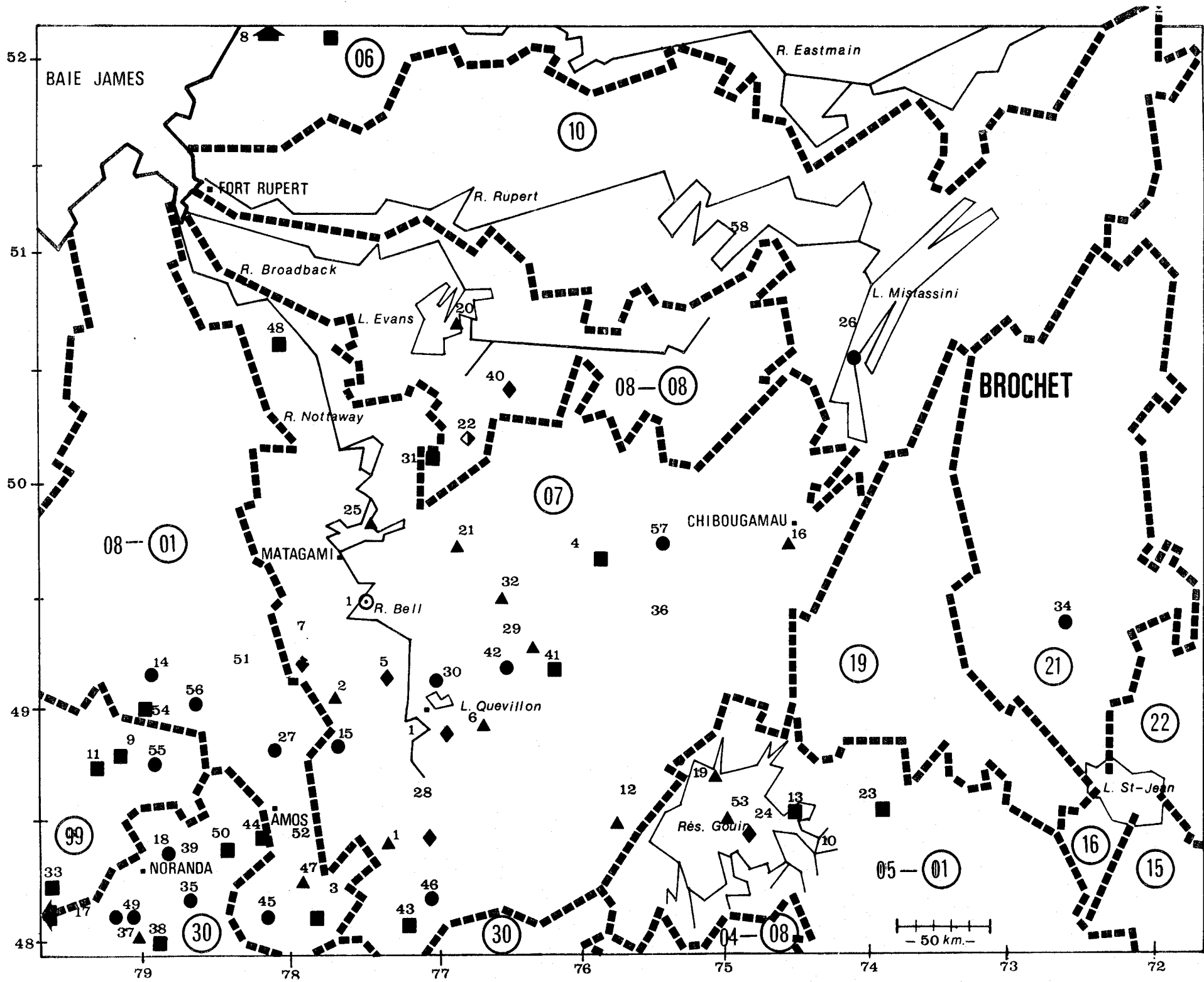
Région 09

- ①⑥ Eastmain









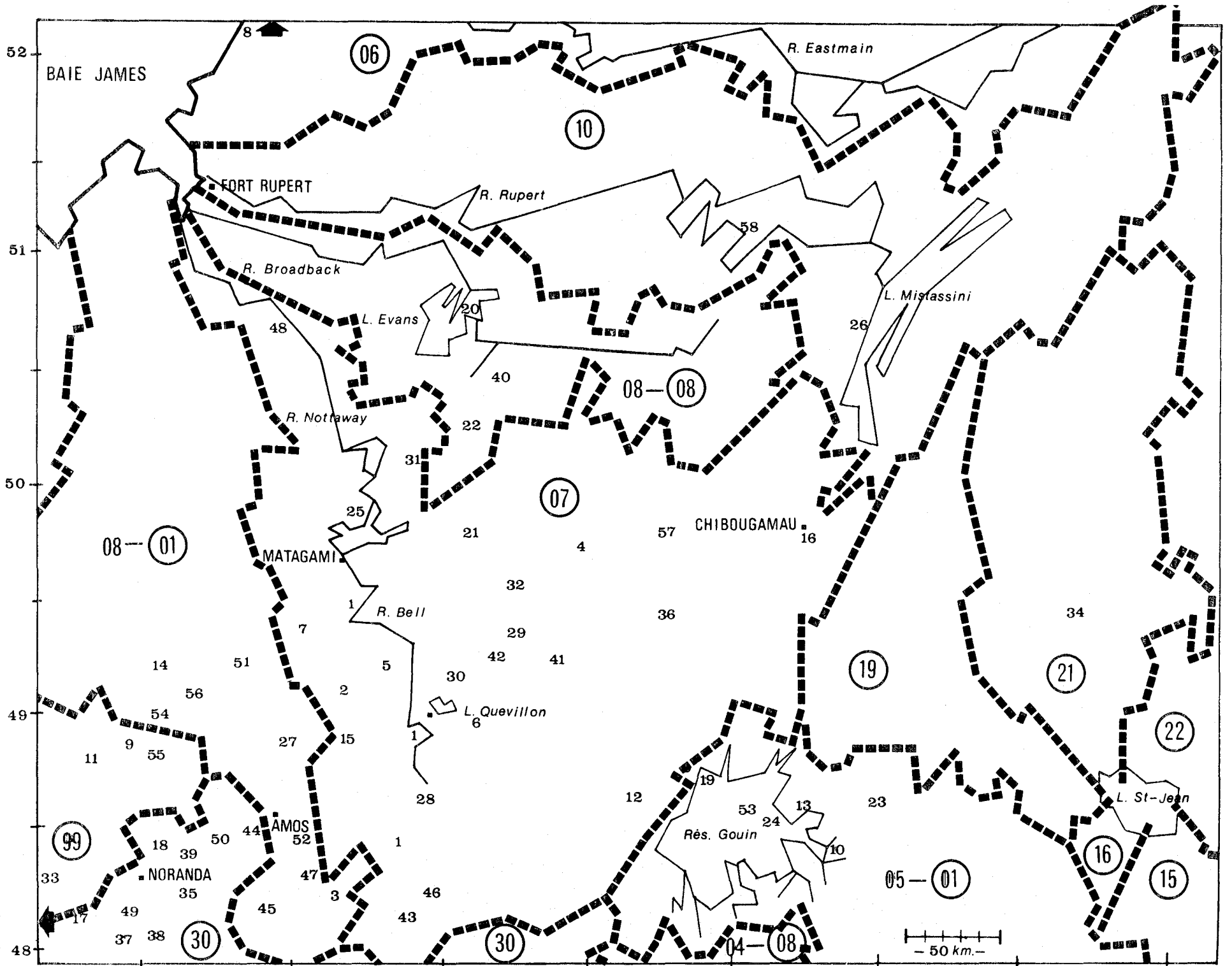


FIGURE 2.12

Concentrations de mercure dans
le Catostome et le Corégone au
Nord-Ouest québécois

- MERCURE DANS LES POISSONS (BROCHET, DORE, COREGONE, CATOSTOME ET ESTURGEON) DU NORD-OUEST QUEBECOIS
EN RELATION AVEC LES ZONES D'INFLUENCE HUMAINE. (Basé sur 902 spécimens)

LEGENDE

Rivières

#1- Bell
#2- Bigniba
#3- Bourlamaque
#4- Waswanipi
#5- Laflamme
#6- Tonnancourt
#7- Des Indiens
#8- La Grande
#9- La Sarre
#10- Au Vison
#57- Chibougamau

Lacs

#11- Abitibi
#12- Adolphe-Poisson
#13- Brochu
#14- Bruyere
#15- Castagnier
#16- Chibougamau
#17- Dessarat
#18- Dufault
#19- Du Male
#20- Evans
#21- Goeland
#22- Poncheville
#23- Levasseur
#24- Marmette
#25- Matagami
#26- Mistassini
#27- Obalski
#28- Parent

#29- Pusticamia
#30- Quevillon
#31- Ouestcapis
#32- Waswanipi
#33- Temiscamingue
#34- Cabin
#35- Joanne
#36- Doda
#37- Jacob
#38- Caille
#39- Bousquet
#40- Rocher
#41- Novellet
#42- Wilson
#43- Villebon
#44- Cadillac
#45- Piche
#46- Blanchin
#47- Senneville
#48- Esther
#49- Beauchastel
#50- Preissac
#51- Mill 57
#52- Figuery
#53- Res. Gouin
#54- Chazel
#55- Macamic
#56- Authier

Symboles

● < 0.5 ppm
■ 0.5 - 1.0 ppm
▲ 1.0 - 1.5 ppm
◆ 1.5 - 2.0 ppm
⊙ 2.0 - 2.5 ppm
◇ > 2.5 ppm

. Villes

⊠ Zones et cours d'eau
fortement influencés

⊞ Zones et cours d'eau
moyennement influencés

— Cours d'eau faiblement
influencés

□ Zones naturelles
non influencés

No. des bassins versants
(Code du MRS-1975)

Région 04

③① Des Outaouais (sup.)
⑧⑧ Gatineau

Région 05

①① Saint Maurice

Région 06

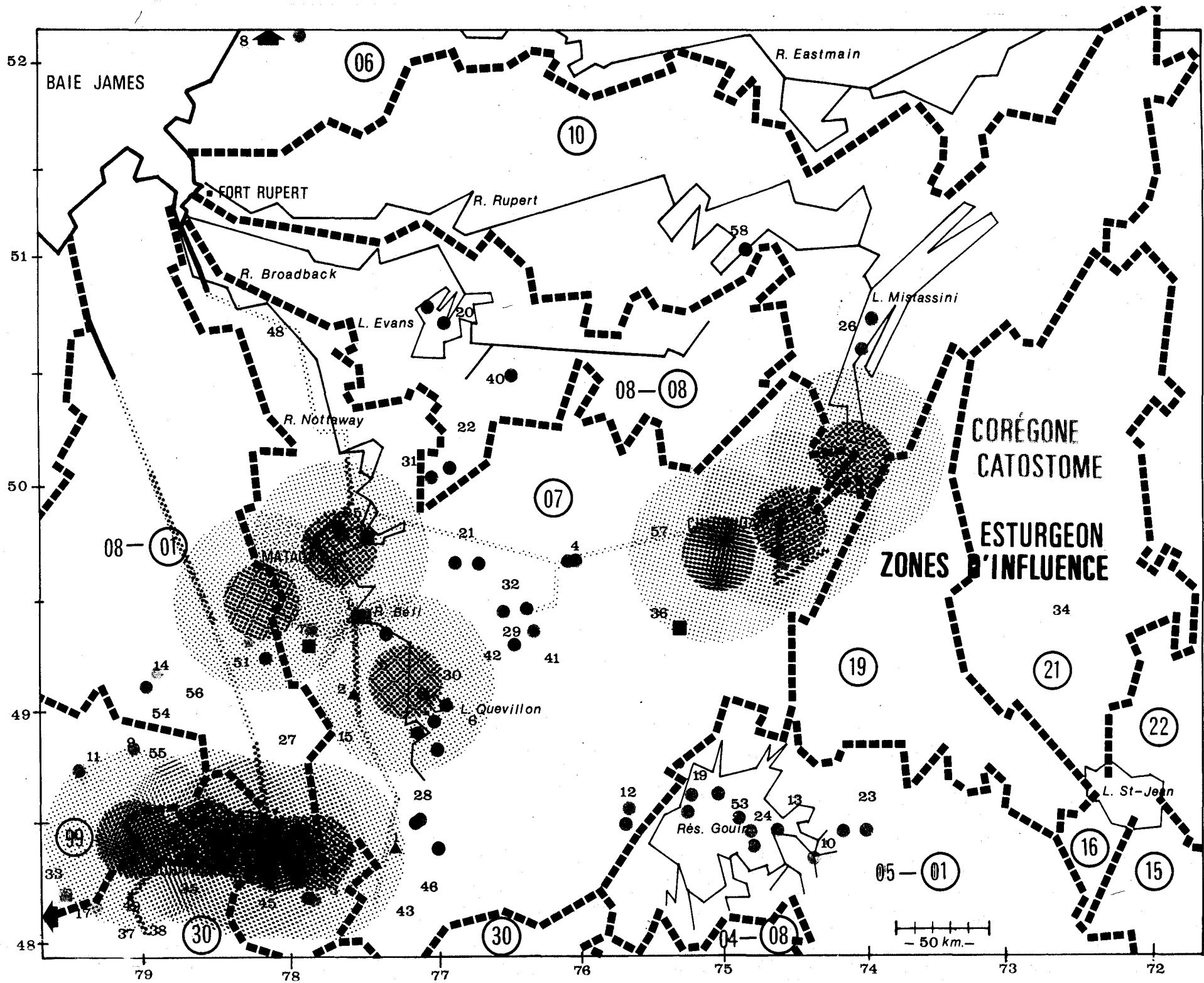
①⑨ Chamachouane
②① Mistassini
①⑤ Metabetchouane
①⑥ Ouiatchouane
②② Peribonka

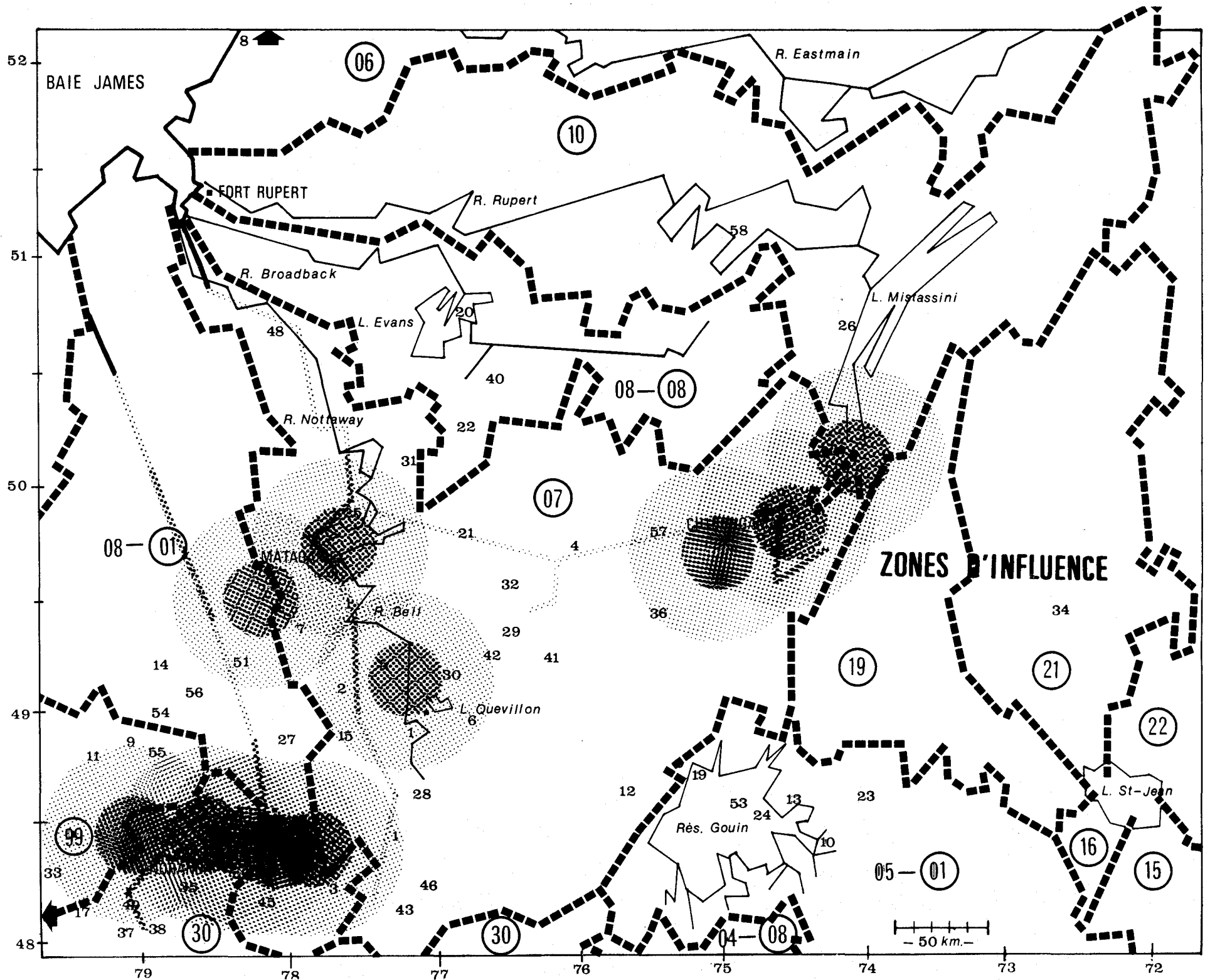
Région 08

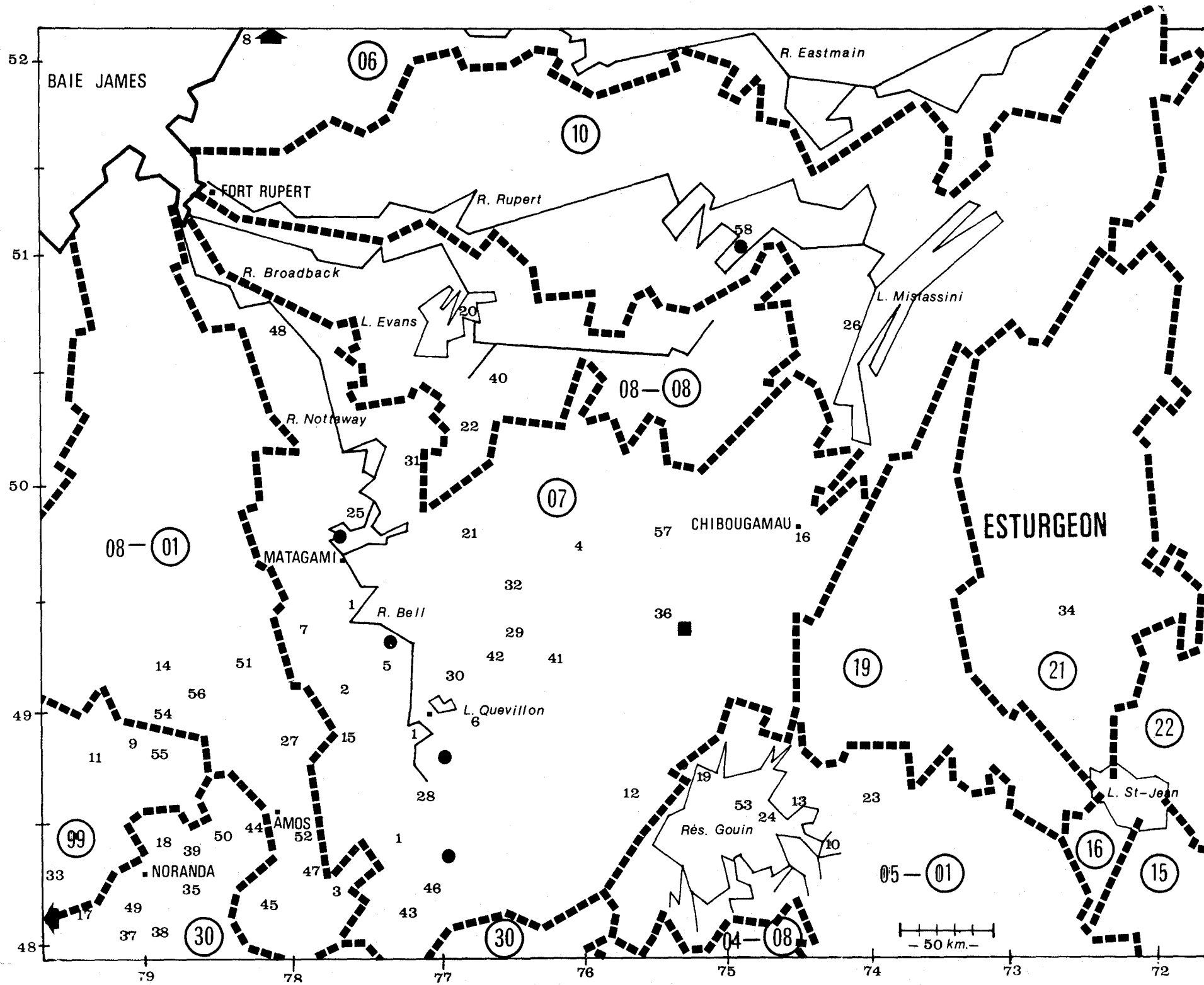
①① Harricana
⑨⑨ La Sarre (Lac Abitibi)
⑦⑦ Nottaway
⑧⑧ Broadback
①⑩ De Rupert

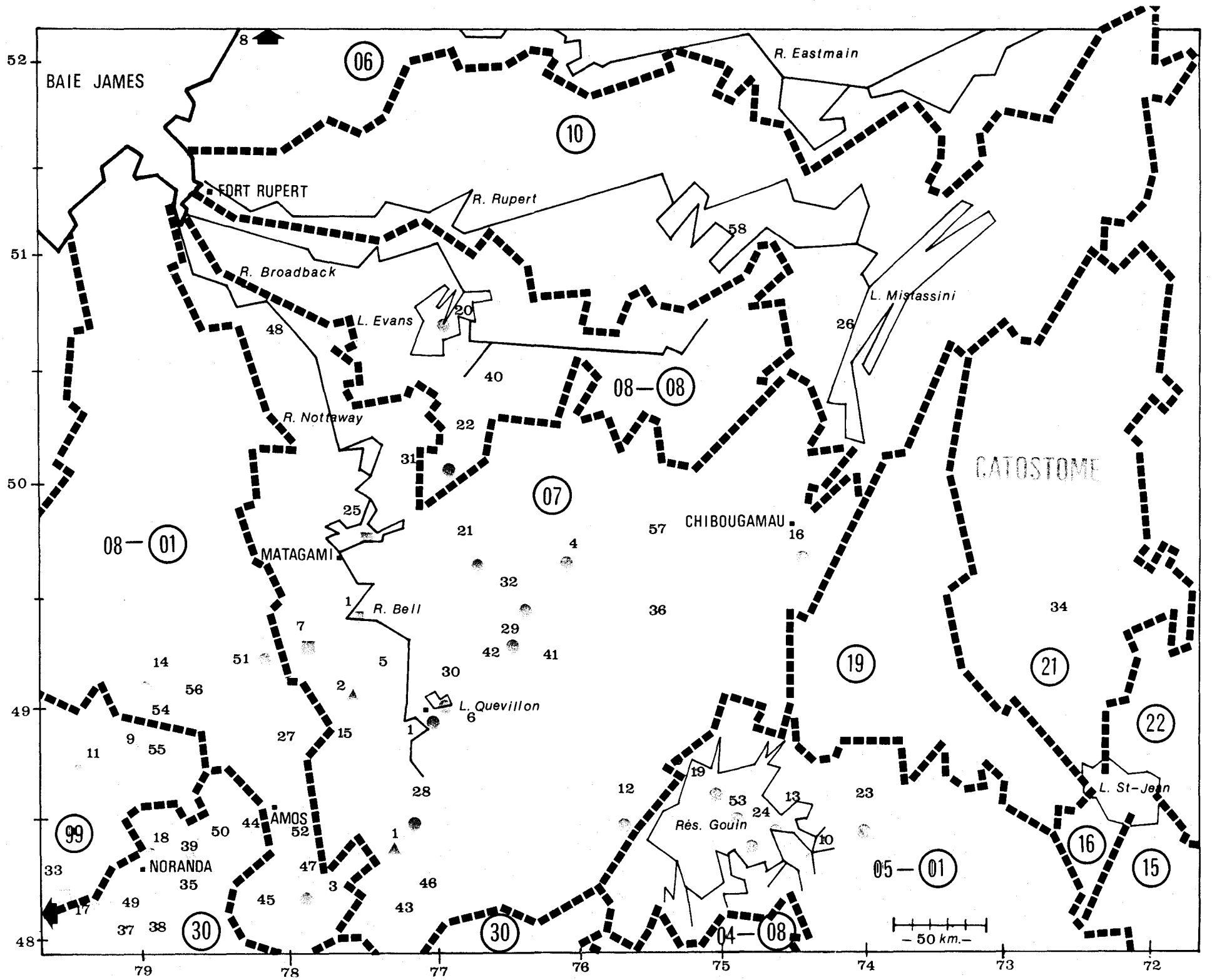
Région 09

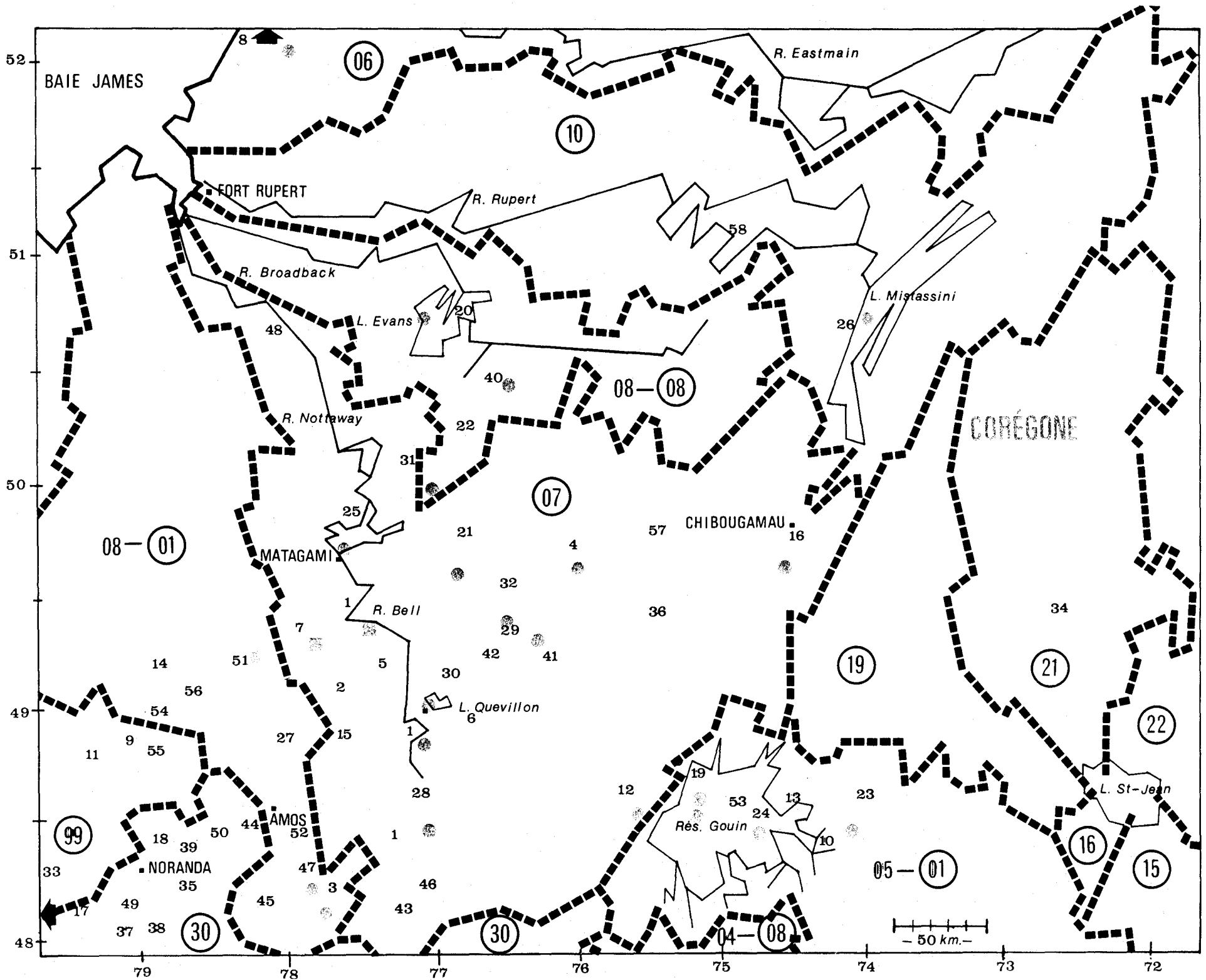
⑥⑥ Eastmain

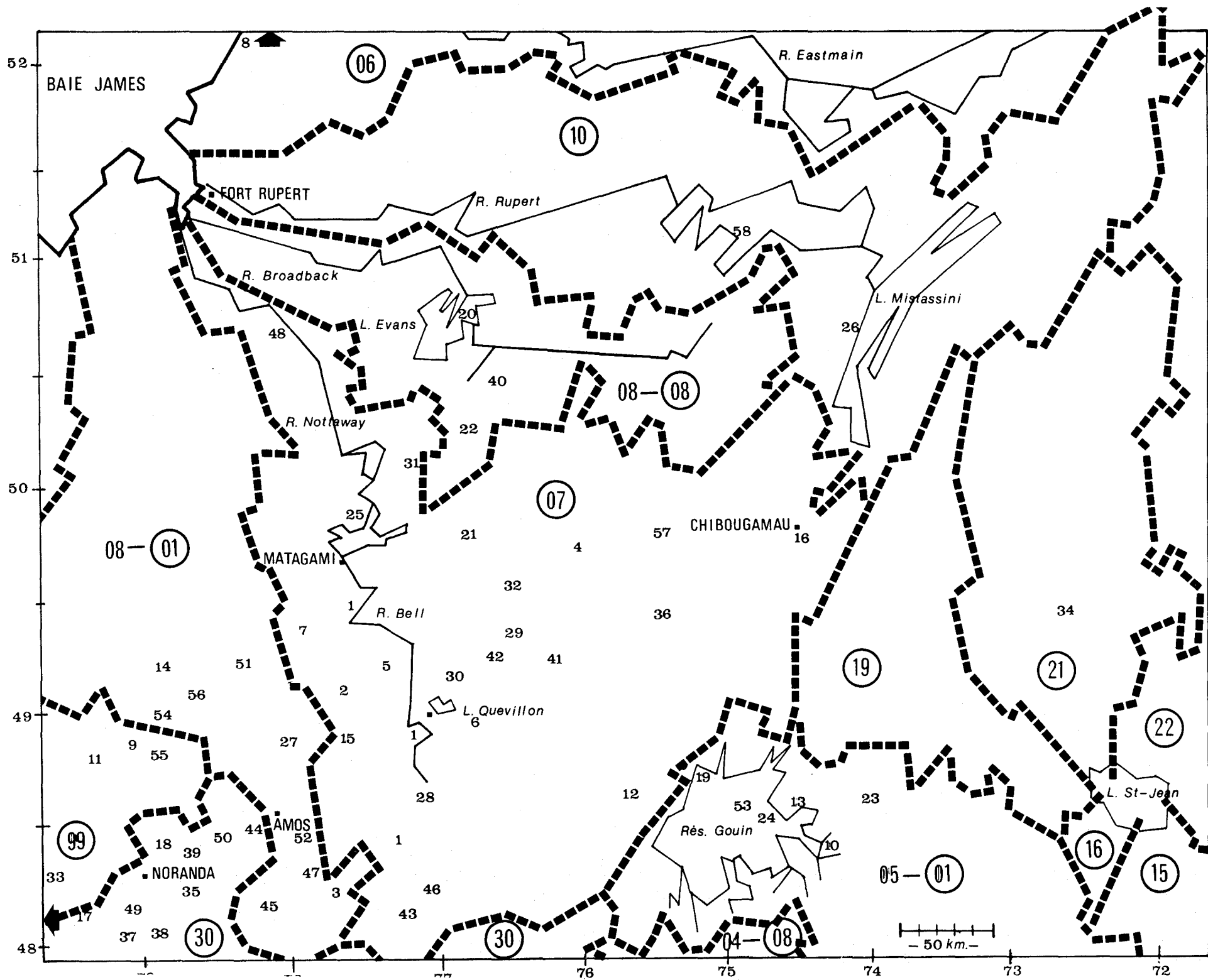


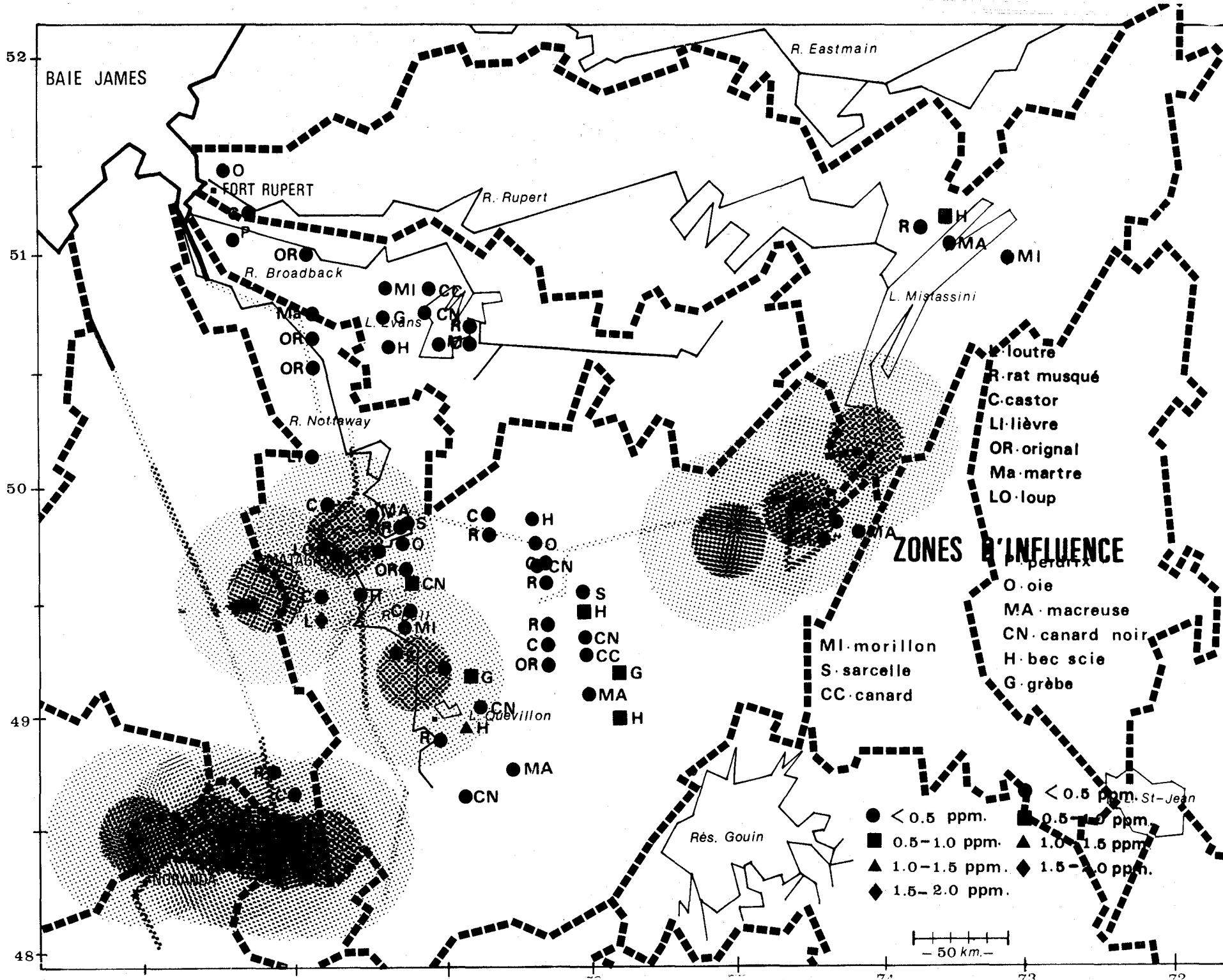


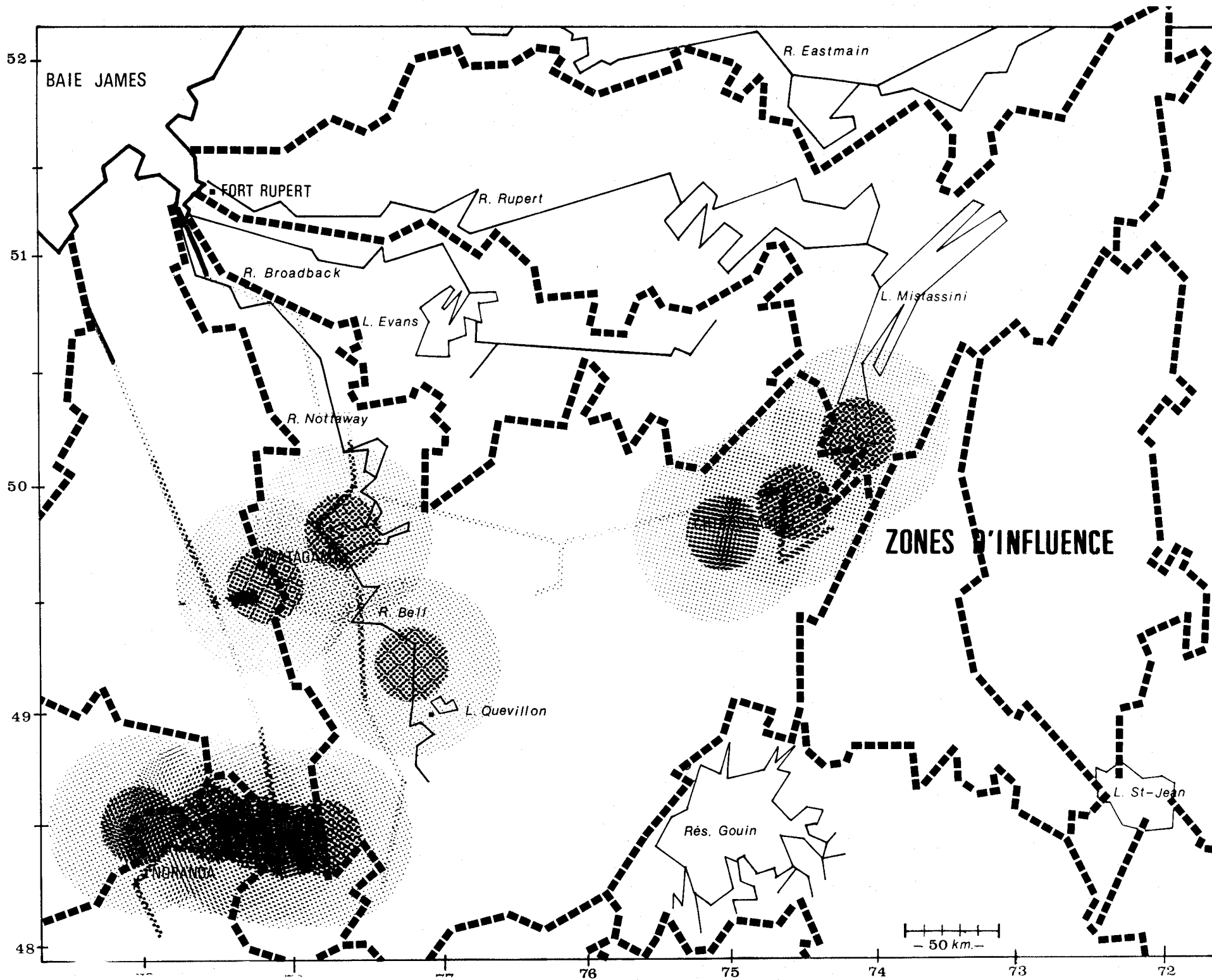


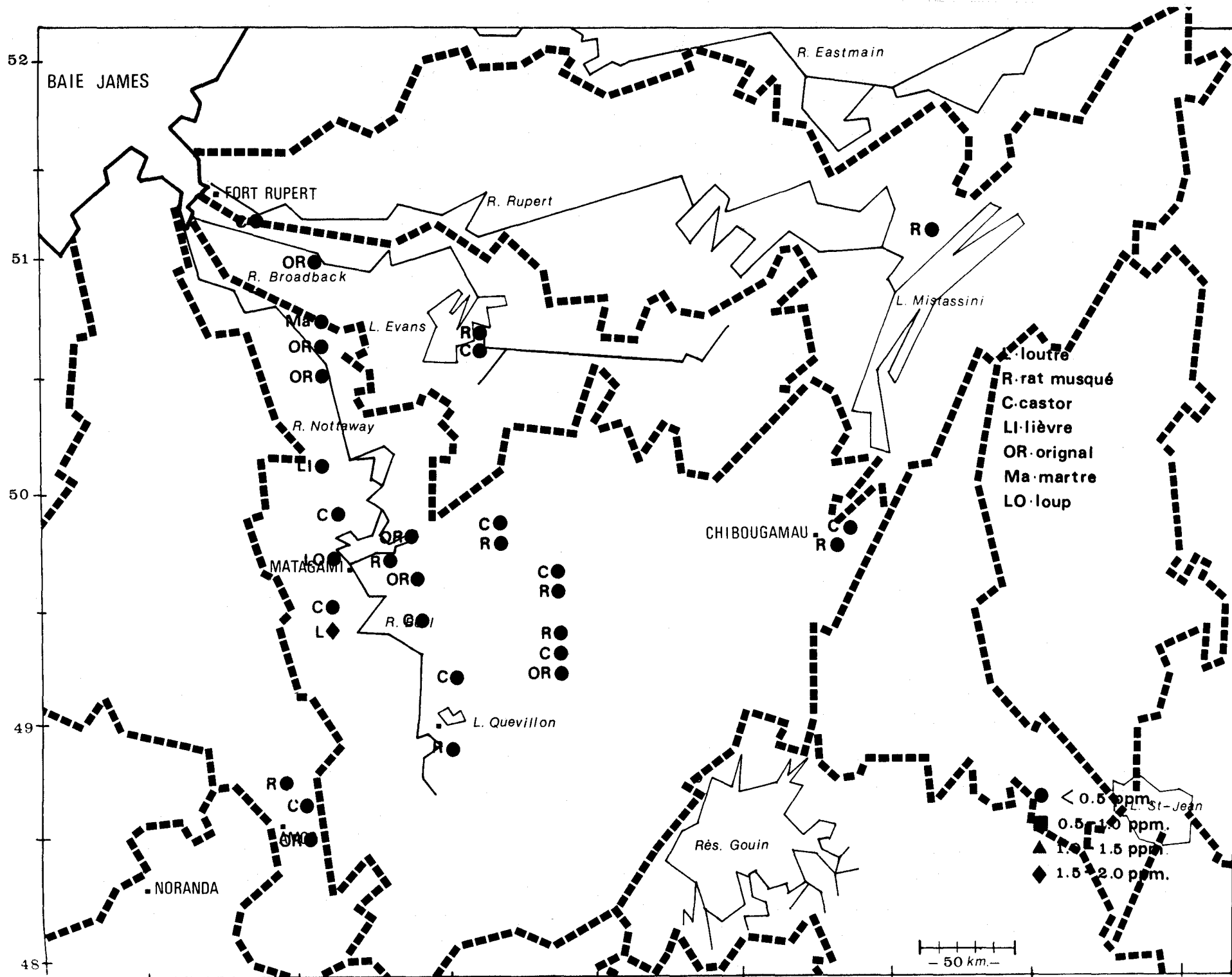


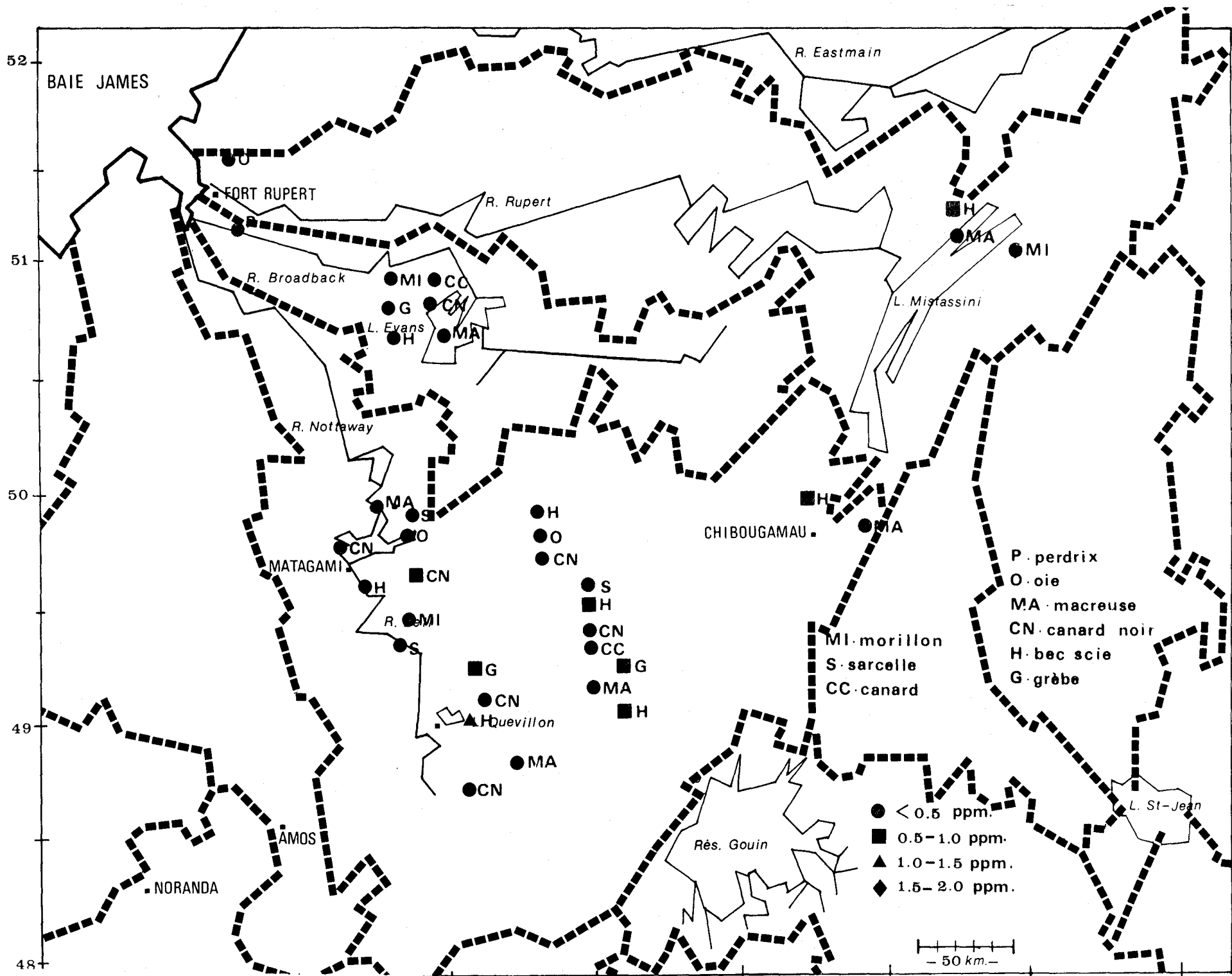












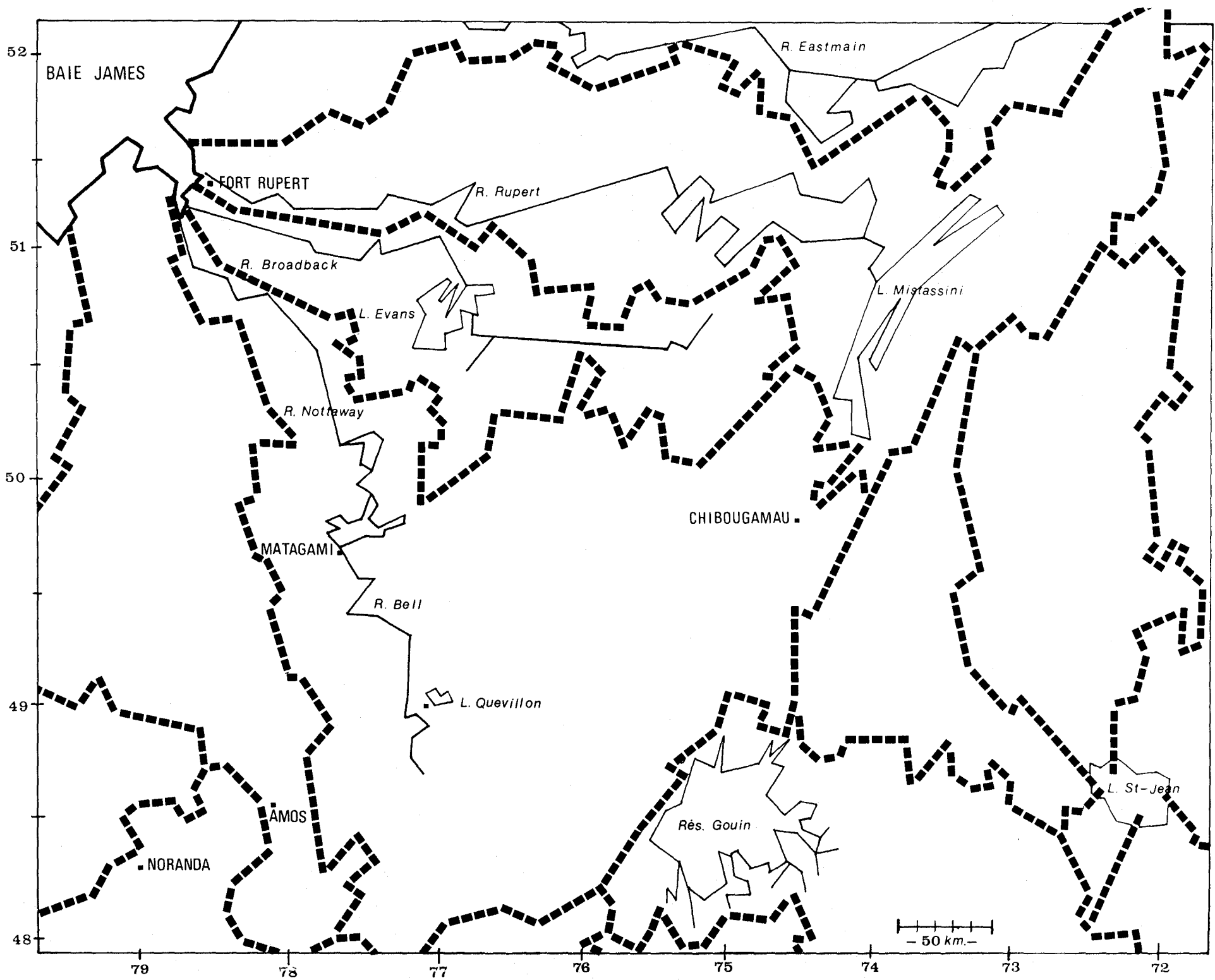


TABLEAU 2.4: Concentration de mercure dans les 5 espèces de poissons capturées dans quelques lacs du Nord-Ouest québécois

RIVIERES	COREGONE				CATOSTOME				DORE			BROCHET				ESTURGEON				
	N. de résultats	%	concentration de Hg	écart type	N. de résultats	%	concentration de Hg	écart type	N. de résultats	concentration de Hg	écart type	N. de résultats	%	concentration de Hg	écart type	N. de résultats	%	concentration de Hg	écart type	
Au Vison	-	-	-	-	2	2.4	0.26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Bell	6	2.8	0.57	0.34	4	4.9	1.59	1.28	9	3.1	2.10	1.2	15	4.1	1.54	1.29	5	45.4	0.39	0.15
Bigniba	-	-	-	-	3	3.6	1.08	0.69	-	-	-	-	1	0.27	1.43	-	-	-	-	
Bourlamaque	3	1.9	0.37	0.14	3	3.6	0.41	0.16	2	0.69	1.29	-	5	1.4	0.93	0.65	-	-	-	
Chibougamau	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.27	0.43	-	-	-	-	
Des Indiens	6	3.8	0.54	0.14	5	6.1	0.74	0.27	1	0.35	0.90	-	25	6.9	1.58	0.82	-	-	-	
La Flamme	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	1.4	1.68	0.34	-	-	-	
La Grande	11	7.0	0.09	-	-	-	-	-	1	0.35	0.78	-	10	2.7	0.72	-	-	-	-	
La Sarrne	-	-	-	-	1	1.2	0.21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Tonnancourt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.27	1.01	-	-	-	-	
Waswanipi	2	1.2	0.12	-	1	1.2	0.35	-	1	0.35	0.59	-	2	0.55	0.80	-	-	-	-	
LACS																				
Abitibi	1	0.63	0.10	-	1	1.2	0.33	-	6	2.1	0.75	0.21	6	1.6	0.70	0.22	-	-	-	
Adolphe Poisson	3	1.9	0.32	0.03	2	2.4	0.24	-	3	1.0	0.65	0.24	3	0.82	1.10	0.25	-	-	-	
Authier	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.27	0.17	-	-	-	-	
Beauchastell	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.27	0.11	-	-	-	-	
Blanchin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.27	0.26	-	-	-	-	
Bousquet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.27	0.33	-	-	-	-	
Brochu	-	-	-	-	1	1.2	0.21	-	2	0.69	0.48	-	1	0.27	0.58	-	-	-	-	
Bruyère	3	1.9	0.07	0.03	4	4.9	0.03	-	2	0.69	0.61	-	2	0.55	0.14	-	-	-	-	
Cabin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.55	0.18	-	-	-	-	
Cadillac	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.35	0.77	-	1	0.27	0.50	-	-	-	-	
Caille	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.55	0.83	-	-	-	-	
Castagnier	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.27	0.29	-	-	-	-	
Chazel	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	0.82	0.64	0.93	-	-	-	
Chibougamau	6	3.8	0.40	0.19	-	-	-	-	6	2.1	0.79	0.24	5	1.4	1.33	0.44	-	-	-	
Dessarot	-	-	-	-	1	1.2	1.13	-	4	1.4	0.39	0.29	1	0.27	0.36	-	-	-	-	
Doda	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.35	0.52	-	-	-	-	-	1	9.1	0.52	
Dufault	-	-	-	-	2	2.4	1.13	-	-	-	-	-	2	0.55	0.07	-	-	-	-	
Du Mâle	3	1.9	0.28	0.06	1	1.2	0.44	-	-	-	-	-	3	0.82	1.33	0.62	-	-	-	
Esther	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	0.82	0.53	0.20	-	-	-	
Evans	3	1.9	0.27	0.14	1	1.2	0.47	-	4	1.4	0.81	0.33	3	0.82	1.22	0.23	1	9.1	0.17	
Figury	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.35	0.22	-	-	-	-	-	-	-	-	
Goëland	8	5.0	0.25	0.06	1	1.2	0.46	-	7	2.4	0.92	0.19	11	3.0	1.35	0.65	-	-	-	
Gouin (res)	10	6.3	0.30	0.04	3	3.6	0.30	0.07	75	26.1	1.00	0.60	68	18.7	1.88	0.93	-	-	-	
Jacob	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.27	1.04	-	-	-	-	
Joanne	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.27	0.07	-	-	-	-	
Kanotaikau	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9.1	0.49	-	
Levasseur	1	0.63	0.08	-	2	2.4	0.23	-	3	1.0	0.71	0.26	3	0.82	0.71	0.54	-	-	-	
Macamic	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.55	0.26	-	-	-	-	

TABLEAU 2.4: Concentration de mercure dans les 5 espèces de poissons capturées dans quelques lacs du Nord-Ouest québécois (SUITE)
(SUITE)

RIVIERES	COREGONE				CATOSTOME				DORE				BROCHET				ESTURGEON				
	N. de résultats	%	concentration de Hg	écart type	N. de résultats	%	concentration de Hg	écart type	N. de résultats	%	concentration de Hg	écart type	N. de résultats	%	concentration de Hg	écart type	N. de résultats	%	concentration de Hg	écart type	
LACS (suite)																					
Marmette	3	1.9	0.33	0.05	1	1.2	0.40	-	3	1.0	0.74	0.43	2	0.55	6.7	-	-	-	-	-	-
Matagami	7	4.4	0.29	0.11	-	-	-	-	4	1.4	1.02	0.29	15	4.1	1.28	0.41	-	-	-	-	-
Mill 57	1	0.63	0.10	-	2	2.4	0.08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mistassini	40	25.3	0.19	0.17	10	12.2	0.06	0.03	13	4.5	0.38	0.23	14	3.8	0.37	0.21	-	-	-	-	-
Novellet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.55	0.95	-	-	-	-	-	-
Obalski	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.35	0.57	-	1	0.27	0.37	-	-	-	-	-	-
Quescapis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.27	0.95	-	-	-	-	-	-
Parent	4	2.5	0.20	0.04	-	-	-	-	2	0.69	0.87	-	1	0.27	1.93	-	2	18.2	0.21	-	-
Piché	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.35	0.40	-	1	0.27	0.33	-	-	-	-	-	-
Poncheville	2	1.2	0.25	-	1	1.2	0.25	-	1	0.35	0.94	-	1	0.27	2.83	-	-	-	-	-	-
Preissac	2	1.2	0.70	-	-	-	-	-	3	1.0	0.63	-	3	0.82	0.64	-	-	-	-	-	-
Pusticamica	5	3.1	0.21	0.06	-	-	-	-	4	1.4	1.25	0.28	4	1.1	1.26	0.48	-	-	-	-	-
Quévillon	3	1.9	0.20	0.02	-	-	-	-	1	1.4	0.96	0.40	4	1.1	0.26	0.08	-	-	-	-	-
Rocher	1	0.63	0.40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.27	1.64	-	-	-	-	-	-
Senneville	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.27	1.03	-	-	-	-	-	-
Témiscamingue	17	10.7	0.15	-	28	34.1	0.54	-	108	37.6	0.97	-	106	29.1	0.78	-	-	-	-	-	-
Villebon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.55	0.58	-	-	-	-	-	-
Waswanipi	7	4.4	0.44	0.54	2	2.4	0.20	-	13	4.5	1.21	1.06	8	2.2	1.30	0.72	-	-	-	-	-
Wilson	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.35	0.50	-	2	0.55	0.41	-	-	-	-	-	-

La Section VIII de l'annexe donne les résultats d'échantillonnage disponibles actuellement sur le gibier à fourrure.

2.3 IDENTIFICATION DES SINGULARITES DANS LA DISTRIBUTION DU MERCURE

Les sédiments

La présence de concentrations élevées de mercure dans les sédiments est un indice de l'importance de l'impact de certaines activités humaines sur le milieu. Ainsi, les opérations minières (112 mines sur le territoire d'étude) et industrielles (usine de chlore et de soude, smelter et autres industries dans les villes de la région) favorisent une augmentation de mercure dans les sédiments en des points plus ou moins diffus s'il s'agit de lacs et, sur des étendues qui peuvent être considérables dans le cas des rivières. Les résultats d'échantillonnage apparaissent à la section V de l'annexe où on peut constater que plusieurs rivières et de nombreux lacs recèlent des teneurs en mercure supérieures à ce qu'on serait en droit de s'attendre, compte tenu du bruit de fond naturel. Ces lacs et ces cours d'eau (rivières et ruisseaux) sont inscrits aux tableaux 2.5 et 2.6. Bien que l'on ne puisse affirmer avec certitude, à la lumière de nos connaissances, qu'il s'agisse, dans tous les cas, de milieux contaminés par des activités minières ou industrielles, l'existence de ce phénomène demeure plausible, voire même probable. Notons cependant que si des concentrations élevées de mercure dans les sédiments peuvent témoigner de pressions élevées dans le cycle du mercure, on ne peut s'attendre à ce que les organismes aquatiques vivant dans le milieu en soient nécessairement affectés. Ainsi, avec les données que nous possédons sur les poissons, il n'a pas été possible de faire ressortir quelque relation que ce soit entre les teneurs en mercure des sédiments et celles des poissons.

Les poissons

Tout comme pour les sédiments, les données auxquelles nous avons accès pour les poissons interagissent difficilement les unes avec les autres; compte tenu du nombre de données relatives à chaque site et d'un manque de rigueur évident dans les contrôles d'échantillonnage et d'analyse, ces valeurs doivent être considérées comme des indices qui viendraient renforcer les scénarios de mise en biodisponibilité qui sont élaborés au chapitre suivant. Le traitement de ces données, considérées

TABLEAU 2.5: Lacs dont les sédiments présentent des concentrations singulières de mercure		
LACS	CONC. EN MERCURE mg/g	
	MINIMUM	MAXIMUM
ARNOUX	100	235
BAYARD	-	185
BEAUCHASTEL	75	145
CARON	-	195
D'ALEMBERT	50	220
DASSERAT	130	240
DESVAUX	-	205
DUFFAULT	110	255
DUPARQUET	45	2245
JOANNE	-	125
LA BRUERE	75	165
MATAGAMI	148	318
NORANDA	-	235
PELLETIER	55	215
PREISSAC	25	500
ROUYN	55	275
SEGUIN	45	190
SENATOR	30	275
TREMOY	40	3900

TABLEAU 2.6: Rivières dont les sédiments présentent des concentrations singulières de mercure

RIVIERES	CONC. EN MERCURE mg/g	
	MINIMUM	MAXIMUM
ALLARD	27	108
ARNOUX	70	165
ARMITAGE	27	105
BELL	10	1130
BOURLAMAQUE	32	115
CLINCHAMP*	-	130
DAVIDSON*	-	135
DESTOR*	-	120
DUFAULT*	85	275
DUPARQUET*	40	105
DUPRAT*	225	260
FABIE*	155	305
FISKE*	-	270
FOURCET*	90	270
HERE*	-	130
KANASUTA	85	145
KINOJEVIS	20	6530
LALANNE*	31	186
LAROCHELLE*	-	420
MERRILL*	45	115
MONASTESSE*	-	130
MOUILLEUSE	-	115
QUEVILLON	85	111,000
TREMOY*	90	350
VAUZE*	-	115

* Ruisseau

comme indices, permet néanmoins l'accès à un mode de représentation graphique qui facilitera d'autant la compréhension des voies de distribution du mercure dans la région. Pour ce faire, aux figures 2.14 et 2.15, on a classé par espèce et d'après les concentrations moyennes de mercure déterminées à chaque site, les différents plans d'eau où on a capturé des poissons. Les valeurs médianes approximatives établies par espèce et par type de site (lac ou rivière) sont les suivantes:

Espèces	Valeurs médianes des concentrations moyennes de mercure ppm	
	RIVIERES	LACS
Brochet	1.0	0.65
Catostome	0.4	0.25
Corégone	0.4	0.25
Doré	0.9	0.75

L'avantage de l'utilisation des médianes des valeurs groupées¹ réside dans le fait que les valeurs extrêmes n'ont aucune incidence sur la valeur de la médiane. Nous sommes donc en mesure de situer les sites individuels par rapport à la médiane en observant les sous-groupements de ces indices. Rappelons ici que la norme gouvernementale de 0.5 ppm n'a aucune signification environnementale; il est donc important de ne pas tenter de caractériser le comportement du cycle du mercure en fonction de cette norme. Ainsi, le fait de retrouver des concentrations de mercure de 0.75 ppm dans un doré ne signifie pas que cet organisme est "contaminé" ou que son milieu de vie est assujéti à des pertes de mercure provenant d'activité humaines particulières; cela signifie, tout au plus, que l'activité biotique élevée du mercure dans le milieu rend le doré impropre à une consommation régulière. Inversement, une concentration de 0.4 ppm dans ce même doré ne veut pas dire que nous sommes en présence d'un milieu sain exempt de tout impact d'activités humaines; c'est que les pressions dans les réservoirs biotiques et les taux de transfert du mercure dans le milieu sont faibles.

¹ Il est important de comprendre qu'il ne s'agit pas d'un regroupement statistique de données appartenant à une même population de valeurs, mais bien un groupement d'indices de même type.

TABLEAU 2.7: Liste numérique et alphabétique des lieux d'échantillonnage.

Rivières

- # 1- Bell
- # 2- Bigniba
- # 3- Bourlamaque
- # 4- Waswanipi
- # 5- Laflamme
- # 6- Tonnancourt
- # 7- Des Indiens
- # 8- La Grande
- # 9- La Sarre
- #10- Au Vison

Lacs

- #11- Abitibi
- #12- Adolphe-Poisson
- #13- Brochu
- #14- Bruyere
- #15- Castagnier
- #16- Chibougamau
- #17- Dessarat
- #18- Dufault
- #19- Du Male
- #20- Evans
- #21- Goëland
- #22- Poncheville
- #23- Levasseur
- #24- Marmette
- #25- Matagami
- #26- Mistassini
- #27- Obalski
- #28- Parent
- #29- Pusticamica
- #30- Quévillon
- #31- Ouestcapis
- #32- Waswanipi

- #33- Témiscamingue
- #34- Cabin
- #35- Joanne
- #36- Doda
- #37- Jacob
- #38- Caille
- #39- Bousquet
- #40- Rocher
- #41- Novellet
- #42- Wilson
- #43- Villebon
- #44- Cadillac
- #45- Piche
- #46- Blanchin
- #47- Senneville
- #48- Esther
- #49- Beauchastel
- #50- Preissac
- #51- Mill 57
- #52- Figuery
- #53- Gouin (réservoir)
- #54- Chazel
- #55- Macamic
- #56- Authier
- #57- Chibougamau (rivière)

Rivières

- Au Vison # 10
- Bell # 1
- Bigniba # 2
- Bourlamaque # 3
- Chibougamau # 57
- Des Indiens # 7
- La Flamme # 5
- La Grande # 8
- La Sarre # 9
- Tonnancourt # 6
- Waswanipi # 4
- Lacs
- Abitibi # 11
- Adolphe Poisson # 12
- Authier # 56
- Beauchastel # 49
- Blanchin # 46
- Bousquet # 39
- Brochu # 13
- Bruyère # 14
- Cabin # 34
- Cadillac # 44
- Caille # 38
- Castagnier # 15
- Chazel # 54
- Chibougamau # 16
- Dessarat # 17
- Doda # 36
- Dufault # 18
- Evans # 20
- Figuery # 52
- Goëland # 21
- Gouin (réservoir) # 53

- Jacob # 37
- Joanne # 35
- Levasseur # 23
- Macamic # 55
- Marmette # 24
- Matagami # 25
- Mill 57 # 51
- Novellet # 41
- Obalski # 27
- Ouestcapis # 31
- Parent # 28
- Piche # 45
- Preissac # 50
- Pusticamica # 29
- Quévillon # 30
- Rocher # 40
- Senneville # 47
- Témiscamingue # 33
- Villebon # 43
- Waswanipi # 32
- Wilson # 42

FIG:2.14 CONCENTRATIONS MOYENNES DE MERCURE POUR DES POISSONS CAPTURÉS DANS DES LACS DE LA RÉGION ÉTUDIÉE

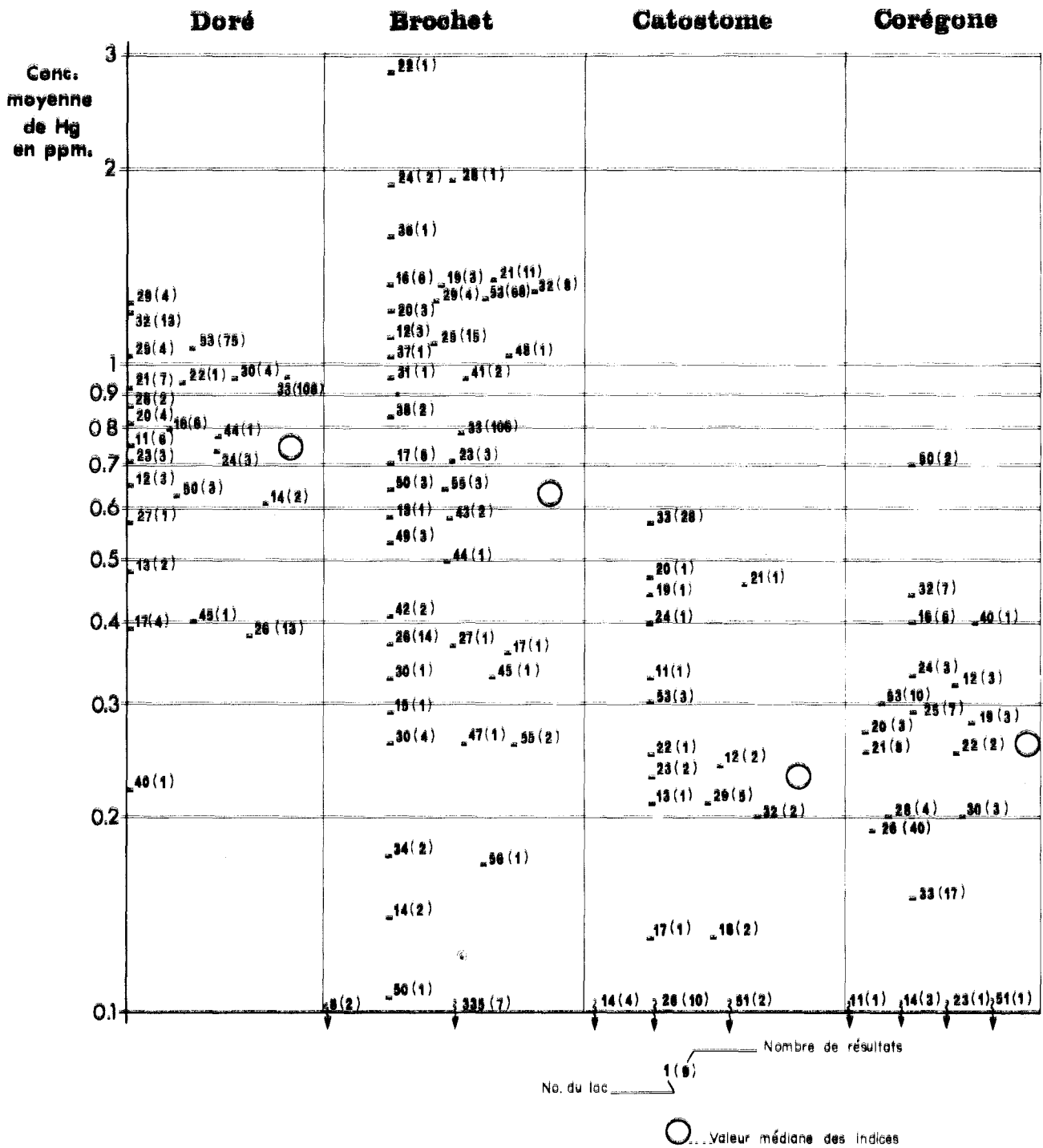


FIG:2.15 CONCENTRATIONS MOYENNES DE MERCURE POUR DES POISSONS CAPTURÉS DANS DES RIVIÈRES DE LA RÉGION ÉTUDIÉE

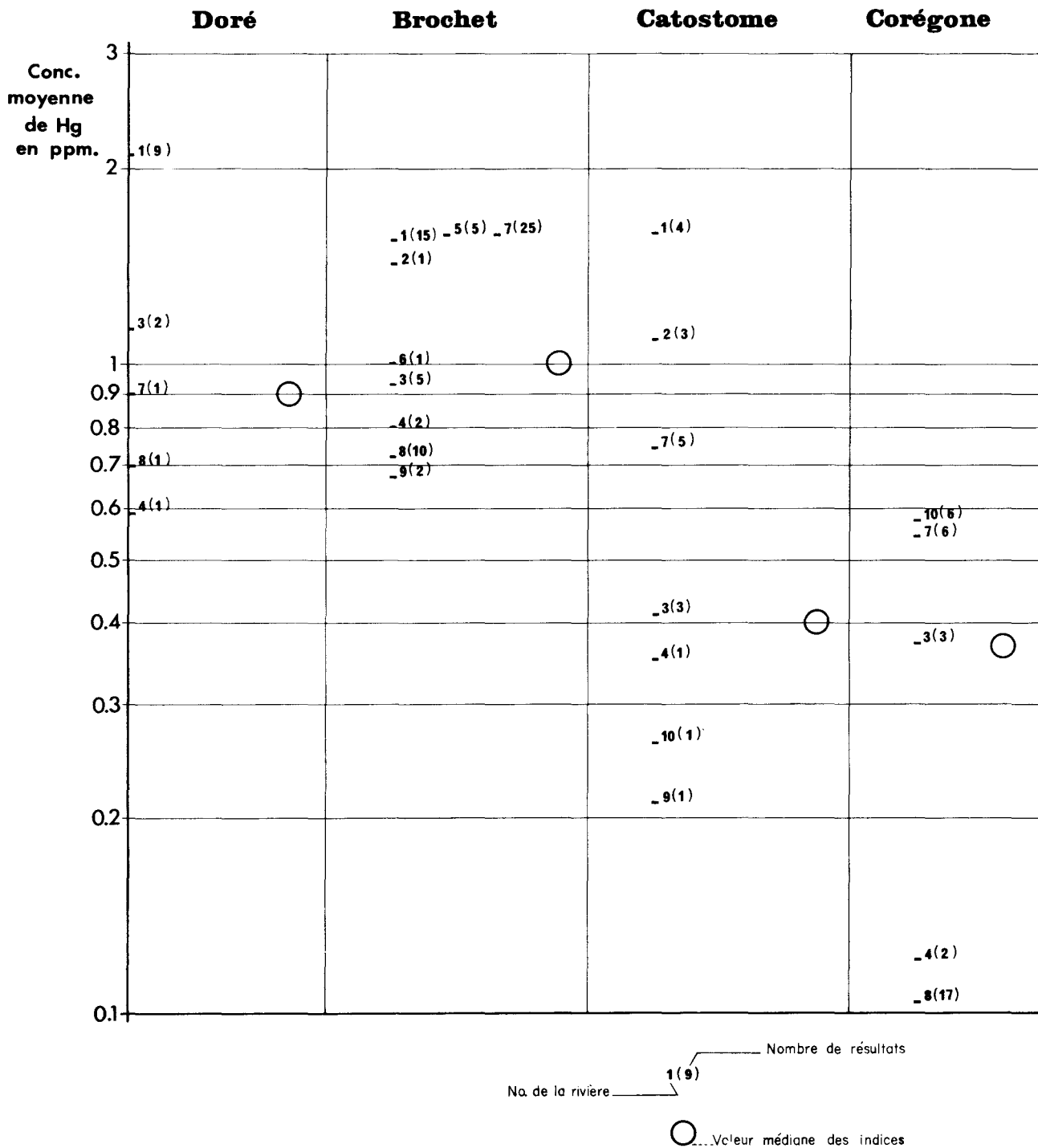


TABLEAU 2.8: Classification des sites en fonction de la bio-activité du mercure.

BIOACTIVITE	DORE	BROCHET	CATOSTOME	COREGONE
INTENSE	1*, 29*, 32, 3 25, 53 21, 22, 30, 33	22 24, 28 36, 1*, 5, 7* 2, 16, 19, 21 32, 20, 29*, 53 12, 25, 37, 48 6*, 8 3, 31, 41 38 4, 33	1* 2 7* 33 20, 21, 19, 3, 24 4, 11	50 1* 7* 32 16, 40 3 24, 12
MODEREE	7* 20, 16, 11, 44 24, 8 23, 12, 14	8, 11, 23 9 55 13, 43 49	53 10 22, 12 23, 13, 9, 25	53, 25 19 20, 3 21, 22 28, 30
FAIBLE	4, 27 13 17, 45 26 40	44 42 26, 17, 27 39, 45 15 30, 47, 55 34, 56 14 18, 35	32 17, 18 14, 26, 51	26 33 4 8, 11, 14, 23, 51

* Les sites sont classifiés par numéro au tableau 2.7

La classification retenue des sites d'échantillonnage (lacs et rivières) comme indicateur comparé de bio-activité intense, modérée et faible du mercure dans le milieu, en tenant compte des erreurs de mesure et du manque de rigueur scientifique entourant l'échantillonnage et les résultats dont nous disposons, sera établi à partir d'un écart (arbitraire) de $\pm 20\%$ autour des valeurs médianes obtenues pour les lacs. Les sites seront donc classifiés en fonction du tableau suivant:

Espèces	BIO-ACTIVITE		
	intense	modérée	faible
Brochet	>.78 ppm	.78-.52 ppm	<.52 ppm
Catostome	>.30 ppm	.30-.20 ppm	<.20 ppm
Corégone	>.30 ppm	.30-.20 ppm	<.20 ppm
Doré	>.90 ppm	.90-.60 ppm	<.60 ppm

Le Tableau 2.4 présente une telle classification. Les sites sont groupés par espèce et il est possible qu'un même site soit classé à deux niveaux par deux espèces différents, comme c'est le cas du site no 7¹ qui est rangé dans la catégorie intense (en considérant le brochet) et modérée (doré); il n'y a rien d'étonnant dans cette double classification puisque seulement trois (3) données ont servi à établir la moyenne et que, de plus, la classification "modérée" du doré est à la limite supérieure de l'écart. Moins on a de données pour calculer la moyenne, plus l'incertitude est grande: d'autre part, si on obtient la même classification d'une espèce à l'autre à un même site, on est davantage rassuré sur la valeur du jugement rendu.

L'examen des Figures 2.14 et 2.15 permet de constater qu'il existe des sites où les bio-activités du mercure sont considérées intenses dans des zones d'influence également à l'extérieur de ces zones; inversement, on retrouve des sites où la bio-activité du mercure est considérée faible à l'intérieur et à l'extérieur de ces zones d'influence.

¹ Voir Tableau 2.8 classification numérique et analytique des sites d'échantillonnage.

Il appert donc qu'il n'existe pas de relations simples entre les activités humaines et la bio-activité du mercure dans le Nord-Ouest québécois. Cela signifie que l'arrêt d'activités humaines n'entraînera pas nécessairement une diminution des concentrations de mercure dans les organismes vivant à un endroit donné.

CHAPITRE 3

LES GRANDS
SCENARIOS

3. LES GRANDS SCENARIOS

Les données éparses et pauvrement inter-agissantes, recueillies sur le territoire d'étude au cours des dernières années, nous amènent à une approche ayant une perspective élevée et une résolution faible. Cette approche veut d'abord être en mesure de décrire les différents phénomènes qui sont susceptibles de se dérouler dans le milieu par la valorisation de résultats-types qui témoignent de leur plausibilité; cependant, il est évident que dans la plupart des cas, nous ne serons pas en mesure d'établir leur véritable contribution au cycle du mercure dans le nord-ouest québécois. Comme nous le verrons plus loin, la "résolution phénoménologique" n'est pas indispensable à la formulation de stratégies d'intervention; au contraire, l'approche "haute-perspective" permet d'identifier les principes dont découlent les règles sur lesquelles l'intervention doit normalement reposer.

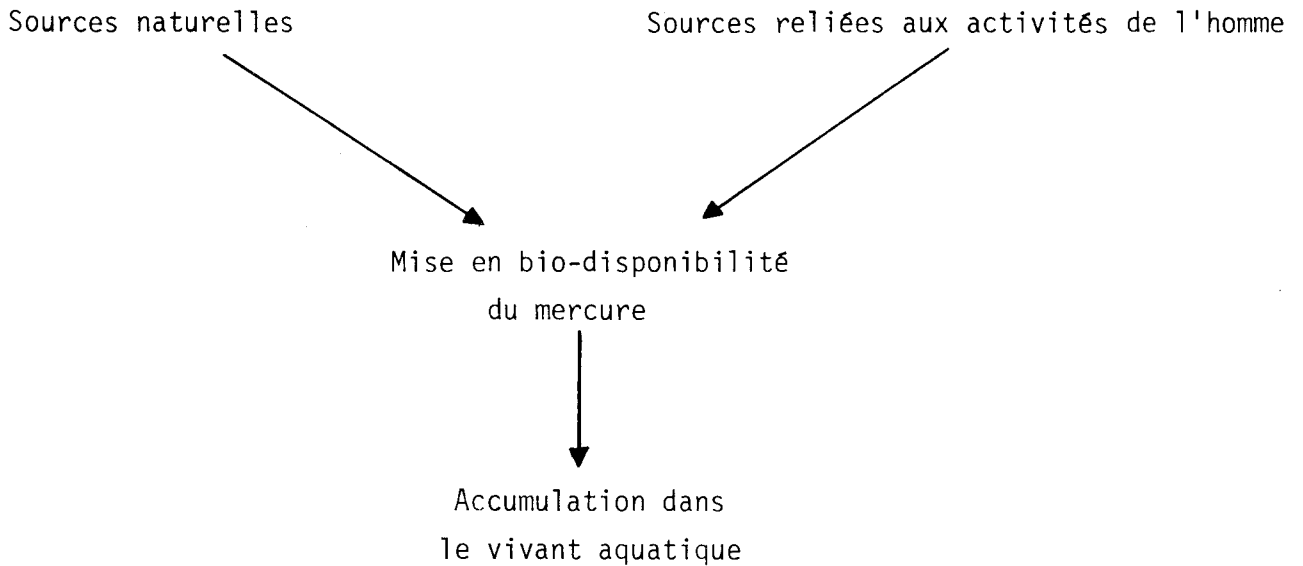
Ainsi, nous avons retenu deux grands scénarios situés à un niveau hiérarchique¹ jugé optimal, compte tenu de l'étendue de la région d'étude, du nombre restreint de résultats auxquels nous avons eu accès, du manque de ressources et de temps mis à la disposition du comité, et surtout à cause du besoin essentiel de formuler des politiques d'intervention efficaces et cohérentes avec une vision globale de la problématique environnementale. Les deux scénarios retenus décrivent les divers comportements naturels anticipés du mercure et l'influence des activités de l'homme sur ses comportements dans le milieu. Plutôt que de décrire le grand scénario incorporant au cycle naturel l'intervention de l'homme, ou un ensemble de petits scénarios décrivant par exemple les influences possibles d'activités minières sur un certain type d'écosystème, nous allons donc tenter de faire ressortir les grands traits du caractère naturel et influencé du cycle dans la région d'étude.

La finalité des deux scénarios est l'accumulation du mercure dans le vivant aquatique. Ce sont surtout les phénomènes de bio-interférences et de bio-accumula-

¹ La notion de hiérarchie dans la perception systémique du milieu est essentielle à tout processus de rationalisation des interventions sur le milieu. Plus on s'élève dans la hiérarchie décisionnelle, plus le niveau hiérarchique de la perception doit être élevé (Sasseville et Leclerc, 1976).

tion qui sont responsables du rôle très actif du mercure dans l'agression environnementale dont nous tentons de circonscrire la problématique globale.

Ces deux scénarios peuvent être schématisés ainsi:



3.1 PROCESSUS NATUREL DE MISE EN BIO-DISPONIBILITE

Le processus naturel de mise en bio-disponibilité du mercure à l'échelle régionale met en cause deux sources majeures: l'atmosphère¹ et le sous-sol régional (Fig. 1.3).

1. *Le mercure entrant dans l'atmosphère régionale sous forme gazeuse (Hg^0), ionique (Hg^{2+}), complexé à la matrice organique de la phase particulaire associée à la matrice inorganique, précipité dans les cristaux de glace, en solution dans la phase aqueuse atmosphérique ou sous quelque'autres formes peut:*

- poursuivre son chemin et sortir de l'atmosphère régionale;
- tomber au sol via les précipitations sèches ou humides et retourner à l'atmosphère après un délai court;
- tomber au sol et y faire un séjour suffisamment long pour s'intégrer aux différents processus physiques, chimiques et biologiques se déroulant dans l'écosystème.

¹ On considère ici que le mercure injecté mondialement dans l'atmosphère via les activités humaines constitue une source naturelle à l'échelle régionale.

2. *Dans les régions où le mercure est présent dans le sous-sol, il se volatiliserait vers l'atmosphère, parcours durant lequel il pourrait être intercepté à différents niveaux selon les changements des conditions micro-environnementales auxquelles il sera assujéti. Il sera ionisé et solubilisé par l'action agressive des eaux souterraines ou complexé directement par les substances organiques que l'on y retrouve; par des écoulements souterrains rapides, il sera entraîné "en suspension" incorporé à la matrice minérale de particules en provenance de roches ignées métamorphiques ou sédimentaires. Le mercure présent dans les eaux souterraines atteindra finalement les eaux superficielles, la surface du sol ou dans l'atmosphère, soit en demeurant associé à la phase aqueuse, en se complexant à la matrice organique des sols ou en s'adsorbant sur leur matrice inorganique (argile, limon, sable) ou encore en se volatilisant directement des eaux souterraines vers l'atmosphère.*

3. *Le mercure en provenance de l'atmosphère peut atteindre directement ou par étapes successives:*
 - *la végétation, dans laquelle il pourra pénétrer par absorption ou y adhérer via les différents processus d'interactions particules-surface de l'atmosphère;*
 - *l'humus, via les retombées sèches ou humides ou via la chute des débris organiques en provenance de la végétation;*
 - *les différents horizons constituant le sol, en accompagnant les eaux de percolation;*
 - *les eaux souterraines, directement par entraînement avec les précipitations ou via un processus de solubilisation successive par les eaux de percolation;*
 - *les eaux superficielles, par retombées directes.*

4. *Dans les régions où des dépôts affleurants présentent des concentrations élevées de mercure, les processus décrits dans la partie 2 du scénario seront plus actifs compte tenu de la cinétique des transferts de matière; ces dépôts donneront prise à l'érosion physique et chimique entraînés par l'écoulement des eaux hypoder-*

miques, permettront un taux de volatilisation élevée favorisé par le régime thermique des masses géologiques affleurantes, une solubilisation facile du mercure par l'action combinée des variations rapides des conditions d'équilibre chimiques et des phénomènes de complexation liés à la présence en abondance de matière organique.

5. *Le mercure présent dans la végétation, suite à son entrée directe via l'atmosphère ou via le rhizome peut:*
 - y séjourner pendant une période plus ou moins longue avant de se volatiliser sous forme inorganique ou complexé à des substances organiques de faible poids moléculaire; ces processus seraient favorisés par l'évapotranspiration;
 - y séjourner pendant une longue période, complexé à la matrice structurelle extra- et intra-cellulaire de la végétation, avant de tomber au sol en accompagnant des produits non-volatils exudés de la végétation ou plus simplement incorporés au feuillage.

6. *Le mercure au sol sera partiellement volatilisé vers l'atmosphère, entrera dans la végétation, sera entraîné par les eaux de ruissellement vers les eaux courantes ou lacustres via les processus d'érosion physique et chimique, ou restera, pour un long séjour, associé au sol organique et inorganique avant d'y être délogé lentement par les différents processus physiques, chimiques et biologiques qui se déroulent dans les micro-environnements du sol.*

7. *Le mercure qui atteint les eaux fluviales sous forme ionique, complexé à la matière organique soluble ou non-soluble, absorbé sur des particules inorganiques (argile, limon, sable), incorporé à la structure cristalline de ces particules, ou encore associé aux débris organiques en provenance du biota végétal ou animal, sera entraîné sur des distances plus ou moins longues avant de se retrouver dans les sédiments, adsorbé sur des composantes du lit de la rivière ou maintenu de quelque façon en solution ou en suspension dans l'eau.*

Ainsi, par ce scénario, peut-on décrire les nombreuses voies naturelles de mise en bio-disponibilité du mercure pour le vivant aquatique. En effet, dans

chaque partie du scénario décrivant des processus probables ou plausibles, les interactions physiques, chimiques ou biologiques du mercure avec les composantes de son milieu environnant lui confèrent différentes formes chimiques (Hg^0 , Hg^{2+} , CH_3Hg^+ , CH_3HgX , XH_gY , Hg - matière organique dissoute, Hg - matrice inorganique) etc, toutes susceptibles de réagir différemment dans le milieu aquatique, multipliant ainsi à l'infini les possibilités d'équilibre et de transformation.

Les hypothèses systémiques

Pour pallier à cette difficulté, dégageons de l'approche retenue les hypothèses systémiques suivantes:

- les activités de l'homme contribuant de façon non-négligeable au cycle global du mercure; les apports atmosphériques auront, à l'échelle régionale, une influence plus ou moins grande sur le taux de mise en bio-disponibilité du mercure, selon que ces apports seront plus ou moins grands (diminuant probablement vers les pôles). Ainsi, depuis l'avènement de l'ère industrielle, le taux de mise en bio-disponibilité ne cesse de s'accroître;
- la présence d'aires de minéralisation où les concentrations de mercure sont élevées favorise à l'échelle locale ou régionale un taux de mise en bio-disponibilité plus élevé que dans les régions où le mercure est en abondance normale;
- même si une région exporte autant de mercure qu'elle en importe de l'atmosphère, la redistribution du mercure dans l'environnement (végétation, sol, eau) entraîne une augmentation du taux de mise en bio-disponibilité;
- tout processus "naturel" important, tel l'acidification progressive des eaux atmosphériques, les feux de forêt ou les glissements de terrain, est susceptible de modifier le taux de mise en bio-disponibilité du mercure.

Enfin, citons une hypothèse anticipée de l'épilogue du scénario, qui permet de mieux saisir la portée de la démarche suivie:

- dans un milieu favorable à la bio-accumulation du mercure, plus le taux de mise en bio-disponibilité est élevé, plus on est susceptible d'en retrouver

dans le vivant aquatique.

Les évidences systémiques

Il apparaît illusoire de tenter de quantifier les contributions relatives de chaque voie importante qui transparaît dans le scénario, tout comme il semble irrationnel, compte tenu de la complexité de la problématique, de vérifier chacune des hypothèses systémiques formulées pour consolider le scénario. Toutefois il nous apparaît indispensable d'actualiser le scénario (intensité actuelle des pressions sur le milieu) et de le conformer à notre région d'étude. La connaissance des comportements plausibles permet de rechercher des indices de renforcement des scénarios dans le milieu (Leclerc et Sasseville, 1976); réciproquement, les données actuelles caractérisant une situation deviennent des évidences systémiques valorisant à la fois les hypothèses de consolidation et le scénario lui-même¹. Par exemple, des concentrations élevées de mercure dans des végétaux terrestres, variables selon l'espèce et le lieu de la croissance, constituent une évidence systémique valorisant la voie de la bio-extraction du mercure et de son cycle biotique terrestre.

Loin d'avoir voulu être exhaustifs, nous avons retenu les évidences systémiques suivantes:

- L'atmosphère de la région d'étude, au cours de l'été (juillet), semble être alimentée par des courants d'air en provenance des tropiques qui cheminent au-dessus des régions industrialisées de la vallée du Mississipi et du sud-ouest des Grands-Lacs. En automne (octobre) et en hiver (janvier), les masses d'air proviennent surtout de l'ouest d'où elles cheminent en empruntant des corridors au sud du Canada; en avril, leur origine est surtout arctique (MacNeil, 1971). Le mercure longue portée, injecté dans l'atmosphère via les activités humaines souvent intenses dans les régions traversées et qui se retrouvera indubitablement au sol après un séjour plus ou moins long dans l'atmosphère, est susceptible de se retrouver dans les eaux de drainage de la région d'étude. Si tel était le cas, nous devrions nous attendre à

¹

Rappelons ici que le scénario décrit précédemment est amputé de son épilogue; en effet, la description de la mise en bio-disponibilité doit normalement déboucher sur l'accumulation dans le vivant aquatique (finalité du scénario). L'épilogue sera décrit un peu plus loin dans le texte.

retrouver une augmentation de la concentration de mercure dans les sédiments récents (datant de l'ère industrielle) par rapport aux sédiments formés avant l'avènement de l'industrialisation. Quelques carottes de sédiments recueillies au Nord-Est du lac Mistassini¹ semblent indiquer une tendance à une élévation progressive du mercure, phénomène renforçant le scénario de l'impact longue portée du mercure. Cependant, cette "évidence" systémique ne constitue pas un argument lourd; elle valorise le scénario et sera d'autant plus percutante que cette élévation de mercure sera accompagnée d'une élévation similaire de plomb, par exemple, dont on connaît mieux l'historique des retombées.

- La présence en abondance dans la région d'étude de méta-sédiments (riches en carbone) recoupés de roches graphitiques et ultrabasiques (MacCachy et al., 1970), présentant des concentrations élevées en mercure, sont des indices témoignant des pressions exercées par les masses géologiques sur le cycle régional du mercure.
- Les eaux souterraines de l'Abitibi, échantillonnées en 1974 et 1975 par le Ministère des Richesses naturelles du Québec, révèlent de nombreuses anomalies où les concentrations élevées de mercure viennent renforcer davantage le scénario décrivant la contribution géologique au cycle.
- Les concentrations très variables de mercure décelées dans les feuillages et dans l'humus (Winmill, 1972) et la concentration exceptionnellement élevée (~ 420 ppb) mesurée dans un échantillon de feuillage de résineux croissant dans la partie Nord du lac Mistassini, constituent un indice important du rôle du biota terrestre dans le cycle local du mercure, particulièrement dans les régions où il abonde dans des dépôts minéraux affleurants.
- Les concentrations élevées de mercure décelées dans l'eau du lac Mistassini² ou de ses tributaires (0.1 - 0.6 ppb) viennent renforcer la plausibilité du scénario.

¹ L'interprétation des données obtenues au cours de l'expédition au lac Mistassini en mars 1976 est présentement en cours à l'INRS-Eau.

² Échantillons recueillis par l'INRS-Eau en mars 1976.

Ainsi, aucune évidence systémique ne semble en première analyse affaiblir la vraisemblance du scénario du processus naturel de mise en bio-disponibilité; évidemment, ce processus est spatialement et chronologiquement variable et ceci se traduit par une dispersion hétérogène du mercure dans l'environnement.

3.2 MISE EN BIO-DISPONIBILITE VIA LES ACTIVITES HUMAINES

Peu denses dans la région d'étude, les activités humaines en général ont néanmoins une contribution certaine au cycle global du mercure; comme nous l'avons vu précédemment au chapitre 1 et 2, les activités responsables de l'injection du mercure (sous plusieurs formes) dans l'environnement sont nombreuses et l'importance de leur contribution respective est très variée. Nous pouvons cependant les regrouper dans les grandes catégories suivantes:

- l'extraction de minerai et son traitement;
- l'industrie de transformation;
- la combustion de l'énergie fossile;
- la production d'eaux usées urbaines regroupant les eaux usées sanitaires, industrielles et les eaux du drainage urbain;
- l'exploitation forestière;
- la production d'eaux usées agricoles.

Le scénario de la mise en bio-disponibilité peut être décrit ainsi:

- *l'extraction de minerai contenant du mercure à des concentrations au moins équivalentes à celles que l'on retrouve dans les sédiments environnants et son traitement entraînent inévitablement une injection de mercure dans le milieu, soit via sa volatilisation au cours des différentes manipulations, soit via les rejets dans le milieu des résidus qui, au contact des eaux superficielles (ruissellement superficiel et hypodermique ou écoulement fluvial) libèreront du mercure sous forme soluble ou en suspension. Les pertes vers le milieu sont inévitables;*
- *l'industrie de transformation et les activités industrielles en général utilisant du mercure à l'un ou l'autre des niveaux de leurs opéra-*

tions ou encore, raffinant un produit qui contient du mercure, en rejettent dans l'atmosphère ou dans leurs eaux résiduaires en quantité plus ou moins grande selon les flux de mercure au sein même de leurs opérations et les teneurs intrinsèques des produits raffinés;

- le métabolisme urbain global, rejetant dans l'atmosphère ou directement dans les eaux de drainage du bassin une infinité de produits, dont le mercure, contribue localement à augmenter les flux de mercure dans l'environnement;
- les opérations de coupe forestière accélèrent brusquement le cycle biotique terrestre du mercure, surtout dans les régions où le phénomène de bio-extraction est intense. En effet, le feuillage non utilisé de l'arbre demeure au sol et modifie ainsi les apports aux eaux de drainage (débris, matière organique dissoute, etc.) et par la suite, la repousse du couvert augmentera d'autant le taux de bio-extraction du mercure;
- les activités agricoles, marginales dans la région d'étude et relativement spécialisées (production laitière surtout) n'auront pas une contribution significative directe au cycle du mercure;
- une fois dans l'atmosphère, au sol ou dans les eaux de drainage, le scénario est similaire à celui qui a décrit précédemment le processus naturel de mise en bio-disponibilité.

Les hypothèses systémiques

Ainsi, on constate que les activités humaines ont une contribution significative au flux de mercure dans l'environnement local ou même régional. Ce scénario peut être consolidé par les hypothèses systémiques suivantes:

- les activités humaines contribuent significativement au taux actuel de mise en bio-disponibilité du mercure;

- *toute intensification d'activités, dont le métabolisme rejette sous quelque forme que ce soit du mercure dans le milieu, contribue à l'augmentation du taux de mise en bio-disponibilité;*
- *le mercure qui se retrouve dans les sédiments en provenance d'activités humaines passées est susceptible de maintenir, pendant une longue période, un taux de mise en bio-disponibilité élevé, à l'échelle locale, qui s'atténuera progressivement mais qui risque d'augmenter soudainement lors d'un changement des conditions d'équilibre (physique, chimique et biologique) du milieu;*
- *compte tenu d'un ensemble de facteurs agissant sur le comportement du mercure dans le milieu, les activités humaines en général sont susceptibles d'agir indirectement sur le taux de mise en bio-disponibilité (acidification des eaux de drainage à la suite d'une activité quelconque, injection dans le milieu d'un agent organique capable de solubiliser le mercure, etc.).*

Les évidences systémiques

La présence de plusieurs municipalités, de quelques grandes industries de transformation, et de quatre camps miniers regroupant 112 mines dont 25 au moins sont encore en opération, constitue une évidence systémique importante de la contribution des activités humaines à la mise en bio-disponibilité du mercure. Ainsi, dans plusieurs sédiments fluviaux et lacustres, on a détecté des concentrations très élevées de mercure en provenance directe de rejets miniers ou industriels.

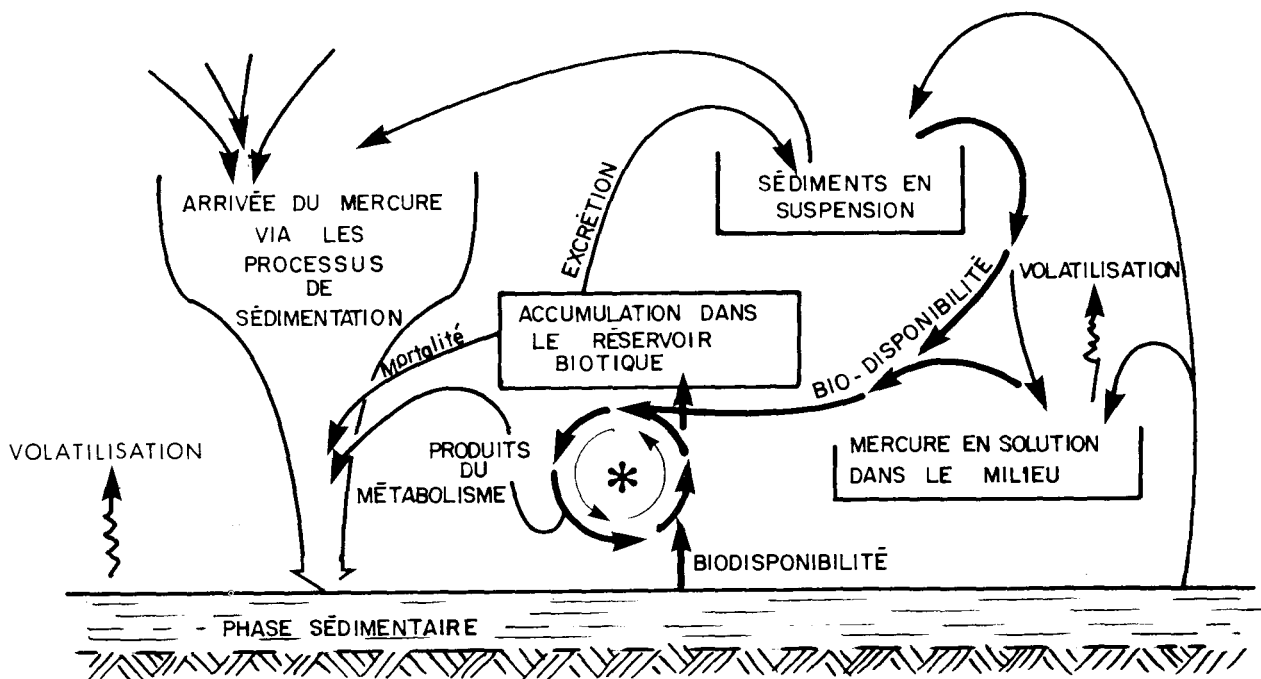
3.3 ACCUMULATION DU MERCURE DANS LE VIVANT AQUATIQUE

Le taux de mise en bio-disponibilité du mercure, dont la définition a été sous-entendue dans les pages précédentes, réfère au flux unidirectionnel des atomes ou composés mercuriels d'une phase donnée du système vers une autre phase qui lui est connexe et qui peut entretenir des organismes vivants¹. On comprendra facilement, par exemple, que dans un lac, le nombre d'atomes de mercure quittant (par unité de temps) la phase sédimentaire pour entrer dans les eaux intersti-

¹ Ce concept est généralisable; par exemple, l'extraction de minerai augmente le flux de mercure de la "phase géologique" vers le système aquatique.

tielles des sédiments ou dans les eaux de l'hypolimnion, est d'autant plus grand que le nombre d'atomes (ou composés) dans les sédiments sera plus élevé. Mais la mise en bio-disponibilité ne signifie pas nécessairement que tous les atomes (ou composés) de mercure quittant les sédiments seront accumulés dans le vivant; le mercure peut en effet revenir des eaux interstitielles vers les sédiments avant ou après avoir interagi avec le vivant aquatique. En fait, dans un milieu en équilibre, le flux net¹ est faible; pour un puits de mercure, le flux net est positif (ou zéro) des phases environnantes vers le puits tandis que pour une source de mercure, le flux net est positif de la source vers ses phases adjacentes.

Les conditions d'équilibre entre les phases sont très difficiles à évaluer et même à circonscrire et nous n'entreprendrons pas de les définir dans le cadre de cet exposé. On doit cependant admettre que généralement dans les sédiments fluviaux et lacustres, il rentre autant ou plus de mercure qu'il en ressort; si tel n'était pas le cas, il serait impossible de détecter des augmentations de mercure dans des sédiments naturels. Pour mieux comprendre l'importance des conditions d'équilibre, examinons le schéma suivant décrivant les relations entre la bio-disponibilité et l'accumulation biologique elle-même du mercure:



* - CYCLE BIOCHIMIQUE DU MERCURE

¹ Flux net = nombre d'atomes quittant la phase moins le nombre d'atomes entrant dans la phase.

On constate que les voies de bio-disponibilité sont adressées au cycle biochimique du mercure, lui-même responsable de l'accumulation dans le vivant; plus les voies de bio-disponibilité sont rapides (plus les taux sont élevés) pour un même "appareil biochimique", plus l'accumulation dans le vivant est susceptible d'être élevée. On consolide ainsi l'hypothèse systémique déjà émise en 3.1.

Il est donc primordial, si l'on veut être en mesure de comprendre le processus d'accumulation du mercure dans le vivant aquatique, d'identifier différents facteurs pouvant agir sur la dynamique du cycle biochimique du mercure. Malgré que l'on ne connaisse pas l'ensemble de ces facteurs pour le milieu aquatique, mentionnons les suivants:

- la température;
- les formes du mercure mis en bio-disponibilité;
- la concentration en oxygène dissous;
- les conditions d'oxydo-réduction et le pH;
- le type de sédiments (argile, limon, sable, gravier riche ou non en matière organique);
- la microflore benthique;
- la flore benthique;
- la faune benthique;
- la turbulence;
- la flore et la faune aquatique;
- la biomasse;
- l'ensoleillement;
- les substances nutritives dans le milieu;
- les micro-éléments (Fe, Co, Mn, Mo, etc.);
- les sels dissous.

L'accumulation du mercure dépend de plusieurs facteurs qui varieront selon les lieux et la saison; le taux d'accumulation est spécifique à chaque espèce et dépend surtout, dans un milieu donné, de la vitesse de désorption de l'organisme, de son métabolisme global et de ses habitudes alimentaires.

Pour les fins du présent exercice, on peut abrégé le raisonnement en concluant ainsi:

- *l'accumulation du mercure dans le vivant aquatique est un phénomène normal en milieu naturel; les concentrations d'équilibre atteintes lors d'accumulation étant d'autant plus élevées que les contributions géologiques au cycle sont importantes;*
- *les activités humaines contribuent, en augmentant le taux de mise en bio-disponibilité, à amplifier le transfert du mercure vers le vivant aquatique augmentant ainsi les concentrations d'équilibre¹ à des niveaux plus élevés que les concentrations atteintes dans le même milieu, mais en l'absence de ces activités;*
- *dans un écosystème donné, l'accumulation du mercure suivant les niveaux trophiques n'est pas une règle absolue puisque c'est la demi-vie du mercure dans l'organismes qui est le facteur déterminant des concentrations d'équilibre du mercure dans le processus d'accumulation;*
- *il n'est pas possible à priori de comparer les concentrations d'équilibre (pour un poisson d'une espèce, par exemple) atteintes dans un milieu avec celles qui sont atteintes dans un milieu différent sans tenir compte des facteurs environnementaux influençant l'accumulation.*

¹ Il est possible que les concentrations d'équilibre ne soient jamais atteintes; dans ce cas, les concentrations dans l'organisme augmenteront sans cesse jusqu'à sa mort.

CHAPITRE 4

**L'INTERVENTION
REGIONALE
DANS LE
NORD-OUEST
QUEBECOIS**

4. L'INTERVENTION REGIONALE DANS LE NORD-OUEST QUEBECOIS

L'élaboration d'une stratégie globale d'intervention déborde largement le cadre de la réflexion faite sur la problématique du mercure dans le Nord-Ouest québécois; l'intervention demeure néanmoins importante, sinon inévitable, dans le contexte actuel. Si d'une part, l'intervention régionale ne doit pas se substituer à l'intervention globale, d'autre part, elle ne doit pas non plus lui être chronologiquement subordonnée. Ainsi, sa conception doit s'appuyer sur certains principes qui garantiront un élargissement progressif du mode de pensée qui la sous-tend, permettant son évaluation continue et son évolution vers une perception plus globale du problème du mercure; dans ce contexte, l'intervention régionale débouchera naturellement sur l'intervention globale.

Les principes moteurs

La stratégie d'intervention découlera de la problématique environnementale; elle respectera l'intégrité écologique des composantes du milieu impliquées dans le cycle régional du mercure. Pour ce faire, la stratégie sera:

- *coercitive, c'est-à-dire qu'elle conduira à une intervention active et progressiste et suscitera la collaboration de tous les niveaux (populaires, industriels et gouvernementaux) impliqués dans la problématique;*
- *inductive, c'est-à-dire qu'elle entraînera une prise de conscience des conséquences de l'exploitation à outrance de l'environnement et engendrera les structures nécessaires (recherche, développement, planification) à une harmonisation croissante entre l'exploitation des ressources et leurs usages naturels;*
- *systémique, c'est-à-dire qu'elle respectera les interactions entre l'environnement, les systèmes économique, social, et politique de la nation et conduira à une intervention qui tienne compte de la dynamique du système socio-économique actuel et futur.*

La finalité

La finalité de l'intervention se retrouve en fait dans le principe socio-politique qui l'engendre; on peut l'exprimer ainsi:

l'intervention doit être faite dans le cadre de la recherche du maintien et de l'amélioration de la qualité de la vie par le maintien et l'amélioration de la qualité du milieu.

Les objectifs à poursuivre

Les objectifs à poursuivre sont subordonnés à la finalité de l'intervention. Ils sont certes nombreux et difficiles à identifier parce que souvent conflictuel. Par exemple, la poursuite d'un objectif qui entraînerait la fermeture d'une usine importante conviendrait bien à une recherche d'amélioration de la qualité du milieu; cependant une telle intervention entraînerait des conséquences économiques sérieuses qui auraient des répercussions néfastes sur les niveaux de vie des populations locales, ce qui, dans notre contexte socio-économique actuel, doit être considérée comme une dégradation de la qualité de la vie.

Cependant, la poursuite d'objectifs conflictuels n'a rien d'absurde; au contraire, elle est la base même de la dialectique environnementale, de la synthèse homme-milieu.

Sans être exhaustifs et tout en étant peut-être fautifs dans la hiérarchie des objectifs qui sous-tendent l'intervention, nous retenons les suivants (*environnemental, social, économique et politique*):

- *protéger l'évolution écologique millénaire du Nord-Ouest québécois par un retour progressif de l'activité du cycle du mercure à son niveau géologique;*
- *assurer la liberté des choix individuels des populations amérindiennes et blanches du Nord-Ouest québécois en minimisant les risques d'intoxication au mercure;*

- *favoriser un développement économique régional conforme à l'offre environnementale et aux contraintes qui lui sont associées;*
- *favoriser le développement d'une politique bio-environnementale dans le Nord-Ouest québécois.*

Les buts à atteindre et les moyens à mettre en oeuvre

L'identification des buts à atteindre et des moyens pour y parvenir est une opération délicate qui ne peut être improvisée; c'est à ce stade que s'établit la rentabilité de la stratégie d'intervention. Ainsi, toute action précipitée et naïve par l'imposition de mesures correctrices draconiennes risque d'être abandonnée à cause de coûts associés non prévus ou d'être atténuée suite aux pressions économiques qu'elle aura engendrées; de même, l'élaboration d'un inventaire coûteux visant la connaissance du milieu risque de compromettre des programmes d'action qui pourraient déboucher sur une nouvelle technologie d'acquisition de connaissances ou de surveillance du milieu.

Si les objectifs environnementaux, sociaux, économiques et politiques sont indissolubles les uns les autres, il en est de même pour les buts et les moyens qui leur sont subordonnés.

Ainsi, les buts sont-ils inter-agissants et souvent mutuellement exclusifs. Il importe donc d'établir des critères qui faciliteront le choix des voies d'application de la stratégie. Entre autres, les buts à atteindre doivent:

- *être évolutifs et conformes à la réalité environnementale et technologique;*
- *susciter l'intérêt de tous les organismes ou individus impliqués dans le problème, tout en permettant une synthèse continue des efforts qui en résultent;*
- *favoriser le pontage entre les différents ministères plutôt que leur balkanisation;*
- *sacrifier le rendement à court terme au profit du rendement à long terme;*

- donner lieu à des retombées dans d'autres secteurs de l'environnement;
- susciter l'intérêt public et favoriser une prise de conscience populaire des problèmes environnementaux engendrés par le métabolisme global de la société.

Les buts et les moyens qu'ils sous-tendent servent évidemment à établir la stratégie d'intervention; ils respecteront (idéalement du moins) l'ensemble des contraintes imposées dans la poursuite des quatre objectifs (*environnemental, social, économique et politique*). Il est du ressort du niveau tactique, que nous n'abordons pas ici, d'établir les cheminements critiques après l'inventaire des ressources disponibles et l'élaboration d'une structure permettant leur organisation. Parmi les buts et moyens adéquats, subordonnés à l'objectif environnemental formulé précédemment et respectant les aspects sociaux, économiques et politiques de la problématique, nous avons retenu ce qui suit:

1. *Diminuer progressivement les apports directs et indirects du mercure provenant des activités humaines actuelles par:*

- la compression au maximum des usages non essentiels du mercure dans les secteurs d'activité où il existe un substitut de ce produit;
- le contrôle soutenu des usagers du mercure (permis, registres, surveillance des rejets atmosphériques, au sol ou dans le milieu aquatique);
- la surveillance et le contrôle des manipulations de matériel géologique (mines, endiguement, érection de barrages, construction de routes, remblais, déblais, etc.) en tout point dans le Nord-Ouest québécois;
- la surveillance et le contrôle du grillage et de la fonte du minerai (comme à Noranda) qui contient des quantités de mercure supérieures aux "concentrations normales";
- la surveillance et le contrôle des altérations du milieu forestier par les activités humaines (aménagement, exploitation, etc.) via la prévention des feux de forêts, le reboisement de régions sujettes à l'érosion, la formulation de "norme géologique" d'exploitation, etc.;

- l'incitation au nettoyage ou à l'inactivation du mercure bio-disponible sous la surveillance des Services de protection de l'environnement.

2. *Agir sur les synergies environnementales*

via la recherche et l'analyse des processus environnementaux pouvant favoriser l'activité du cycle du mercure, par la formulation de règlement permettant la surveillance et le contrôle de telles activités (effets de précipitations et d'eaux résiduaires acides sur le taux de mise en bio-disponibilité du mercure, etc.).

3. *Agir sur les apports futurs du mercure*

via la recherche prospective des modes d'utilisation directs ou indirects du mercure, des lieux et des modes de mise en valeur des ressources naturelles du Nord-Ouest québécois, par l'établissement d'un zonage faisant ressortir les contraintes et les offres environnementales régionales et par une réglementation appropriée.

4. *Agir sur les apports en provenance d'activités humaines passées*

via l'évaluation des répercussions environnementales globales de ces apports originant de pratiques anarchiques et via l'analyse des interventions adéquates, par l'application d'un programme de protection du milieu assujetti à ces apports.

5. *Réagir au cycle naturel du mercure*

par la compréhension du processus de transport atmosphérique du mercure longue portée et par la localisation des zones de "danger" et des zones sécuritaires, via un inventaire géologique couplé à des techniques de télédétection¹ et via un inventaire biologique.

¹ Les renseignements fragmentaires que nous possédons (Lapp, 1976, Kellogg et al., 1971) nous incitent à recommander d'envisager sérieusement l'usage technique de télédétection pour confirmer la présence de mercure dans l'eau au sol et même dans l'air. A titre d'exemple, la pollution de l'eau par le mercure peut être détectée par un spectromètre, d'une hauteur de 500 pieds et ce, 24 heures par jour. D'autres méthodes semblent aussi susceptibles de conduire à des résultats intéressants.

Il a été possible d'identifier d'autres buts à atteindre dans la poursuite des objectifs à caractère social, économique et politique; cet effort a paru indispensable pour faciliter le pontage des responsabilités des différents groupes impliqués dans la problématique du mercure. Ce sont:

6. *Permettre la pratique des traditions séculaires des populations amérindiennes.*
7. *Protéger la santé des populations amérindiennes et blanches du Nord-Ouest.*
8. *Permettre l'accès des populations aux activités économiques régionales.*
9. *Permettre l'accès aux activités récréatives.*
10. *Permettre l'exploitation harmonieuse des ressources naturelles du Nord-Ouest.*
11. *Engendrer une prise de conscience de l'intégrité homme-milieu dans le Nord-Ouest.*

CHAPITRE 5

RECOMMANDATIONS
GENERALES

5. RECOMMANDATIONS GENERALES

Le problème du mercure au Nord-Ouest québécois est associé à des caractères naturels de la région et à certains types d'activités humaines dont l'influence se manifeste surtout à l'échelle locale mais peut également exercer des pressions plus ou moins fortes sur l'environnement à des distances considérables des sources d'émission.

De ce contexte se dégagent donc trois recommandations générales:

- *Perfectionner et mettre en oeuvre la stratégie régionale d'intervention sous la responsabilité d'un comité doté de structures lui permettant une action globale.*
- *S'assurer de déborder rapidement le cadre régional dans l'intervention sur le problème du mercure.*
- *Elaborer une perception globale du problème des substances toxiques au Québec.*

CHAPITRE 6

BIBLIOGRAPHIE

6. BIBLIOGRAPHIE

ANONYME. (1971).

Biological methylation of Mercury can Occur by many Routes, says Biochemist Wood. Chemistry and Engineering, July 5, 24-25.

ANONYME. (1975).

Les micropolluants minéraux dans les eaux superficielles continentales. No 1 Le mercure. Synthèse bibliographique effectuée avec le concours du Bureau National de l'information scientifique et technique.

BARBEAU, A. et al. (1976).

Mission Matagami 1975. Rapport préliminaire. Comité d'étude et d'intervention sur le mercure au Québec. Janv. 1976.

BUFFA, L. (1973).

Mercury Losses from Chlor Alkali Plants - The Canadian Experience. Environmental Protection Service, Ottawa.

BIGGS, R. B., MILLER, J.C., OTLEY, M.J. et SHIELDS, C.L. (1973).

Trace Metals in Several Delaware Watersheds. Final report University of Delaware & Water Resources Center Newark, Delaware.

BISOGLI, J.J. et LAWRENCE, A.W. (1975).

Kinetics of Mercury Methylation in Aerobic and Anaerobic Aquatic Environments. J. Water Pollut. Control. Fed. 47(1): 135-152.

BYRNE, A.R. et KOSTA, L. (1970).

Studies on the Distribution and Uptake of Mercury in the Area of the Mercury Mine at Ikrija, Slovenia (Yugoslavia). Vestnik SKD 17,5.

CHESTER, R., GARDNER, D., RILEY, J.P. et STONER, J. (1973).

Mercury in some Surface Waters of the World Ocean. Marine Pollution Bulletin 4(2): 28-29.

CLARKSON, T.W. et al. (1972).

Biological Effects of Mercury Compounds Discussion Paper. Ann Arbor Science Pub. Inc. Ann Arbor, Michigan.

DALL, AGLIO, M. (1968).

The Abundance of Mercury in 300 Natural Water Samples from Tuscany and Latium. Origine and Distribution of the Elements. L.H. Ahrens, Ed. Pergamon Press.

D'ITRI, F.M. (1973).

Sources of Mercury in the Environment. Environmental Mercury Contamination. R. Hartung et R.D. Dinman Ed. Ann Arbor Science Publ. Inc.

DORR, J.U.N. et DOSAVI, F.I. (1950).

Cyanidation and Contamination of Gold and Silver Ores. McGraw-Hill, Toronto, 511 pages.

ENVIRONNEMENT CANADA. (1973).

Service de l'environnement atmosphérique, Downsview (Ont.) Environnement Canada, Tome II.

- FAGERSTROM, T. et JERNETOV, A. (1972).
Some Aspects of the Quantitative Ecology of Mercury. Water Research 6, 1193-1202.
- FERLAND, M. et GAGNON, R.M. (1967).
Climat du Québec méridional. Service de la Météorologie M.P. 13, Québec, Ministère des Richesses naturelles, 1967.
- FERLAND, M. et GAGNON, R.M. (1967).
Climat du Québec septentrional. Service de la Météorologie M.P. 13, Québec, Ministère des Richesses naturelles, 1967.
- FLEISCHER, M. (1976).
Summary of the Litterature in the Inorganic geochemistry of Mercury. Mercury in the Environment. USGS Professional Paper 713. USA Government printing Office, Washington.
- FRIBERG, L. et VOSTAL, J. Ed. (1972).
Mercury in the Environment. CRC Press The Chemical Rubber Co., Cleveland, Ohio.
- GAVIS, J. et FERGUSON, J.F. (1972).
The Cycling of Mercury through the Environment. Water Research, 6, 989-1008.
- GREEN, J. (1959).
Geochemical table of the Element for 1959. Geol. Soc. Americana Bulletin, 70(9): 1127-1183.
- GURBA, J.B. (1971).
Use of Mercury in Canadian Agriculture. Mercury Man's Environment. Proc. Roy. Soc. Can. Symp., February 15 to 16, 44.
- HANNERZ, L. (1969).
Experimental Investigations on the Accumulation of Mercury in Water Organisms. Rep. Inst. Freshwater Res., Swedon, 48, 120.
- HEM, J.D. (1970).
Chemical Behavior of Mercury in Aqueous Media. Mercury in the Environment. USGS Paper 713, US Government Printing Office, Washington.
- HOUDE, A. (1974).
Historique des programmes d'observation effectué aux stations de la Baie James. Feuille météorologique, Vol. XIII, No 8, pp. 153-161.
- HOUDE, A. (1976).
Atlas climatique du Québec. Service de météorologie, Québec, Ministère des Richesses naturelles. (en préparation).
- HUTCHINSON, T.C. et WHITBY, L.M. (1974).
Heavy metal Pollution in the Sudbury Mining and Smelting Region of Canada. I. Soil and Vegetation Contamination by Nickel, Copper and other Metals. Environmental Conservation, 1(2): 123-132.
- IRUKAYAMA, K. (1967).
The Pollution of Minamata bay and Minamata Disease. Advanc. Water Pollution Research Proc., 3 end Int. Conj. Munich, Germany, 3, 153.

- JENNE, E.A. (1970).
Atmospheric and Fluvial Transport of Mercury. Mercury in the Environment USGS. Professional Paper 713. US Government Printing Office, Washington.
- JENSENS, S. et JERNELOV, A. (1969).
Biological Methylation of Mercury in aquatic Organisms. Nature, 223, 753.
- JEPSEN, A.F. (1973).
Measurements of Mercury Vapor in the Atmosphere. Trace Elements in the Environment. E.L. Kothny, Ed., Advances in Chemistry Series 123, American Chemical Society, Washington, D.C.
- JERNELOV, A. (1968).
Laboratory Experiments on the Change of Mercury Compounds from one into Another. Vatten, 24(4): 360-362.
- JERNELOV, A. (1969).
Conversion of Mercury compounds. Chemical Fallout Current Research on Persistent Pesticide., M.W. Millers et 6.6 Berg. Ed., Charles C. Thomas Publication Springfield.
- JERNELOV, A. (1972).
Factors in the Transformation of Mercury to Methyl-mercury. Environment Mercury Contamination., R. Hartung et B.D. Dinhan Ed., Ann Arbor Science Publication.
- KELLOGG, W. et al. (1971).
Remote measurements of Pollution. ASA, N72-18 324/SP-285, Langly Research Center.
- KLEIN, D.H. (1972).
Some Estimates of Natural Levels of Mercury in the Environment. Environmental Mercury contamination. R. Hartung et B.D. Dinmau Ed., Ann Arbor Science Publishers Inc.
- KOSTAL, V., ZELENKO, P., STEGNAR, V., RAVNIK, M., DERMELS, M. et BYRNE, A.R. (1972).
Fate and Significance of Mercury Residues in an Agricultural Ecosystem. Joint Fao / IAEA Research Coordination Meeting, Euratom Centro, ISPR, Italy, IAEA-PL-512/30, 87-102.
- KOTHNY, E.L. (1973).
The three Phase Equilibrium of Mercury in Nature. Trace Elements in the Environment. E.L. Kothny, Ed., Advances in Chemistry, Series 123, American Chemical Society, Washington, D.C.
- LACHANCE, M. et SASSEVILLE, J.L. (1976).
Apports en substances nutritives par les précipitations sur le bassin de la Yamaska. Rapport scientifique, INRS-Eau, Sous presse.
- LATHEY, J.E. et al. (1960).
Atlas of 500 mb winds Characteristics for the Northern Hemisphere. Air Force Cambridge Research Laboratory.
- LAHEY, J.E. et al. (1960).
Atlas of 300 mb winds Characteristics for the Northern Hemisphere. Air Force, Cambridge Research Laboratory.

- LALONDE, J.P. (1976).
Communication personnelle.
- LAPP. (1976).
The Role of Remote sensing in the Monitoring of water and Effluent Quality.
Pour le compte du Ministère de la Santé et du Bien être du Canada,)SS-4-0358.
- LECLERC, M. et SASSEVILLE, J.L. (1976).
Rationalisation des interventions sur le système aquatique. Partie II, Niveau tactique, Eau du Québec, Avril 1976, 9(2), 37-43.
- LINDBERG, S.E., ANDREN, A.W. et HARRISS, R.C. (1973).
Geochemistry of Mercury in the Estuarine Environment. Le Gronin "Estuarine Research" "Chemistry, Biology and the Estuarine System"., 2nd int. conj. Myrthel Beach. S.C. (Oct. 1973), Academic Press #ISBN 0-12-1075-01-0.
- LORING, D.H. (1975).
Mercury in the Sediment of the Gulf of St-Lawrence. Can J. Earth Sci. 12, 1212-1237.
- LU, F.C. (1973).
Who's Food Safety Programs and the Problem of Mercury as Food Contaminant. EQS Environmental Quality and Safety. Ed. F. Coulstar et F. Korte, Global Aspects of Chemistry, Toxicology and Technology as Applied to the Environment., Vol II, Georg Thieme Publishers, Stuttgart Academic Press Inc., New-York.
- MAC KONE, C.E., YOUNG, R.G. et BACHE, C.A. (1972).
Mercury Inhibition on Lipid Biosynthesis in Freshwater Algae. Environmental Science and Technology. 158-160.
- MCCARTHY, J.G., MEUSCHKE, J.L., FISKLIN, W.H. et LEARNED, R.E. (1970).
Mercury in the Atmosphere. Mercury in the Environment, USGS Professional Paper 713, USA Government Printing Office, Washington.
- MAC LATCHY, J.E. et JONASSON, I.R. (1974).
The Relation between Mercury Occurrence and Mining Activity in the Nottaway and Rupert River Bassins of Northwestern Quebec. Geological Survey of Canada, GSC Paper 74-56.
- MAC NEILL, J.W. (1971).
Environmental Management. Prepared for the Government of Canada. Information Canada.
- NELSON, N. et al. (1970).
Hazards of Mercury. Special Report to the Secretarys Pesticide Advisory Committee, Department of Health, Education and Welfare. Study Group and Mercury Hazards. Environmental Research 4, 1-69.
- PIER, S.M. (1975).
The Role of Heavy Metals in Human Health. Texas Reports in Biology and Medecine. 33(1): 85-106.
- RAMEL, C. (1974).
The Mercury Problem a Trigger for Environmental Pollution Control. Mutation Research 26: 341-348.

- ROBERTSON, D.E., RANCITELLI, L.A., LANGFORD, J.C. et PERKINS, R.W. (1972).
Northwest Contribution to the IDOE Baseline Study. Baseline Studies of Marine Environment, Brookhaven National Laboratory.
- SASSEVILLE, J.L. et al. (1976). Perception biologique du milieu aquatique. Processus de régulation de la qualité de l'eau dans un bassin. Sasseville J.L., H. St-Martin et M. Cantin Ed. Rapport scientifique INRS-Eau et MRN, Sous presse.
- SASSEVILLE, J.L. et LECLERC, M. (1976).
Rationalisation des interventions sur le système aquatique. Partie I: l'approche stratégique. Eau du Québec, Février 1976, 9(1), 7-21.
- SHACKLETTE, H.T. (1970).
Mercury Content of Plants. Mercury in the Environment. USGS Professional Paper 713. USA Government Printing Office, Washington.
- SHAN-CHING T., BOUSH, G.M. et MATSUMURA, F. (1975).
Importance of Water pH in Accumulation of Inorganic Mercury in Fish. Bulletin of Env. Contamination and Toxicology, 13(2): 188-193.
- SPURGEON, D. (1976).
Mercury Poisoning in Ontario. Nature 260: 576.
- STOCK, A. et CUCUEL, C.F. (1934).
Die Verbreitung des Quecksilbers: Natur-wisseeus chapten, 22 (22/24): 390-393.
- THOMAS, R.L., McMILLAN, R.K., LOWE, W.E. et SLY, P.G. (1975).
Preliminary Report on a 1975 Survey in the Distribution of Mercury in the Sediments of the Bell River System, N.W. Quebec, Between Lake Quévillon and Lake Matagami, Process Research Division, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario (Nov. 1975).
- USGS. (1970).
Mercury in the Environment. Geological Survey Professional Paper 713, USA Government Printing Office, Washington.
- VILLENEUVE, G.O. (1967).
Sommaire climatique d'Amos. Service de Météorologie M.P. 12, Québec, Ministère des Richesses Naturelles.
- WEISS, H.J. et KOIDE, M. (1971).
Mercury in Greenland Ice Sheet. Evidence of Recent input by Man. Science 174: 692-694.
- WERSHAW, R.L. (1970).
Sources and Behavior of Mercury in Surface Waters. Mercury in the Environment, USGS Professional Paper 713. US Government Printing Office, Washington.
- WILSON, C.V. (1973).
Le climat du Québec. 2e partie: Mise en application des renseignements climatologiques, Services de l'environnement atmosphérique, Ottawa, Environnement Canada.

WILSON, C.V. (1971).

Le climat du Québec. Tome I, steps climatiques, service de météorologie du Canada, Toronto, Ministère des Transports.

WINMILL, A.E. (1972).

Enquête scientifique relative à la provenance et à la distribution du mercure dans l'environnement du Nord-Ouest québécois. Environnement Canada, Direction de la protection écologique.

APPENDICE

APPENDICE

Etablissements miniers au Nord-Ouest québécois

No	Nom de la mine	Type de Gisement	Tonnage de minerai extrait	Teneur approx. du minerai	Traitement du minerai d'or	Date d'opération		Nom de l'exploitant
						De	A	
1	New Hoscoe	Sulfures	1,905,000	1.88% Cu, .15 oz./t Ag 1.61% Zn		1964	1970	New Hoscoe et Noranda Mines Ltd.
2	Norita	Sulfures		.64% Cu, 7.29% Zn .70 oz./t Ag		1975	Orchan Mines Ltd.
3	Lac Garon	Sulfures	300,000	3.42% Zn, 1.73% Cu		1972	1975	Orchan Mines Ltd.
4	Matagami	Sulfures	16,724,000	10.1% Zn, .014 oz./t Au .62% Cu, .96 oz./t Ag		1963	Matagami Lake Mines Ltd.
5	Orchan	Sulfures	4,193,000	10.76% Zn, 1.26 oz./t Ag 1.12% Cu, .007 oz./t Au		1963	Orchan Mines Ltd.
6	Bell Allard	Sulfures	258,000	9.31% Zn, 1.13% Cu		1968	1970	Orchan Mines Ltd.
7	Eagle	Or	408,000	.246 oz./t Au	CN	1974	Agnico Eagle Mines Ltd.
8	Joutel	Sulfures	1,603,000	9.62% Zn, 2.17% Cu		1967	1975	Kerr Addison Mines Ltd.
9	Poirier	Sulfures	5,773,000	1.96% Cu, .136 oz./t Ag		1966	1975	Rio Algom Ltd.
10	Normétal	Sulfures	10,814,000	2.52% Cu, 1.92 oz./t Ag 6.36% Zn, .025 oz./t Au		1937	1975	Kerr Addison Mines Ltd.
11	Duvan	Sulfures	111,500	2.5% Cu		1960	1960	Duvan Copper Co. Ltd.
12	Lyndhurst	Sulfures	156,000	1.85% Cu, .371 oz./t Ag		1956	1957	Lyndhurst Mining Corp.
13	Beattie	Or	10,634,000	.117 oz./t Au, .029 oz./t Ag	CN	1933	1956	Beattie Duquesne Mines Ltd.
14	Duquesne	Or	90,166	.36 oz./t Au	Expédié à la Beattie	1947	1952	Consolidated Duquesne Mining Co.
15	Vauze	Sulfures	385,000	3.10% Cu, .136 oz./t Ag 1.44% Zn, .237 oz./t Au		1961	1965	Vauze Mine Ltd.
16	Lake Dufault	Sulfures	3,906,000	2.98% Cu, 1.4 oz./t Ag 5.19% Zn, .4 oz./t Cd .023 oz./t Au		1964	1975	Lake Dufault Mines Ltd.
17-18	Waite-Ammulet	Sulfures	9,659,000	4.69% Cu, 4.62% Zn .04 oz./t Au, 1.16 oz./t Ag		1928	1968	Waite-Ammulet Mines Ltd.
19	Quésabe	Or	98,200	.308 oz./t Au, .13 oz./t Ag	Expédié à la Noranda	1949	1952	Sunburst Exploration Ltd
20	Inmont	Sulfures	1,500	6.5% Cu, .240 oz./t Au .5 oz./t Ag				Inmont Copper Mines Ltd.
21	Eldrich	Or	718,000	.144 oz./t Au	Expédié à la Noranda	1956	1962	Eldrich Mines Ltd.

No	Nom de la mine	Type de Gisement	Tonnage de minerai extrait	Teneur approx. du minerai	Traitement du minerai d'or	Date d'opération		Nom de l'exploitant
						De	A	
22	Halliwell	Or	718,000	.144 oz./t Au	Expédié à la Noranda	1938	1938	Halliwell Gold Mines Ltd.
23	Francoeur	Or	582,000	.182 oz./t Au, .016 oz./t Ag	CN	1938	1947	Wasamac Mines Ltd.
24	V Bloc H	Or	530,000		CN	1935	1942	Arntfield Gold Ltd.
25	Aldermac	Sulfures	2,092,000	1.65% Cu		1933	1943	Aldermac Copper Corp.
26	Wasamac	Or	437,000	.148 oz./t Au	CN	1954	1971	Wasamac Mines Ltd. (Wright-Hargreaves Mines Ltd.)
27	Elder	Or	2,079,000	.155 oz./t Au	Expédié à la Noranda	1944	1966	Pell Elder Ltd.
28	Amulet	Sulfures	280,000	3.4% Cu, 8.6% Zn, .015% Au, 1.35% Ag				Waite Amulet Mines Ltd.
29	West MacDonald	Sulfures	1,045,000	.13% Cu, 3.45% Zn, .05 oz./t Ag		1955	1959	Brynnor Mines Ltd. (Noranda)
30	Millenbach	Sulfures	1,678,000	4.11% Cu, 1.11 oz./t Ag 5.55% Zn, .032 oz./t Au		1971	Falconbridge Mines Ltd.
31	Joliet	Sulfures	1,530,000	1.05% Cu		1949	1974	Joliet Québec Mines Ltd.
32	Anglo	Or	146,000	.250 oz./t Au, .138 oz./t Ag	Expédié à la Powell	1948	1951	Anglo-Rouyn Mines Ltd.
33	New Marlor	Or	108,000	.179 oz./t Au	CN	1947	1950	New Marlon Gold Mines Ltd.
34	Powell	Or	2,993,000	.129 oz./t Au	Expédié à la Noranda	1937	1956	Powell Rouyn Gold Mines Ltd.
35	Quemont	Sulfures	15,349,000	1.31% Cu, .90 oz./t Ag, 2.38% Zn, .16 oz./t Au		1949	1971	Quemont Mining Corp. Ltd
36	Eldona	Sulfures	624,000	8.78% Zn, .11 oz./t Au 2.09 oz./t Ag		1951	1971	Delbridge Mines Ltd.
37	Donalda	Or	695,000	.168 oz./t Au, .173 oz./t Ag	Expédié à la Powell	1948	1958	Donalda Mines Ltd.
38	Horne	Sulfures	51,915,000	2.21% Cu, .17 oz./t Au .56 oz./t Ag		1927	1976	Noranda Mines Ltd.
39	Stadacona	Or	3,023,420	.152 oz./t Au, .004 oz./t Ag	CN	1936	1958	Stadacona Mines Ltd.
*39	Senator	Or	1,838,000	.137 oz./t Au .033 oz./t Ag	CN	1940	1955	New Senator Rouyn Ltd.

No	Nom de la mine	Type de Gisement	Tonnage de minerai extrait	Teneur approx. du minerai	Traitement du minerai d'or	Date d'opération		Nom de l'exploitant
						De	A	
40	Granada	Or	182,000	.316 oz./t Au, .05 oz./t Ag	Gravité et CN-Hg sur une partie seulement	1930	1935	Granada Gold Mines Ltd.
41	McWatters	Or	357,000	.327 oz./t Au, .042 oz./t Ag	CN-Hg (1938) CN 1941	1934	1944	McWatters Gold Mine Ltd
42	New Rouyn	Or	32,233	.116 oz./t Au	Expédié à la Noranda	1948	1949	Merger Mines Ltd.
43	Héva	Or	30,986	.211 oz./t Au, .308 oz./t Ag	Expédié	1951	1952	Héva Gold Mines Ltd.
44	Hoscoe	Or	50,767	.18 oz./t Au	Expédié à la Mc Watters pour CN-Hg en 1948 puis à la Noranda	1948	1949	Hoscoe Gold Mines Ltd
45	Mic Mac	Or	797,558	.120 oz./t Au, .0032 oz./t Ag, .280% Cu		1942	1947	New Mic Mac Mines
46	Mooshla	Or	5,127	.67 oz./t Au	Expéié	1939	1940	Mooshla Gold Mines Corp. Ltd.
47	Preissac Moly	Molybdène	569,103	.25% MoS ₂ , .03% Bi		1963	1967	Preissac Molydenite Mines Ltd.
48	Cadillac Moly	Molybdène	2,000,000	.24% MoS ₂ , .033% Bi		1965	1970	Anglo American
49	Wood	Or	179,000	.163 oz./t Au, .020 oz./t Ag	CN	1939	1942	Wood Cadillac Mines Ltd
50	Thompson	Or	175,000	.350 oz./t Au	Hg	1936	1939	Thompson Cadillac Mines Ltd.
51	O'Brian	Or	1,268,000	.464 oz./t Au	CN-Hg	1935	1956	O'Brian Gold Mine Ltd.
52	Consolidated central	Or	377,489	.169 oz./t Au	CN	1939	1943	Consolidated Central Cadillac Mines Ltd.
53-54	Pandora	Or	122,000	.143 oz./t Au	CN-Hg	1940	1942	Pandora Cadillac Gold Mine Ltd.
55	Lapa	Or	404,000	.152 oz./t Au	CN-Hg	1939	1943	Zulapa Mining Corp. Ltd
56	West Malartic	Or	309,000	.12 oz./t Au, .006 oz./t Ag	CN	1942	1946	West Malartic Mines Ltd
57	Marbridge	Nickel	775,000	2.27% Ni		1962	1968	Falconbridge Ltd.
58	Molybdenite	Molybdène	364,000	.7% Mo		1923*	1971*	Molybdenite Corp. of Canada

No.	Nom de la mine	Type de Gisement	Tonnage de minerai extrait	Teneur approx. du minerai	Traitement du minerai d'or	Date d'opération		Nom de l'exploitant
						De	A	
59	Québec Lithium	Lithium	989,000	1.34% Li O ₂		1956	1964	Québec Lithium Corp. Ltd.
60	Barvue	Sulfures	5,627,000	2.96% Zn, 1.11 oz./t Ag		1952	1957	Québec Manitou Barvue
61	Canadian Bolduc	Amiante	374,000			1974	Canadian Johns Manville
62	Canadian Malartic Or		10,947,000	.110 oz./t Au, .072 oz./t Ag	CN	1935	1965	Canadian Malartic Gold Mines Ltd.
63-64	Barnat	Or	9,319,000	.138 oz./t Au, .034 oz./t Ag	CN	1938	1970	Barnat Gold Mines Ltd.
65	East Malartic	Or	17,609,000	.164 oz./t Au, .04 oz./t Ag	CN	1938	East Malartic Gold Ltd.
66	Camflo	Or	3,890,000	.252 oz./t Au, .038 oz./t Ag	CN	1965	Camflo Mines Ltd.
67	Malartic High-grade	Or	31,238	.562 oz./t Au, .018 oz./t Ag	Expédié	1962	1963	Malartic Highgrade Gold Mines Ltd.
68	Norlartic	Or	1,139,000	.134 oz./t Au, .013 oz./t Ag	Expédié à la Malartic Goldfields	1959	1966	Wilroy Mines Ltd.
69	Marban	Or	2,186,000	.160 oz./t Au, .018 oz./t Ag	Expédié à la Malartic Goldfields	1961	1974	Malartic Goldfields Ltd.
70-71	Malartic Gold-fields	Or	9,874,000	.171 oz./t Au, .009 oz./t Ag	CN	1939	1965	Malartic Goldfields Ltd.
72	Siscoe	Or	3,338,000	.286 oz./t Au, .002 oz./t Ag	CH-Hg	1929	1949	Siscoe Gold Mines Ltd.
73	Shawkey	Or	138,000	.195 oz./t Au, .003 oz./t Ag	CH-Hg	1936	1939	Shawkey Gold Mining Ltd.
74	Mine Ecole	Or	14,594	.267 oz./t Au, .081 oz./t Ag	Expédié	1940	1942	Gouvernement du Québec
75	Goldex	Or	21,000	.080 oz./t Au	Expédié	1963	1963	Goldex Mines Ltd.
76	Sullivan	Or	5,020,000	.231 oz./t Au, .07 oz./t Ag	CN-Hg (1941) CN (1945)	1934	1967	Sullivan Consolidated Mines Ltd.
77	Greene Stabell	Or	72,000	.230 oz./t Au, .776 oz./t Ag	Hg	1933	1937	Groupe Minier Sullivan
78	Sigma	Or	15,774,000	.184 oz./t Au, .048 oz./t Ag	CN	1937	Dome Mines Ltd.

No.	Nom de la mine	Type de Gisement	Tonnage de minerai extrait	Teneur approx. du minerai	Traitement du minerai d'or	Date d'opération		Nom de l'exploitant
						De	A	
79	Lamaque	Or	22,146,000	.195 oz./t Au, .035 oz./t Ag	CN	1935	Teck Corporation
80	Sullico	Sulfures	16,482,000	1.04% Cu, .708% Zn		1949	1967	East Sullivan Mines Ltd.
81	Manitou Barvue	Sulfures	7,937,000	4.67% Zn, .044 oz./t Au, .45% Pb, 3.67 oz./t Ag .90% Cu		1942	Manitou Barvue Mines Ltd.
82	Louvicourt Gold-fields	Or	264,000	.132 oz./t Au, .042 oz./t Au	CN	1947	1949	Louvicourt Goldfields Corp.
83	Akasaba	Or	289,000	.151 oz./t Au, .043 oz./t Ag	CN	1960	1963	Akasaba Gold Mines Ltd.
84	Dunraine	Sulfures	284,768	1.5% Cu, 061 oz./t Au, .122 oz./t Ag		1956	1958	Dunraine Mines Ltd.
86	Courvan	Or	457,000	.174 oz./t Au, .020 oz./t Ag	1932-Hg 1938-CN	1932	1942	Courvan Mining Corp. Ltd.
87	Louvem	Sulfures	1,500,000	2% Cu, 8% Zn		1969	SOQUEM
88	Perron	Or	1,776,000	.252 oz./t Au	1935-Hg 1938-CN	1933	1955	Perron Gold Mines Ltd.
89	Bevcon	Or	3,293,227	.135 oz./t Au, .057 oz./t Ag	CN	1947	1965	Bevcon Mining Ltd.
90	Chimo	Or	145,000	.425 oz./t Au		1966	1967	Chimo Gold Mines Ltd.
91	Lake Rose	Or	5,374	.63 oz./t Au	CN-Hg	1938	1939	Prospectors Airways
92	Chesbar	Fer				1970	1972	Chesbar Iron Powder L.
93	Coniagas	Sulfures	718,000	10.08% Zn, 1.09% Pb 5.31 oz./t Ag		1961	1967	Coniagas Mines Ltd.
94	Springer	Sulfures	9,243,000	3.0% Cu, .026 oz./t Au .430 oz./t Ag		1954	Falconbridge Copper Mines Ltd.
95	Robitaille	Sulfures	414,000	2.04% Cu, .015 oz./t Au .327 oz./t Ag		1969	1972	Falconbridge Copper Mines Ltd.
96	Perry	Sulfures	5,431,000	2.50% Cu, .019 oz./t Au .390 oz./t Ag		1966	Falconbridge Copper Mines Ltd.
97	Chibex	Or	846,000	.48% Cu, .20 oz./t Au .142 oz./t Ag		1956	1960	Macon Lead Mines Ltd.
98	Obalski	Sulfures	86,573	1.38% Cu, .069 oz./t Au .222 oz./t Ag		1964	1966	United Obalski Co. Ltd.

No.	Nom de la mine	Type de Gisement	Tonnage de minerai extrait	Teneur approx. du minerai	Traitement du minerai d'or	Date d'opération		Nom de l'exploitant
						De	A	
99	Kokko Creek	Sulfures	746,000	1.5% Cu		1960	Campbell Chibougamau Mines Ltd.
100	Merrill Island	Sulfures	2,370,000	2.32% Cu, .018 oz./t Au .554 oz./t Ag		1958	Campbell Chibougamau Mines Ltd.
100	Chib Kayrand	Sulfures	53,000	1.04% Cu, .024 oz./t Au .573 oz./t Ag		1963	Campbell Chibougamau Mines Ltd.
100	Original Mine	Sulfures	5,482,000	1.5% Cu, .035 oz./t Au .382 oz./t Ag		1955	Campbell Chibougamau Mines Ltd.
101	Chibougamau Goldfields	Sulfures	237,000	1.78% Cu, .089 oz./t Au		1962	1975	Quebec Chibougamau Goldfields Ltd.
102	Caedar Bay	Sulfures	3,289,000			1958	Campbell Chibougamau Mines Ltd.
103	Copper Cliff	Sulfures	952,000	1.52% Cu, .03 oz./t Au, .19 oz./t Ag		1969	The Patino Mining Ltd.
104	Norbeau	Or	419,000	.393 oz./t Au, .05 oz./t Ag	CN	1964	1969	Norbeau Mines Québec Ltée.
105	Bouzan	Sulfures	332,000	2.07% Cu, .046 oz./t Au, .19 oz./t Ag		1962	1962	The Patino Mining Corp et Kerr Addison Mines Ltd.
105	Copper Rand	Sulfures	6,000,000	2.17% Cu, .043 oz./t Au, .22 oz./t Ag		1960	The Patino Mining Corp.
106	Jaculet	Sulfures	1,179,000	2.06% Cu, .226 oz./t Ag, .02 oz./t Au		1960	1971	The Patino Mining Corp.
107	Bruneau	Sulfures	69,325	1.52% Cu, .02 oz./t Au, .44 oz./t Ag		1966	1968	Bruneau Mines Ltd.
108	Henderson	Sulfures	6,415,000	2.24% Cu, .041 oz./t Au, .222 oz./t Ag		1960	Campbell Chibougamau Mines Ltd.
109	Portage	Sulfures	2,585,000	2.41% Cu, .109 oz./t Au, .263 oz./t Ag		1960	The Patino Mining Corp.
110	Grandroy	Sulfures	290,000	1.18% Cu, .018 oz./t Au, .011 oz./t Ag		1967	Grandroy Mines Ltd.
111	Lemoine	Sulfures	6,000	4.5% Cu, 10.8% Zn, 2.71 oz./t Ag, .138 oz./t Au		1975	Patino Mining (Québec) Ltd.
112	Icon Sullivan	Sulfures	1,670,000	3.08% Cu		1968	1975	Icon Syndicate

ANNEXE

ANNEXE

SOMMAIRE DES DONNEES EXISTANTES SUR LE MERCURE AU NORD-OUEST QUEBECOIS:

Concentrations de mercure dans diverses
composantes du milieu

TABLE DES MATIERES

	Page
I. Sol - Humus.....	245
II. Végétation terrestre.....	251
III. Atmosphère.....	257
IV. Eau.....	263
V. Sédiments.....	271
VI. Plantes aquatiques, plancton, mollusques, insectes aquatiques	287
VII. Poissons.....	299
VIII. Oiseaux aquatiques et gibier à poil.....	309
IX. Localisation des sites.....	317
X. Bibliographie.....	327

SOL ET HUMUS

SECTION I

SECTION I: CONCENTRATIONS DE MERCURE DANS L'HUMUS.

TABLEAU 1.1:	Concentrations de mercure dans l'humus (en surface et en profondeur) sous couvert de bouleaux.....	248
TABLEAU 1.2:	Concentrations de mercure dans l'humus (en surface et en profondeur) sous couvert d'épinettes.....	249
Méthodes	250

TABLEAU 1.1: Concentrations de mercure dans l'humus sous couvert de bouleaux - exprimées en ppm de poids frais (ref. 12).

Site	Humus en surface	Humus en profondeur
<u>LACS</u>		
Chibougamau	.115	.030
"	.090	.020
Evans	.020	.050
Goeland	.005	.045
"	.030	
Ma tagami	.040	.010
"	.055	.020
Mistassini	.070	.075
"	.000	.000
Pusticamica	.055	.030
"	.055	.050
Quevillon	.100	.020
"	.030	.040
"	.025	.025
Waswanipi	.070	.030
<u>RIVIERE</u>		
Bell	.030	.010
"	.025	.010
"	.030	.040
"	.100	.020

* Pour un même lac ou pour une même rivière, les sites d'échantillonnage sont inscrits d'aval en amont.

** A cause de variations importantes d'humidité d'un échantillon à l'autre, l'expression des résultats sur une base de poids frais empêche toute comparaison entre les échantillons. Ces valeurs ne sont retenues qu'à titre indicateur.

TABLEAU 1.2: Concentrations de mercure dans l'humus sous couvert d'épinettes - exprimées en ppm de poids sec (ref. 12).

Site	Humus en surface	Humus en profondeur
<u>LACS</u>		
Chibougamau	.115	.040
"	.070	.050
Evans	.024	.040
Goeland	.050	.060
"	.030	
Matagami	.020	.010
"	.070	.000
Mistassini	.080	.020
"	.065	.000
Pusticamica	.060	.040
"	.070	.060
Quévillon	.045	.040
"	.060	.060
"	.015	.045
Waswanipi	.140	.030
<u>RIVIERE</u>		
Bell	.020	.005
"	.010	.025
"	.050	.090
"	.050	.060

* Pour un même lac ou pour une même rivière, les sites d'échantillonnage sont inscrits d'aval en amont.

** A cause de variations importantes d'humidité d'un échantillon à l'autre, l'expression des résultats sur une base de poids frais empêche toute comparaison entre les échantillons. Ces valeurs ne sont retenues qu'à titre indicateur.

METHODES

L'échantillonnage

Humus en surface: on a prélevé une couche d'environ deux (2) pouces de l'humus le plus récent à la surface.

Humus en profondeur: on a prélevé une couche d'environ deux (2) pouces de l'humus le plus ancien au fond de la couche d'humus.

Les échantillons furent emballés dans des sacs de polyéthylène et expédié à l'état frais pour analyse aux laboratoires des Services de Protection de l'environnement à Montréal.

L'analyse

Les analyses ont été effectuées selon la méthode décrite dans la revue Atomic News letter, Vol, 12 no 5. 1973 intitulée Determination of Mercury after room temperature digestion by flameless Atomic Absorption.

SECTION II

VEGETATION TERRESTRE

SECTION II: CONCENTRATIONS DE MERCURE DANS LA VEGETATION TERRESTRE

TABEAU 2.1:	Concentrations de mercure dans le bouleau (feuillage, écorce et tronc).....	254
TABEAU 2.2:	Concentrations de mercure dans l'épinette (feuillage, écorce et tronc).....	255
Méthodes	256

TABLEAU 2.1: Concentrations de mercure dans le bouleau au nord-ouest québécois - exprimées en ppm de poids frais (ref. 12).

Site	feuillage			écorce			tronc		
	haut	centre	bas	haut	centre	bas	haut	centre	bas
<u>LACS</u>									
Chibougamau				.020	.020	.040	.010	.010	.005
"		.020		.020	.020	.010	.005	.010	.010
Evans	.080	.020	.010	.010	.010	.005	.010	.005	.005
Goeland	.020	.005		.005	.005	.005	.000	.000	.000
"	.010	.010		.020	.030	.010	.010	.010	.010
Matagami	.010	.020		.010	.020	.010	.010	.010	.005
"	.015	.020		.030	.030	.050	.010	.005	.020
Mistassini				.005	.010	.005	.005	.010	.005
Parent	.040	.030	.020	.000	.000	.000	.000	.000	.000
"	.030	.030	.030	.000	.005	.005	.000	.000	.000
Pusticamica	.030	.030		.020	.010	.010	.010	.020	.005
"	.040	.040		.030	.030	.030	.050	.050	.050
Quevillon	.240	.180	.260	.040	.005	.030	.020	.005	.010
"	.070	.085	.050	.050	.025	.020	.010	.010	.010
"	.010	.030	.030	.000	.000	.000	.000	.005	.000
"	.010	.010	.040	.005	.005	.000	.005	.005	.000
"	.030	.050	.030	.005	.020	.000	.010	.005	.000
Wasiwanipi				.020	.020	.020	.010	.010	.010
"	.005	.000		.005	.010	.000	.005	.005	.000
<u>RIVIERE</u>									
Bell	.030	.020	.040	.010	.030	.030	.005	.010	.010
"	.010	.020	.020	.010	.005	.005	.005	.000	.005
"	.050	.020	.010	.010	.010	.005	.005	.005	.020
"	.030	.030	.050	.020	.005	.010	.010	.005	.005
"	.040	.020		.030	.010	.010	.010		.005

* Pour un même lac ou même rivière, les sites d'échantillonnage sont inscrits d'aval en amont.

TABLEAU 2.2: Concentrations de mercure dans l'épinette au nord-ouest québécois - exprimées en ppm de poids frais (ref. 12).

Site	feuillage			écorce			tronc		
	haut	centre	bas	haut	centre	bas	haut	centre	bas
<u>LACS</u>									
Chibougamau	.010	.010		.220	.470	.190	.005	.010	.020
"	.020	.050		.070	.110	.050	.020	.020	.010
Evans	.020	.010	.020		.010	.010		.005	.005
Goeland	.020	.010		.050	.080	.070	.010	.010	.010
"	.010	.020		.070	.080	.100	.010	.010	.010
Matagami	.010	.020		.160	.120	.150	.020	.010	.020
Mistassini	.020	.020		.010	.050	.055	.005	.005	.005
"	.005	.040		.080	.010	.110	.010	.000	.010
"	.005	.010	.040	.020	.050		.005	.010	.005
Parent	.005	.005	.010	.010	.010	.020	.000	.000	.000
"	.010	.010	.010	.030	.050	.040	.005	.010	.005
Pusticamica	.040	.050		.030	.060	.060	.000	.010	.005
"	.030	.040		.070	.170	.090	.020	.020	.030
Quevillon	.030	.045		.055	.155	.005	.010	.010	.005
"	.040	.040		.175	.070	.055	.005	.005	.010
"	.010	.020	.030	.010	.005	.005	.020	.005	.010
"	.010	.005	.010	.005	.000	.000	.005	.000	.000
"	.060	.030	.040	.010	.005	.005	.000	.005	.000
Waswanipi	.005	.005		.060	.020	.105	.005	.020	.010
"	.030	.030		.110	.110	.120	.010	.010	.010
<u>RIVIERE</u>									
Bell	.005	.005		.005	.005	.005	.000	.000	.000
"	.010	.010	.030	.010	.050	.005	.020	.005	.005
"	.005	.005	.010	.005	.010	.010	.000	.000	.010
"	.050	.070	.040	.020	.000	.050	.020	.020	.020
"	.010			.110	.040	.140	.005	.005	.010

* Pour un même lac ou une même rivière, les sites d'échantillonnage sont inscrits d'aval en amont.

METHODES

L'échantillonnage

A chaque site, on a abbatu un arbre entier et on a coupé des sections de troncs de 6' et 8' de longueur, à 2 pieds du sol, 2 pieds de la cime et à égale distance des extrémités.

Le feuillage recueilli provient des branches poussant sur les parties de troncs prises comme échantillons.

Les échantillons ont été expédiés à l'état frais aux laboratoires des Services de protection de l'environnement à Montréal pour analyse.

L'analyse

Les analyses ont été effectuées selon la méthode décrite dans la revue Atomic News Letter, Vol 12, no. 5, 1973, intitulée "Determination of Mercury after room temperature digestion by flameless Atomic Absorption".

SECTION III

ATMOSPHERE

SECTION III: CONCENTRATIONS DE MERCURE DANS L'AIR

TABLEAU 3:	Concentrations de mercure dans l'air.....	260
Méthodes	261

TABLEAU 3: Concentrations de mercure dans l'air au nord-ouest québécois - exprimées en ng/m³

	Référence (8)	Référence (12)
<u>LACS</u>		
Bachelor		384
Cameron		476
Doré		136
Madeleine		188
Pusticamica	n.m.	
Quévillon		368
"		835
"	n.m.	
"	n.m.	
"	n.m.	
"	n.m.	
"	n.m.	
"	n.m.	
"	n.m.	
"	n.m.	
"	n.m.	
"	n.m.	
"	n.m.	
"	n.m.	
"	272	
"	n.m.	
"	489	
"	1415	
"	224	
<u>RIVIERE</u>		
Bell	n.m.	
"	n.m.	
"	n.m.	
"	n.m.	
"	n.m.	
"	n.m.	
"	n.m.	
<u>VILLES</u>		
Noranda		38
Val d'Or	n.m.	

* Chaque concentration rapportée est la moyenne de deux mesures.

** n.m.: non-mesurable la concentration de mercure était plus faible que la limite de sensibilité (40 ng/m³).

METHODES

L'échantillonnage

Les échantillons d'air ont été pris à l'aide d'appareils de marque Casella munis d'absorbants à laine d'argent.

L'analyse

Les analyses ont été effectuées selon la méthode décrite par G.L. Corte, L. Dubois et J.L. Monkman intitulée A reference Method for Mercury in Air publié dans la revue the Science of the Total Environment, 2 (1973), 89 - 96.

SECTION IV

EAU

SECTION IV: CONCENTRATIONS DE MERCURE DANS L'EAU

TABLEAU 4.1:	Concentrations de mercure dans les eaux de surface.....	266
Méthodes	267
TABLEAU 4.2:	Concentrations de mercure dans les solides en suspension dans l'eau de surface	268
Méthodes	269

REMARQUE: Les concentrations de mercure dans les eaux souterraines n'ont pas été incluses dans ce sommaire. Voir le rapport de J.P. Lalonde, intitulé:

Mercure dans les eaux souterraines des
régions habitées du nord-ouest québécois,
(1974-75).

Ministère des Richesses Naturelles

TABLEAU 4.1: Concentrations de mercure dans les eaux de surface au nord-ouest québécois - exprimées en ppb.

Site	réf. 9 (a)	réf. 9 (b)	réf. 12
<u>LACS</u>			
Chibougamau			n.m.
"			n.m.
"	n.m.	n.m.	
Doré	n.m.	.16	
Evans			.05
Goeland			n.m.
"			n.m.
Matagami			n.m.
"			n.m.
Mistassini			n.m.
"			.05
"	n.m.	n.m.	
Obatagama	n.m.	n.m.	
Opémisca	n.m.	.06	
Parent			n.m.
"			n.m.
Pusticamica			n.m.
"			n.m.
Quévillon			.25
"			.40
Waconichi	n.m.	n.m.	
Waswanipi			n.m.
"			n.m.
<u>RIVIERES</u>			
Allard	n.m.	.08	
"	n.m.	.06	
Armitage	n.m.	n.m.	
Bachelor	n.m.	.05	
Bell	n.m.	.08	
"			.10
"			.15
"	n.m.	.09	
"	n.m.	.11	
"	n.m.	.08	
"			n.m.
Boisvert	n.m.	n.m.	
Bourlamaque	n.m.	.09	
Chamouchouane	n.m.	n.m.	
"	n.m.	n.m.	
Chalifour	n.m.	.06	
Chibougamau	n.m.	n.m.	
"	n.m.	.07	
"	n.m.	.08	
Coigny	n.m.	.13	
France	n.m.	n.m.	
Harricana	n.m.	n.m.	
"	n.m.	n.m.	
"	n.m.	.05	
Laflamme	n.m.	.21	
"	n.m.	.08	
"	n.m.	.13	
Lalanne	n.m.	.05	
"	n.m.	.37	
Obagamau	n.m.	n.m.	
Opawica	n.m.	n.m.	
Quévillon	n.m.	n.m.	
"	1.75 (1)	2.40 (1)	
O'Sullivan	n.m.	.05	
"			n.m.
Taschereau	.05	.07	
Waconichi	n.m.	n.m.	
Waswanipi	n.m.	.24	
* n.m.: non-mesurable, la concentration est inférieure à la limite de sensibilité de la méthode (0.5 ppb).			
** Pour un même lac ou pour une même rivière, les sites d'échantillonnage sont inscrits d'aval en amont.			
(1) Affluent de la rivière.			

METHODES

Référence (12)

L'échantillonnage

Deux (2) échantillons d'un litre ont été prélevés à chaque site. On ajoute à chaque échantillon 10 ml d'acide sulfurique.

L'analyse

Les échantillons furent expédiés tels quels pour analyse aux laboratoires du Ministère des Richesses Naturelles à Québec.

Référence (9)

L'échantillonnage

Période: 15-25 septembre 1975

On a utilisé des bouteilles de 500 ml en "Nalgene" préalablement décontaminées à l'acide chlorhydrique. Avant de recueillir l'échantillon final, les bouteilles étaient rincées trois (3) fois avec l'eau à échantillonner.

Comme préservatif, on a ajouté 40 ml de H_2SO_4 concentré et quinze (15) gouttes de $KMnO_4$ (5%) à chaque échantillon.

Les échantillons ont été prélevés en double: une série (a) a été analysée par le M.R.N., une seconde série (b) a été expédiée au Centre Canadien des Eaux Intérieures pour analyse.

L'analyse

- a) Les analyses ont été effectuées aux laboratoires du M.R.N., selon la méthode ES-50-75 environ 8 jours après l'échantillonnage.
- b) Les analyses ont été effectuées au Centre Canadien des Eaux Intérieures par spectrophotométrie d'absorption atomique.

TABLEAU 4.2: Concentrations de mercure dans les solides en suspension dans l'eau au nord-ouest québécois-exprimées en ppb (Base sèche) (ref. 11).	
Site	conc. de mercure
<u>LAC</u>	
Watson	485 (1)
<u>RIVIERES</u>	
Allard	90
Bell	180
"	220
"	175
"	205
"	140
* Pour un même lac ou une même rivière, les sites d'échantillonnage sont inscrits d'aval en amont.	
(1) Effluent de la mine Orchan.	

METHODES

L'échantillonnage

Les échantillons ont été recueillis par centrifugation de 600 à 1200 litres d'eau à chaque point d'échantillonnage et congelés pour le transport.

Avant l'analyse, les échantillons ont été séchés à froid.

L'analyse

Spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme.

SECTION V

SEDIMENTS

SECTION V: CONCENTRATIONS DE MERCURE DANS LES SÉDIMENTS AU NORD-OUEST
 QUÉBÉCOIS.

TABLEAU 5.1:	Concentrations de mercure dans les sédiments de surface...	274
Méthodes	277
TABLEAU 5.2:	Profil des concentrations de mercure dans les carottes de sédiments.....	281
Méthodes	285

TABLEAU 5.1: Concentrations de mercure dans les sédiments de surface au nord-ouest québécois - exprimées en ng/g (base sèche).

Site	Ref.							
<u>LACS</u>								
Arnoux	1	235 ⁽²⁾	100	236	225			
Bayard	1	185						
Beauchastel	1	145	105	100	75	95	75 ⁽¹⁾	95 ⁽¹⁾
Caron	1	195						
Chibougamau	4 (a)	35						
	4 (b)	7						
Alembert	1	215	220	50 ⁽¹⁾				
Dasserat	1	160	240	195	130 ⁽¹⁾	130 ⁽¹⁾	150 ⁽¹⁾	
Desvaux	(1)	205 ⁽²⁾						
Doré	4 (a)	25						
	4 (b)	31						
Dufault	1	110	130	255	235	125	225	
Duparquet	1	115	1305	2245	1385	755	125	85
		1960 ⁽¹⁾	45 ⁽¹⁾					
Fontbonne	2	40	90	70				
Joanne	2	125						
La Bruère	2	75 ⁽²⁾	165					
Matagami	11	216	148	318				
Montbeillard	2	50						
Noranda	2	235						
Obagatamau	9 (a)	49						
	9 (b)	19						
Parent	12	20						
Pelletier	2	55	210	175	150	135 ⁽³⁾	215 ⁽³⁾	
Preissac	2	25	25	500	50			
Quévillon	11	25						
Rouyn	2	265 ⁽²⁾	55 ⁽²⁾	230	275	214 ⁽¹⁾		
Séguin	2	105 ⁽²⁾	45	50	190			
Senator	2	275	30					
Tremoy	2	1230	800	60	3660	3990 ⁽³⁾	2000	40
		545	70	60 ⁽⁴⁾	50 ⁽⁴⁾	40 ⁽⁵⁾		
Waconichi	9 (a)	70						
	9 (b)	34						
<u>RIVIERES</u>								
Allard	9 (a)	95	45					
	9 (b)	87	27					
	11	108	86					
Arnoux	2	165	70 ⁽²⁾					
Armitage	9 (a)	105 ⁽¹⁾						
	9 (b)	27 ⁽¹⁾						
Bachelor	9 (a)	40						
	9 (b)	13						

* Pour un même lac ou pour une même rivière, les sites d'échantillonnage sont inscrits d'aval en amont.

a) Moyenne des analyses du Centre de Recherche Minérale et des Laboratoires des SPE.

b) Analysé par le Centre canadien des Eaux Intérieures.

(1) Affluent du lac.

(2) Décharge du lac.

(3) Etang d'aération des égouts de la ville de Noranda.

(4) Effluent du terril de la mine Quemont.

(5) Effluent du terril de la mine Noranda.

TABLEAU 5.1: (SUITE) Concentrations de mercure dans les sédiments de surface au nord-ouest québécois - exprimées en ng/g (base sèche).

Site	Ref.							
<u>RIVIERES</u> (suite)								
Beauchastel	2	65	35	70				
Bell	9 (a)	120	25	35	55	35	30	
	9 (b)	70	39	35	54	53	770	
	11	278	218	179	264	230	329	168
		260	144	70	355	378	187	205
		352	197	247	183	769	573	387
		900	722	667	741	667	1130	470
		440	652	195	276	980	638	188
		403	52	43				
	7	50	50	10	30	10	10	10
		10	10					
Séguin	2	105 ⁽²⁾	45	50	190			
Senator	2	275	30					
Tremoy	2	1230	800	60	3660	3990 ⁽³⁾	2000	40
		545	70	60 ⁽⁴⁾	50 ⁽⁴⁾	40 ⁽⁵⁾		
Waconichi	9 (a)	70						
	9 (b)	34						
Bellecombe	2	55	35	40 ⁽¹⁾				
Boisvert	9 (a)	50						
	9 (b)	79						
Bourlamaque	9 (a)	115						
	9 (b)	32						
Chalifour	9 (a)	40						
	9 (b)	11						
Chamouchouane	9 (a)	35	15					
	9 (b)	27	6					
Chibougamau	9 (a)	45	25	30	45			
	9 (b)	4	6	7	24			
Coigny	9 (a)	25						
	9 (b)	6						
Alembert	1	95	90					
Duparquet	2	40	105		75			
France	9 (a)	85						
	9 (b)	9						
Harricana	9 (a)	60	65	35				
	9 (b)	14	35	42				
Kanasuta	2	115	145	85				
Kinojévis	2	20	40 ⁽¹⁾	10	10	20	35	40
		45	45	25	85	60 ⁽¹⁾	95	85 ⁽¹⁾
		70	40 ⁽¹⁾	30 ⁽¹⁾	45 ⁽¹⁾	110 ⁽¹⁾	115 ⁽²⁾	115 ⁽²⁾
		225	160	80	80	365	324	90
		6530 ⁽³⁾	95	180	60			

* Pour un même lac ou pour une même rivière, les sites d'échantillonnage sont inscrits d'aval en amont.

a) Moyenne des analyses du Centre de Recherche Minérale et des Laboratoires des SPE.

b) Analysé par le Centre canadien des Eaux Intérieures.

(1) Affluent de la rivière.

(2) Rivière Kinojévis au lac Valet.

(3) Affluent de la rivière (effluent de la mine McWatters).

(4) Au lac Dugros.

TABLEAU 5.1: (SUITE) Concentrations de mercure dans les sédiments de surface au nord-ouest québécois - exprimées en ng/g (base sèche).

Site	Ref.							
<u>RIVIERES</u>								
(suite)								
Laflamme	9 (a)	35	20	40				
	9 (b)	54	10	38				
Mouilleuse	1	115						
Obagatama	4 (a)	35						
	4 (b)	7						
Opawica	4 (a)	30						
	4 (b)	17						
O'Sullivan	4 (a)	55						
	4 (b)	6						
Outaouais	1	40	40					
Pelletier	1	55	35	50				
Quévillon	6	2654	1984	3811	2727	231	138	70
	4 (a)	185	150	85	8200 ⁽¹⁾	111,000 ⁽¹⁾		59,000 ⁽¹⁾
	4 (b)	143	60	--	2519 ⁽¹⁾	18,900 ⁽¹⁾		86,800 ⁽¹⁾
Serment	1	35						
Taschereau	4 (a)	35						
	(b)	27						
Thiballier	1	45	30	60 ⁽¹⁾				
Waconichi	4 (a)	35	25					
	4 (b)	37	18					
Waswanipi	4 (a)	60						
	4 (b)	29						
<u>RUISSEAUX</u>								
Barrière	2	35						
Blake	2	95						
Clarice	2	70						
Clérion	2	25						
Clinchamp	2	130						
Davidson	2	135						
Destor	2	120						
Dufault	2	85	275					
Duprat	2	860	425	240 ⁽¹⁾	225 ⁽¹⁾			
Fabie	2	305	240	155				
Fiske	2	270						
Fourcet	2	90	270 ⁽²⁾					
Grance	2	60						
Héri	2	130						
Labyrinth	2	140						
Lalanne	9 (a)	100	50					
	9 (b)	21	186					
Lanaudière	2	80 ⁽⁴⁾						
Larochelle	2	420						
Latour	2	65						
Marril	2	45	115					
Monastesse	2	130						
Moore	2	100						
Tremoy	2	350	90	255	315			
Vauze	2	115						

* Pour un même lac ou pour une même rivière, les sites d'échantillonnage sont inscrits d'aval en amont.

a) Moyenne des analyses du Centre de Recherche Minérale et des Laboratoires du S.P.E.

b) Analysé par le Centre canadien des Eaux Intérieures.

1) Affluent de la rivière 2) Rivière Kinojévis au lac Valet 3) Affluent de la rivière (Effluent de la mine McWatters) 4) Au lac Dugros

METHODES

Référence (1)

L'échantillonnage

- Période: éch. #73-100 à #73-149:
21 au 24 août 1973

éch. #74-1 à #74-6:
6 au 9 juin 1974

éch. # 74-10 à # 74-129:
13 au 30 août 1974
- Par: MM. Louis M. Azzaria, U. de L. et Christian Potvin, M.T.C.P.
- Prélèvements: à l'aide d'une drague Beckman
- Les échantillons ont été séchés à l'air libre.

L'analyse

- Analyse: Spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme.

METHODES

Référence (4)

Echantillonnage

- Période: 15 au 25 septembre 1975
- Par: MM. J.P. Lalonde M.R.N. et G.W. Baulne
- Prélèvements: à la main, sans l'aide d'instruments. Les échantillons ont été placés dans des sacs de papier Kraft.
- Les échantillons ont été prélevés en double. Une première série (a) a été séchée à l'air libre et tamisée à 177 microns. Une deuxième série (b) a été conservée humide, telle qu'échantillonnée, pour analyse.

Analyse

Série (a) 1. Période: Octobre 1975.

- Par: Le Centre des Recherches Minérales M.R.N.
- Extraction avec H_2SO_4 et HNO_3
- Analyse: Spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme (Pichette M. et Guimond J., 1975, intitulée

Méthode d'analyse des sédiments de ruisseaux et des eaux souterraines 1974-1975, M.R.N. S-170.

2. Par: Les laboratoires des S.P.E. par la méthode de Clarkson & Mayos.

Série (b)

- Par: Le Centre canadien des Eaux Intérieures

METHODES

Référence (6) Thomas R.L.

L'échantillonnage

- Période: 29 septembre au 11 octobre 1975
- Par: Le Centre canadien des Eaux Intérieures
- Prélèvements: à l'aide d'une drague mini-Shipek
- Note: on a choisi de préférence des sites où l'affouillement par l'eau était minime
- Préservations des échantillons à 4°C

L'analyse

- Par: Le Centre canadien des Eaux Intérieures
- Sur base humide
- Extraction au HCL et HNO₃

Référence (7) Winmill E.

L'échantillonnage

- Période: 7 septembre au 26 octobre 1972
- Par: le Laurentian Institute for Social and Economic Development
- Prélèvements: à l'aide d'une louche "Saville"

L'analyse

- Par: Le Centre canadien des Eaux Intérieures

TABLEAU 5.2: Profil de la concentration de mercure dans les carottes de sédiments au nord-ouest québécois - exprimée en ng/g (base sèche).

Site Référence	Lac Chibougamau		Lac Doré			Lac Evans		Lac au Goëland	
	(12)	(12)	(12)	(12)	(12)	(12)	(12)	(12)	(12)
Profondeur									
0 - 1 cm	20	10	10 (1)	10 (1)	10	30	20	30	10
1 - 2	20	10				30	20	20	
2 - 3			60 (2)						
3 - 4	20	10		10		10	30	10	
4 - 5			10 (3)						
5 - 6	10	10		10		30	10	10	
6 - 7			10 (4)						
7 - 8						30	20	10	
8 - 9									
9 - 10						20	20	10	
10 - 12									
12 - 14									
14 - 16									
16 - 18									
18 - 20									
20 - 25									
25 - 30									
30 - 35									
35 - 40									
(1)	0 - .5 cm								
(2)	.5 - 3 cm								
(3)	3 - 5 cm								
(4)	5 - 7 cm								

TABLEAU 5.2 (suite): Profil de la concentration de mercure dans les carottes de sédiments au nord-ouest québécois - exprimée en ng/g (base sèche).

Site Référence	Lac Matagami					Lac Mistassini		Lac Parent	
	(11)	(11)	(12)	(12)	(12)	(12)	(12)	(12)	(12)
Profondeur									
0 - 1 cm	269	211	10	30	110	30	10	10	30
1 - 2	148	111	10	30	100	30		10	10
2 - 3	123	76							
3 - 4	91	72	10	40	50	20		50	30
4 - 5	89	81							
5 - 6	75	72	10	10	20	10		40	20
6 - 7	77	76							
7 - 8	55	67	10		10	40			
8 - 9	76	66							
9 - 10	77	71	20		10	30		10	10
10 - 12	76	76							
12 - 14	69	63							
14 - 16	66	62							
16 - 18	76	55							
18 - 20		76							
20 - 25									
25 - 30									
30 - 35									
35 - 40									

TABLEAU 5.2 (suite): Profil de la concentration de mercure dans les carottes de sédiments au nord-ouest québécois - exprimée en ng/g (base sèche).

Site Référence	Lac Quévillon				Lac Waswanipi		Rivière Allard	
	(11)	(12)	(12)	(12)	(12)	(12)	(11)	
Profondeur								
0 - 1 cm	55	20	20	20	10	20	84	
1 - 2	45	20	30	20	10	20	87	
2 - 3	46						79	
3 - 4	44	20	20	20	10	20	84	
4 - 5	45						69	
5 - 6	37	20	20	10	10	20	72	
6 - 7	41						86	
7 - 8	39	--	--		10	10	72	
8 - 9	44						92	
9 - 10	35	10	10	20			72	
10 - 12	40						71	
13 - 14	33						78	
14 - 16	39						81 (1)	
16 - 18	35							
18 - 20	39							
20 - 25	37							
25 - 30	40							
30 - 35	38							
35 - 40	38 (2)							

(1) 14 - 15 cm
(2) 35 - 50 cm

TABLEAU 5.2 (suite): Profil de la concentration de mercure dans les carottes de sédiments au nord-ouest québécois - exprimée en ng/g (base sèche).

Site Référence	Rivière Bell			Rivière Quévillon					
	(11)	(11)	(11)	(11)	(11)	(11)	(11)	(11)	(11)
Profondeur									
0 - 1 cm	69	547	319	2717	2500	516	3785	246	53
1 - 2	57	392	90	2793	3266	120	3333	164	55
2 - 3	67	282	69	2697	2246	88	2987	203	56
3 - 4	50	103	54	3208	1846	68	1407	203	63
4 - 5	54	92	53	3886	2137	77	697	219	63
5 - 6	67	99	53	2529	1581	86	131	194	49
6 - 7	59	101	53	1383	4362	66	69	155	47
7 - 8	64	99	59	578	7896	64	67	138	57
8 - 9	56	73	72	453	8889	62	65	76	64
9 - 10	64	81	54	216	7030	68	55	76	38
10 - 12	64	69	62	58	8392	62	58	62	38
12 - 14	74	60		73	30000	62	65	101	54
14 - 16	51	61	63 (2)	52	8626	65	60	68	36
16 - 18	71	57		59	431	43	43	74	50
18 - 20	63	56		59	98	43	79	57	23
20 - 25	52	53		57	60		68	58	56
25 - 30	57 (1)			52	60		51		
30 - 35				62 (3)	39		37		
35 - 40					51 (4)		42		

- (1) 25 - 27 cm
- (2) 12 - 16 cm
- (3) 30 - 32 cm
- (4) 35 - 37 cm

METHODES

Référence (11)

Echantillonnage

Période: 29 septembre au 11 octobre 1975.

Par: Le Centre canadien des Eaux Intérieures.

Prélèvements: à l'aide d'un carottier benthique ou du carottier léger du C.C.E.I.

Préservation des échantillons à 4°C.

Analyse

Par: Le Centre canadien des Eaux Intérieures.

Extraction avec HCL et HNO₃

Analyse: spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme.

Référence (12)

Echantillonnage

Période: 6 au 10 septembre et 2-3 octobre 1971.

Par: Le Centre canadien des Eaux Intérieures et le Laurentian Institute for Social Development.

Prélèvements: à l'aide d'un carottier benthique ou du carottier léger du C.C.E.I.

Analyse

Par: La Direction des Eaux Intérieures, Ottawa.

SECTION VI

Plantes aquatiques

Plancton

Mollusques

Insectes aquatiques

SECTION VI: CONCENTRATIONS DE MERCURE DANS LES PLANTES AQUATIQUES, LE PLANCTON,
 LES MOLLUSQUES ET LES INSECTES AQUATIQUES.

TABLEAU 6.1:	Concentrations de mercure dans la végétation aquatique...	290
Méthodes	291
TABLEAU 6.2:	Concentrations de mercure dans le plancton.....	292
Méthodes	293
TABLEAU 6.3:	Concentrations de mercure dans les mollusques.....	294
Méthodes	295
TABLEAU 6.4:	Concentrations de mercure dans les insectes aquatiques...	296
Méthodes	297

TABLEAU 6.1: Concentrations de mercure dans la végétation aquatique au nord ouest québécois - exprimées en ppm (poids frais).

Site	Nénuphars	Prêles (équisetum)
<u>LACS</u>		
Chibougamau	<.01	
Goëland		<.01
Matagami		.02
Matagami		<.01
Mistassini	<.01	
Mistassini	<.01	
Parent	.01	.01
Parent	.01	.01
Pusticamica	<.01	
Quévillon		.01
Quévillon	.02	.02
<u>RIVIERES</u>		
Bell	.01	.01
Bell	.02	
* Dans un même lac ou dans une même rivière, les sites d'échantillonnage sont inscrits d'aval en amont.		

METHODES

Végétation aquatique (Tableau VI-I)

Les plantes ont été prélevées à une longueur de bras sous la surface de l'eau. On s'est efforcé de recueillir environ un quart de litre (poids humide) de chaque espèce de plante.

Les échantillons ont été placés dans des sacs de polyéthylène, congelés et expédiés au Conseil de Recherche sur les Pêcheries, à Winnipeg.

TABLEAU 6.2: Concentrations de mercure dans le plancton au nord-ouest québécois - exprimées en ppm (poids frais).

Site	Concentration de mercure
<u>LACS</u>	
Chibougamau	.02
Chibougamau	.03
Evans	.05
Mistassini	.09
Parent	.08
Parent	.01
Parent	.09
Parent	.08
Quévillon	<.01
<p>* Dans un même lac ou dans une même rivière, les sites d'échantillonnage sont inscrits d'aval en amont.</p>	

METHODES

Echantillonnage

Le plancton a été recueilli au moyen de filets Nannoplankton (maille # 20) ou de filets en bas de nylon. Le filet était trainé durant au plus deux heures à trois pieds sous la surface de l'eau par un bateau avançant à 5 milles à l'heure. Les échantillons devaient peser au moins 1 gramme.

Comme préservatif, on s'est servi d'une solution 5 - 10% de formol toutes les fois que cela s'est avéré nécessaire.

Analyse

Les échantillons ont été placés dans des éprouvettes et expédiés frais dans des contenants de styromousse au Conseil des Recherches sur les Pêcheries, à Winnipeg.

TABLEAU 6.3: Concentrations de mercure dans les mollusques au nord-ouest québécois - exprimées en ppm (poids frais).

Site	Gastéropodes	Gastéropodes (physes)
<u>LACS</u>		
Chibougamau	.01	
Chibougamau	.04	<.04
Evans	.10	
Goëland	.11	
Matagami		.10
<u>RIVIERE</u>		
Bell		.21

METHODES*Echantillonnage*

Les mollusques ont été recueillis à la main parmi les roches et les herbages du rivage, placés dans des sacs de polyéthylène et refroidis à 34° - 38° F.

Analyse

Effectuée au Conseil de Recherche sur les Pêcheries, à Winnipeg.

TABLEAU 6.4: Concentrations de mercure dans les insectes aquatiques au nord-ouest québécois (exprimées en ppm (poids frais)).

	Corises	Gyrins	Notonectes	Insectes aquatiques non identifiés	Divers
<u>LACS</u>					
Chibougamau		.08			.10 (libellules)
Chibougamau					.12 (pupes de diptères)
Chibougamau					.13 (fourreaux larvaires)
Chibougamau		<.03			
Goëland				.07	
Matagami				.24	
Matagami				.07	
Mistassini				.04	
Mistassini				.03	
Parent	.01	<.05			.02 (phrygane)
Parent	.01				
Pusticamica					.01 (dyticide)
Pusticamica		.08			
Quévillon		.03			
<u>RIVIERES</u>					
Bell	<.06	<.06	.03	.13	
	.49	<.03	.21	.40	
	<.01			.13	.06 (éphémère)
				.31	

METHODES

Echantillonnage

Les insectes ont été recueillis à la main ou au moyen d'un petit filet parmi les roches et les herbages du rivage et placés dans des sacs de polyéthylène. Les échantillons ont été refroidis à des températures de 34⁰F à 38⁰F.

Analyse

Effectuée au Conseil des Recherche sur les Pêcheries, à Winnipeg.

SECTION VII

Poissons

Bourlamaque (rivière)	77°42	48°09
Bousquet (lac)	78°39	48°13
Brochu (baie)	74°30	48°32
Brochu (lac)	74°26	48°32
Bruère (lac La)	78°57	48°10
Bruyère (lac)	78°56	49°09
Bureau (lac)	75°02	48°24
Burgie (lac)		
Burque (lac)		

C

Cabin (lac)	79°29	49°27
Caillé (lac)	79°03	47°53
Cadillac (lac)	78°16	48°07
Cameron (lac)	76°52	49°18
Caron (baie ou Lac)	76°53	48°03
Castagnier (lac)	77°46	48°44
Chalifour (lac)	72°47	50°20
Chamouchouane (rivière)	72°40	48°50
Chazel (lac)		(St-Janvier)
Chevigny (lac)		
Chibougamau (lac)	74°15	49°50
Chibougamau (rivière)	74°30	49°56
Clair (lac)		
Clarice (ruisseau)	79°29	48°17
Clérion (ruisseau)	78°40	47°52
Clinchamp (ruisseau)	79°26	48°12
Clova (rivière)	77°25	47°55
Coigny (rivière)	76°48	48°56
Couillard (lac)	76°21	48°19
Culotte (baie de la) partie du réservoir Gouin	74°55	48°35

SECTION IX: Localisation des sites

SITES	Long	Lat
A		
Abitibi (lac)	79 ⁰ 31	48 ⁰ 31
Adolphe Poisson (lac)	75 ⁰ 23	48 ⁰ 28
Alembert (lac d')	79 ⁰ 00	48 ⁰ 23
Allard (rivière)	79 ⁰ 50	49 ⁰ 47
Armitage (lac)	74 ⁰ 09	49 ⁰ 47
Arnoux (lac)	79 ⁰ 19	48 ⁰ 14
Arnoux (rivière)	79 ⁰ 17	48 ⁰ 14
Arthur (lac)	78 ⁰ 10	48 ⁰ 37
Aticonak (lac)	64 ⁰ 32	52 ⁰ 40
Authier (lac)	78 ⁰ 35	48 ⁰ 55
B		
Bachelor (lac)	76 ⁰ 04	98 ⁰ 32
Bardelière (lac)		
Barrière (ruisseau)	70 ⁰ 03	48 ⁰ 01
Barrière (lac Petite)	79 ⁰ 05	48 ⁰ 00
Baserode (lac)	78 ⁰ 56	47 ⁰ 56
Baudry (lac)	78 ⁰ 58	47 ⁰ 45
Bayard (lac)	79 ⁰ 20	48 ⁰ 29
Beauchastel (lac)	79 ⁰ 00	45 ⁰ 15
Beauchastel (rivière)	79 ⁰ 00	48 ⁰ 09
Bell (rivière)	77 ⁰ 38	49 ⁰ 48
Bellecombe (rivière)	79 ⁰ 00	48 ⁰ 07
Bigwiba (rivière)	77 ⁰ 20	48 ⁰ 18
Bigniba (rivière)	77 ⁰ 20	48 ⁰ 18
Blanchin (lac)	77 ⁰ 03	48 ⁰ 06
Blouin (lac)	77 ⁰ 45	48 ⁰ 06
Boisvert (rivière)	74 ⁰ 00	49 ⁰ 43

SECTION IX

Localisation des sites

Liste toponymique

METHODES

Echantillonnage

Le gibier a été abattu au fusil ou piégé. Les castors et les rats musqués ont été écorchés; les viscères furent enlevées. Les foies ont été placés dans des sacs en polyéthylène. On a prélevé sur chaque orignal femelle abattu vingt livres de cuisse et la moitié du foie. Les échantillons ont été expédiés congelés au Service canadien de la Faune (Environnement Canada).

Analyse

Les concentrations de mercure ont été déterminées par spectrophotométrie d'absorption atomique aux laboratoires de la Fondation ontarienne pour la Recherche, à Sheridan Park.

TABLEAU 8.2: Concentrations de mercure dans le gibier à poil au nord-ouest québécois-exprimées en ppm (poids frais).

	Castor	Orignal	Rat musqué
<u>LACS</u>			
Evans	<.01 <.01 <.01		<.01
Chibougamau	<.01		.01 .02 .06
Goëland	<.01		<.01 <.01 <.01
Matagami	.04 .01 <.01		.01 <.01
Mistassini			<.01 <.01 <.01
Parent			.03 .01 <.01
Pusticamica	<.01 <.01	<.01	<.01 <.01
Quévillon	<.01 .01 <.01 <.01		
<u>RIVIERES</u>			
Bell (aval)		<.01 .01	.01 .06 .01
Bell (amont)	<.01		<.01

METHODES

Echantillonnage

Les oiseaux aquatiques ont été abattus au fusil; congelés et expédiés entiers pour fin d'analyse au Service de la faune canadienne, Environnement Canada. Les analyses ont été effectuées par la Fondation ontarienne de la recherche à Sheridan Park.

Analyse

Les concentrations de mercure ont été déterminées par spectrophotométrie d'absorption atomique.

Désignation scientifique des espèces d'oiseaux échantillonnées

Canard noir	<i>Anas rubripes</i>
Garrot commun	<i>Buceppala clangula</i>
Grèbe à cou rouge	<i>Podiceps auritus</i>
Grèbe jougris	<i>Podiceps grisegena</i>
Harle commun	<i>Mergus merganser</i>
Harle à poitrine rousse	<i>Mergus serrator</i>
Hernache canadienne	<i>Branta canadensis</i>
Macreuse à ailes blanches	<i>Melanitta deglandi</i>
Macreuse du ressac	<i>Melanitta perspicillata</i>
Grand Milouinan	<i>Aythya marila</i>
Petit Milouinan	<i>Aythya affinis</i>
Morillon à collier	<i>Aythya collaris</i>
Sarcelle à ailes bleues	<i>Anas discors</i>
Sarcelle à ailes vertes	<i>Anas carolinensis</i>

TABLEAU 8.1: Concentrations de mercure dans les oiseaux aquatiques au nord-ouest québécois exprimées en ppm (poids frais).

	Canard noir			Garrot commun			Harle commun			Macreuse du ressac			Oiseaux aquatiques divers			
	max.	min.	moy.	max.	min.	moy.	max.	min.	moy.	max.	min.	moy.	max.	min.	moy.	espèce
<u>LACS</u>																
Evans			.13(1)	.45	.12	.29(2)			.40(1)	.16	.13	.15	.29	.15	.23(2)	grèbe à cou rouge
															.24(1)	petit milouinan
Chibougamau												.15(1)			.07(1)	morillon à collier
													.22	.04	.58(1)	harle à poitrine rousse
Goëland	.15	.07	.11(2)						.44(1)				.01	.01	.12	macreuse à ailes blanches
Matagami			.11(1)			.30(1)			.45(1)	.21	.10	.15			.01	harnache canadienne
															.29(1)	harle à poitrine rousse
Mistassini						.59(1)			.62(1)	.13	.06	.10			.11(1)	sarcelle à ailes bleues
Parent			.20(1)	.13	.06	.10				.57	.13	.37			.01(1)	harnache canadienne
Pusticamica												.21(1)	1.02	.48	.67	grand milouinan
Quévillon							1.87	.74	1.31(2)				.70	.38	.61(1)	harle à poitrine rousse
															.51	grèbe jougris
																grèbe jougris
<u>RIVIERES</u>																
Bell			1.05(1)	2.94	2.13	2.54(2)							.40	.06	.34	sarcelle à ailes bleues
Bell			.05(1)													

* A moins d'indication contraire, la valeur exprimée indique la moyenne de 3 à 5 échantillons.
 (1) Un échantillon seulement.
 (2) Moyenne de deux échantillons

SECTION VIII: CONCENTRATIONS DE MERCURE DANS LES OISEAUX AQUATIQUES ET LE GIBIER
A POIL AU NORD-OUEST QUEBECOIS.

TABLEAU 8.1: Concentrations de mercure dans les oiseaux aquatiques au nord-ouest québécois.....	312
Désignation scientifique des oiseaux aquatiques étudiés.....	313
Méthodes	314
TABLEAU 8.2: Concentrations de mercure dans le gibier à poil au nord-ouest québécois.....	315
Méthodes	316

SECTION VIII

Oiseaux aquatiques

Gibier à poil

METHODES

Les concentrations de mercure ont été tirées de sept (7) sources différentes (références 1, 3, 12, 10, 7, 6 et 5).

Echantillonnage

Dans un seul cas (ref. 12), les poissons ont été préservés par congélation.

Pour la référence (12), le temp moyen entre la prise de l'échantillon et l'analyse est d'environ six (6) jours.

Analyse

Les concentrations de mercure total ont été déterminées aux laboratoires d'Environnement Canada à Longueuil (Capitaine Bernier) selon la méthode de Uthe, J.F., F.A.J. Armstrong et M.P. Stainton - 1970 - Mercury determination in fish samples by wet digestion and flameless atomic absorption spectrophotometry, Journal of the Fisheries Research Board of Canada, volume 27, Number 4.

TABLEAU 7.5: Concentrations de mercure dans l'esturgeon au nord-ouest québécois-exprimées en ppm (poids frais).

Site	Ref.						
<u>LACS</u>							
Parent	(3)	.12	.31				
	(12)	.13					
Matagami	(3)	.39					
	(12)	.39					
<u>RIVIERE</u>							
Be11	(3)	.48	.58	.31			
	(12)	.29					

* Pour une partie des concentrations de mercure inscrites, l'analyse a été faite sur un échantillon composé de plusieurs poissons.

TABLEAU 7.4: Concentrations de mercure dans le doré au nord-ouest québécois-exprimées en ppm (poids frais).

Site	Ref.						
<u>LACS</u>							
Abitibi	(3)	.55	.90	1.08	.74	.69	.52
Bruyère	(3)	.86	.54(1)	.36	.35(1)		
Chibougamau	(3)	.92	1.23	.64	.71	.71	.56
	(12)	.33	.96				
Dessarat	(3)	.86	.33(1)	.18	.23(1)	.50	.25
		.13	.08(1)	.18			
Evans	(3)	1.26	.47	.83	.69		
	(12)	.66					
Figury	(1)	.22					
Goëland	(3)	1.29	.79	1.05	.78	.75	.86
Gouin (réservoir)	(3)	.75	.84	.61	.47	.43	.86
		.29	.23	.45	.42	.38	1.05
		1.96	2.00	1.26	2.11	2.53	1.38
		1.07	1.37	1.23	1.28	.90	1.36
		1.81	.61	1.18	.97	1.39	.97
		.90	.66	.93	1.02	.87	.73
		1.84	1.83	4.38	1.05	.86	1.12
		1.13	.96	1.12	.32	.96	.95
		1.17	1.16	.48	1.01	.77	1.26
		.73	1.01	.47	1.03	1.18	.90
		1.56	.82	.55	.66	.95	.44
		.52	.37	.62	1.22	.48	.78
		.71	.46	.57	.92	.47	.80
		.74	1.07	1.30	.69	1.20	.75
Lady Beatrix	(3)	.94					
Levasseur	(3)	1.01	.54	.57			
Matagami	(3)	1.29	1.26	.80	.75		
	(12)	.94					
Obalski	(3)	.57					
Parent	(3)	.97	.78				
	(12)	.87	.97				
Pressar	(1)	.50	.64	.77			
Pusticamica	(3)	1.15	1.38	.91	1.57		
	(12)	1.38	1.24				
Quévillon	(1)	1.12					
	(3)	.41	1.35	.96			
	(12)	.48	.96				
Temiscamingue	(5)	.85					
Waswanipi	(3)	.89	.79	.96	.86	.70	.90
		.72	.70	4.44	2.29	.87	1.00
		.59					
	(7)	1.45	1.44				
<u>RIVIERES</u>							
Bell	(3)	3.22	1.28	1.18	.77	3.19	.75
		1.32	3.65	3.56			
	(12)	3.61	1.51				
Bourlamaque	(3)	1.29	1.29				
Indians	(6)	.90					
La Grande	(10)	.78					
La Perche	(7)	.38					
Wasiwanipi	(3)	.59					

* Pour une partie des concentrations de mercure inscrites, l'analyse a été faite sur un échantillon composé de plusieurs poissons.

(1) Foie

TABLEAU 7.3: Concentrations de mercure dans le corégone au nord-ouest québécois-exprimées en ppm (poids frais).

Site	Ref.						
<u>LACS</u>							
Abitibi	(3)	.10					
Bruyère	(3)	.09	.45(1)	.09	.32(1)	.03	.17(1)
Chibougamau	(3)	.48	.75	.24	.27	.31	.34
	(12)	.31	.46				
Evans	(3)	.11	.36	.34			
	(12)	.34					
Goëland	(3)	.28	.20	.14	.26	.34	.30
		.26	.26				
Gouin (réservoir)	(12)	.26	.26				
	(3)	.33	.33	.30	.23	.33	.33
		.21	.29	.33	.33	.39	.34
		.31	.27	.29	.34	.22	.29
		.34	.34				
Lady Beatrix	(3)	.19	.32				
Levasseur	(3)	.08					
Matagami	(3)	.20	.43	.19	.31	.18	.39
	(12)	.25	.34				
Mill 57	(3)	.10					
Millage 36	(1)	.34					
Mistassini	(3)	.04	.12	.16	.12	.11	.11
		.13	.12	.18	.15	.50	.07
		.81	.07	.16	.53	.17	
	(12)	.32	.29				
	(6)	.11					
Parent	(3)	.14	.22	.19	.24		
	(12)	.23	.17				
Preissac	(1)	.80	.60				
Pusticamica	(3)	.14	.20	.17	.26	.28	
	(12)	.17	.22				
Quévillon	(3)	.22	.18	.21			
	(12)	.20					
Témisca- mingue	(5)	.15					
Waswanipi	(3)	.13	1.66	.31	.22	.15	.43
		.18					
	(12)	.23	.31				
<u>RIVIERES</u>							
Bell	(3)	.73	.07	.22	.94	.73	.73
	(12)	.94	.87				
Bourlamaque	(3)	.20	.45	.45			
Kaniapiscou	(10)	.22					
Indian	(6)	.54					
La Grande	(10)	.09	.13				
La Perche	(7)	.18	.23				
Waswanipi	(3)	.13	.13				

* Pour une partie des concentrations de mercure inscrites, l'analyse a été faite sur un échantillon composé de plusieurs poissons.

(1) Foie

TABLEAU 7.2: Concentrations de mercure dans le catostome au nord-ouest québécois-exprimées en ppm (poids frais).

Site	Ref.						
<u>LACS</u>							
Abitibi	(3)	.33					
Biguibi	(3)	.74	1.7	.63			
Bruyère	(3)	.03	.03(1)	.04	.04(1)	.06	.54
		.00(1)	.00	.00(1)			
Chibougamau	(12)	.18	.39				
Dessarat	(3)	.13					
Dufault	(3)	.14	.13				
Evans	(13)	.47					
Goëland	(3)	.46					
Goûin (ré- servoir	(12) (3)	.16 .30	.31 .38	.23	.31	.21	.21
		.40	.20	.16	.63	.44	.22
		.26					
Lady Beatrix	(3)	.25					
Levasseur	(3)	.18	.28				
Matagami	(12)	.67					
Mill 57	(3)	.10	.05				
Mistassini	(7)	.07					
Parent	(12)	.36	.40				
Pusticamica	(12)	.35	.30				
Quévillon	(12)	.21					
Waswanipi	(3)	.35	.21				
	(12)	.32	.38				
<u>RIVIERES</u>							
Bell	(3)	.67	1.74	3.35	.61		
	(12)	1.05					
Bourlamaque	(3)	.56	.42	.24			

* Pour une partie des concentrations de mercure inscrites, l'analyse a été faite sur un échantillon composé de plusieurs poissons.

(1) Foie

TABLEAU 7.1: Concentrations de mercure dans le brochet au nord-ouest québécois-exprimées en ppm (poids frais).

Site	Réf.						
LACS	(1)	.35					
Abitibi	(3)	1.01	.66	.72	.62	.88	
Authier	(1)	.17					
Baudry	(1)	.32					
Beauchastel	(1)	.11					
Biguiba	(3)	1.43					
Bousquet	(1)	.33					
Bruyère	(3)	.19	.05(1)	.10	.11(1)		
Burque	(1)	.49					
Cabin	(1)	.18	.19				
Caille	(1)	.83	.84				
Castagnier	(3)	.29					
Chazel	(1)	.63	.62	.68			
Chergny	(1)	.37	.59	.51			
Chibougamau	(3)	1.96	1.48	1.40	.96	.87	
	(12)	.92	1.44				
Clair	(1)	.10	.05				
Deux Iles	(1)	.24					
Dessarats	(3)	.36	.14(1)				
Dufault	(3)	.10	.05(1)	.04	.08(1)		
Evans	(3)	1.43	.97	1.26			
	(12)	1.12					
Gilbert	(1)	1.02					
Goëland	(3)	1.47	1.96	.44	.93	1.44	2.73
		1.63	.93	1.64	.65	1.03	
Gouin (réservoir)	(12)	1.54	1.16				
	(3)	2.10	1.30	.43	1.50	1.30	.50
		.43	.22	3.45	1.31	2.29	2.07
		1.29	2.08	2.01	1.83	1.36	4.26
		1.81	1.63	2.85	1.40	1.72	2.32
		3.90	1.19	1.18	.58	.65	.86
		3.93	.67	.76	2.19	1.24	1.83
		.84	.66	.92	.97	.97	.57
		1.75	1.83	1.25	.36	1.64	.55
		.64	.31	.34	1.15	.84	.27
		2.86	1.95	.23	.58	.94	1.69
		.49	.63	.80	.96	.87	2.16
		2.91	.69	.82	.58	.32	3.43
		.77	1.06	2.48	.70	1.36	1.94
		.82	1.30	1.17			
Jacob	(1)	1.04					
Johanne	(1)	.07					
Lady Béatrix	(3)	2.83					
Lamothe	(1)	.28					
Laprelle	(1)	.31					
Levasseur	(1)	1.33	.50	.32			
Macamic	(1)	.31	.22				
Madeline	(1)	.30					
Matagami	(3)	1.09	1.36	.47	1.12	1.63	1.01
	(12)	.97	1.43				
Mistassini	(3)	.35	.84				
	(12)	.6					
Nitchiquan	(6)	.58					
Obalski	(3)	.37					
Parent	(3)	1.93					
	(12)	1.93					
Patry	(1)	.28					
Preissac	(1)	.39					
Puisseau	(10)	.72					
Pusticamica	(3)	.91	1.30	.91	1.93		
	(12)	1.30	1.42				
Quévillon	(3)	.29	.26	.15	.35		
	(2)	.26	.26				
Rocher	(3)	1.64					
Témiscamingue	(5)	.65					
Waswanipi	(3)	1.47	1.78	2.42	.60	1.41	1.57
		.96	.12				
	(12)	1.59	1.10				
Wescapis	(3)	.95					
RIVIERES							
Bell	(1)	1.28					
	(2)	2.41	.55	3.05	4.88	1.39	.62
		1.58	.38	1.93	2.61		
	(12)	2.27	1.98				
Bourlamaque	(3)	2.05	.91	.65	.41	.61	
Hénogami	(1)	.23					
Indians	(1)	1.58					
La flamme	(1)	1.68					
La Grande	(10)	.33	.76				
La Perche	(7)	.35					
Tonnancourt	(1)	1.01					
Waswanipi	(3)	.84	.75				

* Pour une partie des concentrations de mercure inscrites, l'analyse a été faite sur un échantillon composé de plusieurs poissons.
(1) foie

SECTION VII: CONCENTRATIONS DE MERCURE DANS LES POISSONS AU NORD-OUEST QUEBECOIS

TABLEAU 7.1:	Concentrations de mercure dans le brochet.....	302
TABLEAU 7.2:	Concentrations de mercure dans le catostome.....	303
TABLEAU 7.3:	Concentrations de mercure dans le corégone.....	304
TABLEAU 7.4:	Concentrations de mercure dans le doré.....	305
TABLEAU 7.5:	Concentrations de mercure dans l'esturgeon.....	306
Méthodes	307

D

d'Alembert (lac)	79 ⁰ 01	48 ⁰ 23
Dasserat (lac)	79 ⁰ 25	48 ⁰ 10
Davidson (ruisseau)	78 ⁰ 49	48 ⁰ 14
Dessarar (lac)	79 ⁰ 25	48 ⁰ 10
Destor (ruisseau)	79 ⁰ 03	48 ⁰ 27
Desvaux (lac)	79 ⁰ 21	48 ⁰ 12
Deux Iles (lac des)	Canton Bourques	
Doda (lac)	75 ⁰ 13	49 ⁰ 25
Doré (lac)	74 ⁰ 20	49 ⁰ 50
Dufault (lac)	79 ⁰ 02	48 ⁰ 19
Dugros (lac)	79 ⁰ 12	48 ⁰ 28
Duparquet (lac)	79 ⁰ 16	48 ⁰ 28
Duparquet (rivière)	78 ⁰ 18	48 ⁰ 35
Duprat (ruisseau)	79 ⁰ 03	48 ⁰ 20

E

Esther	76 ⁰ 45	49 ⁰ 20
Evans (lac)	77 ⁰ 00	50 ⁰ 55

F

Fabie (ruisseau)	79 ⁰ 10	48 ⁰ 10
France (rivière)	74 ⁰ 00	50 ⁰ 00
Figury (lac)	78 ⁰ 06	48 ⁰ 30
Fiske (ruisseau)	78 ⁰ 51	48 ⁰ 13
Fontbonne (lac)	78 ⁰ 26	48 ⁰ 21
Fourcet (ruisseau)	79 ⁰ 07	48 ⁰ 19

G

Galette (baie de la) partie du res. Gouin	74 ⁰ 28	48 ⁰ 17
Gilbert (lac)	77 ⁰ 00	48 ⁰ 53

Goëland (lac au)	76 ⁰ 48	49 ⁰ 47
Gouin (réservoir)	74 ⁰ 54	48 ⁰ 38
Grance (ruisseau)	79 ⁰ 11	48 ⁰ 10
Grande (rivière La)	76 ⁰ 00	53 ⁰ 40

H

Harricana (rivière)	78 ⁰ 00	48 ⁰ 40
Hénogami (rivière)	78 ⁰ 53	48 ⁰ 56
Héré (ruisseau)	79 ⁰ 04	48 ⁰ 16

I

Indian (rivière)		
Indiens (rivière des)	77 ⁰ 36	49 ⁰ 28
Indienne (baie) partie du Lac Fontbonne	78 ⁰ 25	48 ⁰ 21

J

Jacob (lac)	79 ⁰ 03	47 ⁰ 53
Joannes (lac)	78 ⁰ 41	48 ⁰ 11
Johannes (lac)	78 ⁰ 41	48 ⁰ 12

K

Kainotake (lac)	69 ⁰ 00	55 ⁰ 20
Kanapiscau (rivière)		
Kanasuta (lac)		
Kanasuta (rivière)	79 ⁰ 22	48 ⁰ 23
Kanotaikau (lac)	74 ⁰ 40	51 ⁰ 05
Kanotaka (lac)		
Kapsawis (rivière)	79 ⁰ 27	54 ⁰ 19
Kenomiska (lac)	76 ⁰ 33	50 ⁰ 36
Kenomisca (lac)		
Kiask (lac)	77 ⁰ 01	47 ⁰ 01
Kinojévis (rivière)	78 ⁰ 52	48 ⁰ 16

L

La Bruère (lac)	78 ⁰ 57	48 ⁰ 10
La Bruère (rivière)	79 ⁰ 00	48 ⁰ 11
Labyrinth (ruisseau)	79 ⁰ 29	48 ⁰ 16
Lady Beatrix (lac) = Lac Poncheville	76 ⁰ 55	50 ⁰ 10
Lalanne (ruisseau)	77 ⁰ 44	48 ⁰ 46
Laflamme (rivière)	77 ⁰ 20	49 ⁰ 05
La Grande (rivière)	76 ⁰ 00	53 ⁰ 40
Lamothe (lac) (La Motte)	78 ⁰ 02	48 ⁰ 29
Lanaudière (rivière)	78 ⁰ 08	48 ⁰ 30
Laprelle (lac)		
La Perche (rivière)	72 ⁰ 47	50 ⁰ 20
La Reine (rivière)	79 ⁰ 31	48 ⁰ 50
Larochelle (ruisseau)	79 ⁰ 21	48 ⁰ 16
La Sarre (rivière ou lac)	79 ⁰ 16	48 ⁰ 48
Latour (ruisseau)	78 ⁰ 49	48 ⁰ 06
Levasseur (lac)	74 ⁰ 00	48 ⁰ 28
Lewis (lac)	75 ⁰ 42	49 ⁰ 40
Long (lac) = lac Opatica	79 ⁰ 19	48 ⁰ 06
= lac Opasatica		
Lost (baie), partie du lac Dusserat	79 ⁰ 24	48 ⁰ 18

M

Macamic (lac)	79 ⁰ 00	48 ⁰ 48
Madeleine (lac)	76 ⁰ 48	49 ⁰ 24
Malartic (lac)	78 ⁰ 05	48 ⁰ 16
Male (lac du)	75 ⁰ 03	48 ⁰ 40
Marmette (lac)	74 ⁰ 41	48 ⁰ 33
Marteau (lac du)	73 ⁰ 58	48 ⁰ 14
Matagami (lac)	77 ⁰ 30	49 ⁰ 53
Merrill (ruisseau)	79 ⁰ 10	48 ⁰ 01
Mill 57 (lac)	78 ⁰ 01	49 ⁰ 14
Miquelon (lac)		
Mistassini (lac)	77 ⁰ 37	51 ⁰ 00

Monastesse (ruisseau)	78 ⁰ 57	48 ⁰ 13
Montbeillard (lac)	79 ⁰ 07	48 ⁰ 05
Moore (ruisseau)	78 ⁰ 56	48 ⁰ 13
Mouilleuse (rivière)	79 ⁰ 16	48 ⁰ 20

N

Nitchiguan (lac)		
Noranda (lac)	79 ⁰ 02	48 ⁰ 14
Novellet	76 ⁰ 24	49 ⁰ 07

O

Obalski (lac)	77 ⁰ 58	48 ⁰ 43
Obagatamau (lac)	74 ⁰ 30	49 ⁰ 35
Opatica (lac) = lac Long	79 ⁰ 19	48 ⁰ 06
= lac Opasatica		
Opawica (lac)	74 ⁰ 50	49 ⁰ 35
Opemisca (lac)	74 ⁰ 53	49 ⁰ 55
Ouescapis (lac) = lac Westcapis	77 ⁰ 00	50 ⁰ 14
Osisko (lac) = lac Tremoy	78 ⁰ 00	48 ⁰ 15
Oskananeo (rivière)	75 ⁰ 08	48 ⁰ 15
Oskalaneo (rivière)		
O'Sullivan (rivière)	76 ⁰ 27	49 ⁰ 25
Outaouais (rivière)	78 ⁰ 40	47 ⁰ 55

P

Parent (lac)	77 ⁰ 03	48 ⁰ 38
Patry (lac)	78 ⁰ 35	48 ⁰ 21
Pelletier (lac)	79 ⁰ 03	48 ⁰ 13
Pelletier (rivière)	79 ⁰ 07	48 ⁰ 11
Perche (rivière La)	72 ⁰ 47	50 ⁰ 20
Petite Barrière (lac)	79 ⁰ 05	48 ⁰ 00
Piché (rivière)	77 ⁰ 53	48 ⁰ 05
Poncheville (lac) = lac Lady Beatrix	76 ⁰ 53	50 ⁰ 10

Poste (baie du), partie du lac Mistassini	72 ⁰ 52	50 ⁰ 20
Preissac (lac)	78 ⁰ 20	48 ⁰ 20
Pressac (lac)		
Pressal (lac)		
Puisseau (lac)	76 ⁰ 00	53 ⁰ 40
Pusticamica (lac)	76 ⁰ 23	49 ⁰ 21

Q

Quévillon (lac)	76 ⁰ 57	49 ⁰ 04
Quévillon (rivière)	77 ⁰ 00	49 ⁰ 01

R

Reine (rivière La)	79 ⁰ 30	48 ⁰ 50
Remigny (lac)	79 ⁰ 10	47 ⁰ 50
Rocher (lac)	76 ⁰ 26	50 ⁰ 36
Rond Mill 8 (lac)	78 ⁰ 04	49 ⁰ 35
Routhier (lac) élargissement de la rivière Kinojévis	78 ⁰ 55	48 ⁰ 14
Rouyn (lac)	79 ⁰ 58	48 ⁰ 14

S

Séguin (lac)	79 ⁰ 04	48 ⁰ 13
Senator (lac)	79 ⁰ 03	48 ⁰ 14
Senneville (lac)	74 ⁰ 41	48 ⁰ 15
Sergius (baie) partie du lac Dufault	79 ⁰ 02	48 ⁰ 19
Serment (rivière)	78 ⁰ 38	48 ⁰ 01
Spawning (baie) partie du lac Waconichi	74 ⁰ 05	50 ⁰ 03

T

Taibi (lac), élargissement de la rivière Bell	77 ⁰ 34	49 ⁰ 27
Taschereau (rivière)	77 ⁰ 10	48 ⁰ 50
Témiscamingue (lac)		
Thiballier (rivière)	78 ⁰ 58	48 ⁰ 02

Tonnancourt (rivière)	76°58	48°59
Tremoy (lac) = lac Osisko	79°00	48°00

U

V

Vallet (lac) élargissement de la rivière Kinojévis	78°53	48°11
Vauze (ruisseau)	79°00	48°21
Villebon (lac)	77°20	47°57
Vison (rivière au vison)	74°13	48°17
Verreau (baie)	74°37	48°46

W

Waconichi (lac)	74°00	50°09
Waconichi (rivière)	72°49	50°14
Waswanipi (lac)	76°30	49°34
Waswanipi (rivière)	77°15	49°53
Watetnagani (lac)	76°16	40°58
Watson (lac)	77°44	48°46
Wawa (lac)	76°50	54°17
Wescapis	77°00	50°14
Westcapis (lac) = lac Ouescapis	77°00	50°14
Wilson (rivière)	76°53	49°05

SECTION X

Bibliographie

SECTION X

BIBLIOGRAPHIE

- 1- Ass. des Pêcheurs et Chasseurs du Nord-Ouest québécois. (1976).
Echantillonnage de poissons 1976
cité dans: Mise à jour du travail du comité régional QUEBEC d'Environnement Canada concernant la présence de mercure au Nord-Ouest québécois, Ottawa, Environnement Canada.
- 2- AZZARIA, L.-M. (1974).
Echantillonnage de sédiments dans la région de Rouyn-Noranda, Québec, Département de Géologie, Université Laval.
- 3- BROUSSEAU, J. (1976).
Compilation d'analyses relatives au mercure dans les poissons au Nord-Ouest québécois de 1970 à 1975, Québec, M.T.C.P.
Certaines données proviennent des ministères fédéraux des Affaires indiennes et de l'Environnement.
- 4- Environnement Canada - Services de protection de l'Environnement du Québec. (1972).
Enquête scientifique relative à la provenance et à la distribution du mercure au Nord-Ouest québécois, Ottawa, Environnement Canada. 55 pages.
- 5- Environnement Canada.
Ottawa River project cité dans: Mise à jour du travail du Comité régional QUEBEC d'Environnement Canada connaissant la présence de mercure au Nord-Ouest québécois, Ottawa, Environnement Canada, 1976.
- 6- Indiens du Québec.
Echantillonnage de poissons cité dans: Mise à jour du travail du comité régional QUEBEC d'Environnement Canada connaissant la présence de mercure au Nord-Ouest québécois, Ottawa, Environnement Canada, 1976.

- 7- I.N.R.S.-EAU. (1976).
Echantillonnage au Lac Mistassini (1976).
- 8- Lafleur, R.J. (1975).
Mercury Survey in Lebel-sur-Quévillon, Ottawa, air pollution control directorate.
- 9- Lalonde, J.P. (1975).
Etude préliminaire sur le mercure dans les eaux et les sédiments du Nord-Ouest québécois. Québec, Ministère des Richesses naturelles du Québec.
- 10- Smith Eric, C., Burkes Fikret Spence John, A. (1972).
Mercury levels in fish in the La Grande River Area, Northern Quebec.
(Société d'énergie de la Baie James, Service Environnement).
- 11- Thomas, R.J. (1975).
Rapport préliminaire sur un relevé fait en 1975 sur la distribution du mercure dans les sédiments du réseau de la rivière Bell, nord-ouest du Québec, entre les Lacs Quévillon et Matagami, Burlington (Ont). (Centre Canadien des Eaux Intérieures).
- 12- Winmill, E. (1972).
Enquête scientifique relative à la provenance et à la distribution du mercure dans l'environnement au nord-ouest québécois, Ottawa. (Direction de la protection écologique).