

Niveau de contamination par le mercure des sédiments de surface et des crevettes du fjord du Saguenay

State of mercury contamination
in surface sediments and shrimps
in the Saguenay River

E. PELLETIER, C. ROULEAU, G. CANUEL (1)

RÉSUMÉ

De 1947 à 1976, plusieurs dizaines de tonnes de mercure d'origine industrielle ont été déversées dans les eaux de la rivière Saguenay et une grande partie de ce métal toxique se retrouve aujourd'hui dans les sédiments du Fjord. Les sédiments de surface (0-2 cm) de 17 stations réparties sur tout le bassin intérieur du Fjord ont été prélevés et analysés pour le mercure total. De plus, environ 150 crevettes (*Pandalus borealis*) ont été capturées à Sainte-Rose-du-Nord pour fins d'analyse du mercure et pour une expérience de bioaccumulation à partir d'une diète contaminée. L'analyse des données disponibles pour les sédiments de surface montre que les teneurs moyennes ($0,93 \pm 0,11 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec) en mercure n'ont pas varié de façon significative au cours des dix dernières années dans la région de Sainte-Rose-du-Nord, située dans la moitié amont du bassin intérieur. Les concentrations de mercure dans le muscle comestible des crevettes varient de 0,13 à $0,58 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (poids humide) selon la taille avec une valeur moyenne de $0,36 \pm 0,11 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. On trouve une concentration moyenne de $0,26 \pm 0,09 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans le céphalothorax et la cuticule. Un accroissement rapide et important du mercure dans l'appareil digestif a été observé chez les crevettes adultes soumises à une diète de chair de moules préalablement contaminée ($6,0 \pm 1,0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Un taux de bioaccumulation de $0,09 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$

(1) Institut National de la Recherche Scientifique, INRS-Océanologie,
310 avenue des Ursulines, Rimouski, Québec G5L 3A1 (418) 724-1764.

par jour dans le muscle comestible a été estimé pour les 14 premiers jours de diète contaminée.

Mots clés : *mercure, crevettes, sédiment, Saguenay, bioessais.*

SUMMARY

From 1947 to 1976, many tons of industrial mercury were tipped into the Saguenay River and a large amount of this toxic heavy metal is now in the sediments of the Saguenay Fjord. Surface sediments (0-2 cm) were collected at seventeen stations along the inner basin of the Saguenay Fjord and analysed for total mercury content. About 150 shrimps (*Pandalus borealis*) fished in the Sainte-Rose-du Nord area were also used for mercury analyses and the determination of mercury uptake rate from contaminated food. The mercury concentrations in surface sediments ranged from 0.18 to 0.20 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (dry weight) with a mean value of 0.63 $\mu\text{g.g}^{-1}$. This mean level is about one order of magnitude higher than the background level found in deep sediments. The examination of available data for surface sediments in the Sainte-Rose-du-Nord vicinity, located in the first half of the inner basin, shows the "steady state" of the mercury contamination over the last 10 years. Indeed, the mercury concentrations observed in surface sediments ranged from 0.75 to 1.20 $\mu\text{g.g}^{-1}$, with a mean value of 0.93 $\mu\text{g.g}^{-1}$ since 1976. The steady state of mercury contamination can be explained by two hypothesis : (1) an unexpected highly active bioturbation mechanism contributes to the mercury remobilisation from lower sediment layers (10-20 cm) and its vertical transportation up to the surface, or (2) the anthropogenic upstream discharge of mercury was not really stopped in 1976 and one or many unidentified sources are still active along the Saguenay River. The mercury concentrations in the edible part of shrimps (fished in November 1985) ranged from 0.13 to 0.58 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (wet weight) with an average value of $0.36 \pm 0.11 \mu\text{g.g}^{-1}$. A positive and significative linear relationship ($r = 0.786$) is observed between the Hg concentration in the edible part and the total wet weight of the shrimp. The mean Hg in the edible part found in 1985 is not significantly different from the mean value reported in 1982. The mean concentration found in the cephalothorax and the cuticle (taken together) of shrimps was $0.26 \pm 0.09 \mu\text{g.g}^{-1}$. In order to estimate the mercury uptake rate by shrimps from contaminated food, a number of adult shrimps were fed with pre-contaminated mussel tissues ($0.6 \pm 1.0 \mu\text{g.g}^{-1}$) for three weeks. A high and rapid increase of mercury concentration was observed in the digestive organs after only 24 hours. The uptake rate in the edible part was estimated at 0.09 $\mu\text{g.g}^{-1}$ per day during the first fourteen days of the bioassay. These findings clearly indicate the fragility of the balance between the biota and the physical environment and how fast major changes can occur when the level of contamination of the diet is modified.

Key-words : *mercure, shrimps, sediment, Saguenay, bioassay.*

INTRODUCTION

L'apport de mercure d'origine anthropogénique dans la rivière Saguenay a cessé depuis plus de dix ans avec la fermeture de l'usine de chlore-alcali d'Arvida (figure 1). A partir des estimations de rejets de mercure faites par SMITH et LORING (1981), il est probable que plus de 60 tonnes de mercure aient été enfouies dans les sédiments du fjord du Saguenay entre 1947 et 1976. Plusieurs études géologiques et géochimiques ont montré la présence du mercure dans la couche sédimentaire de surface (généralement moins de 30 cm de profondeur) du bassin intérieur du Fjord (LORING, 1975 ; LORING et BEWERS, 1978 ; SCHAFFER, SMITH et LORING, 1980 ; SMITH et WALTON, 1980 ; SMITH et LORING, 1981 ; BARBEAU, BOUGIE et COTÉ, 1981 ; GOBEIL et COSSA, 1984). La plupart de ces travaux ont tenté d'établir le bilan géochimique du mercure dans le Fjord en portant une attention particulière aux taux de sédimentation, à la distribution chronologique et aux flux diffusifs vers la colonne d'eau. Aucun travail n'a encore été rapporté sur le cycle du mercure dans l'écosystème du Fjord. Le mercure, même enfoui à plusieurs centimètres sous la surface, n'est pas nécessairement retiré du circuit et peut constituer une menace à moyen terme. En effet, les travaux de BOTHNER *et al.*, (1980) et de OLSEN et COOPER (1974), entre autres, ont montré que le mercure peut être remobilisé par un processus microbien de méthylation dans les couches anoxiques du sédiment riche en matière organique. Le méthylmercure est alors plus soluble et plus biodisponible pour la faune benthique. De plus, le brassage constant du sédiment par les organismes fouisseurs du benthos contribue à perturber l'ensemble des dépôts sur une profondeur pouvant atteindre 10 à 12 cm sous l'interface eau-sédiment (SMITH et SCHAFFER, 1984) et à aplanir le sommet des profils verticaux de concentrations. Du côté biologique, la crevette *Pandalus borealis* est le seul organisme résident du Saguenay sur lequel nous possédions un minimum de données au cours des 15 dernières années (COSSA et DESJARDINS, 1984). Comme des concentrations très élevées de mercure ($7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) avaient été observées dans cette espèce au début des années 70, les permis de pêche commerciale avaient été retirés et n'ont pas encore été réétablis à ce jour.

Le but de ce travail est donc de faire le point sur la situation du mercure dans le fjord du Saguenay en 1986, à la fois dans la couche de surface du sédiment (0-2 cm) et aussi dans la crevette *P. borealis* qui est un des maillons de l'écosystème susceptible d'être le plus contaminé. Nous évaluerons l'hypothèse d'une stabilisation à long terme des teneurs en mercure dans l'ensemble du Fjord.

MÉTHODOLOGIE

Les échantillons de sédiment ont été prélevés en juillet 1986 à l'aide d'une benne Macpherson à 17 stations réparties sur la totalité du bassin intérieur du fjord (figures 1 et 2). Dans chacun des cas, le contenu de la benne a été déposé avec précaution dans un bac en polypropylène en évitant de perturber l'échantillon. Deux sous-échantillons (environ 150 g chacun) ont été prélevés en raclant la surface intacte (0-2 cm au maximum). Les échantillons furent ramenés au laboratoire et congelés jusqu'au moment de l'analyse.

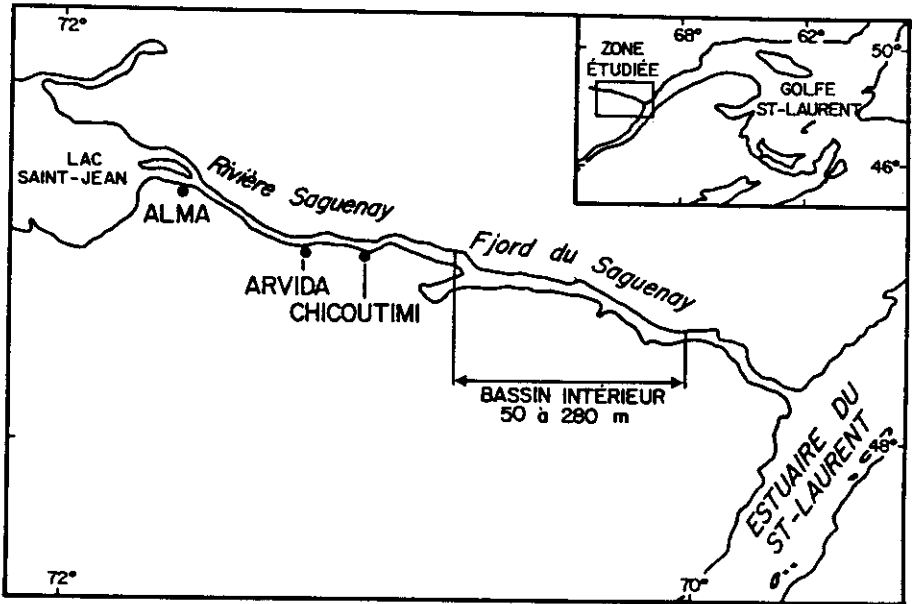


Figure 1.- Emplacement de la zone d'étude dans le fjord du Saguenay (Québec).

Figure 1.- Location of the study area in the Saguenay fjord (Québec).

Les crevettes ont été capturées en novembre 1985 à l'aide de casiers posés sur le fond à environ 500 m du quai de Saint-Rose-du-Nord. Environ 150 crevettes vivantes ont été transportées au Laboratoire de Rimouski dans des bacs réfrigérés et ensuite transférées dans un aquarium ($0,95 \text{ m}^3$) à circulation en circuit fermé (pompe circulante et réfrigérante Aquachiller® de Jewel) contenant de l'eau de mer à 30 ‰ et refroidi à 9°C . Après 24 h, les crevettes montrant les meilleurs signes d'adaptation ont été triées et transférées dans un deuxième aquarium identique au premier (refroidi à 4°C) dont le volume avait été préalablement divisé en 16 cases identiques ($0,06 \text{ m}^3$) à l'aide de pièces de filet (maille de 0,5 cm) permettant la libre circulation de l'eau dans tout l'aquarium. Chaque case a reçu 2 crevettes, sauf les 2 cases témoins qui reçurent chacune 4 crevettes, pour un total de 36 individus soumis aux bioessais. Parmi les crevettes restantes, 50 furent sélectionnées pour des analyses détaillées du contenu naturel en mercure en prenant soin de conserver une bonne distribution de toutes les tailles présentes.

A chaque fin de journée, chacune des crevettes en observation a reçu une moule préalablement contaminée (ouverte et déposée sur le fond) et les restes (coquilles et chair non mangée) ont été retirés le matin suivant. Les moules bleues (*Mytilus edulis*), d'une classe de taille $3,5 \pm 0,3 \text{ cm}$, avaient été contaminées par le méthylmercure ($3,0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) quelques jours auparavant suivant la méthode décrite par PELLETIER (1986) et congelées jusqu'au moment de l'utilisation. La concentration moyenne du mercure contenu dans la chair des moules utilisées pour ce bioessai était de $6,0 \pm 1,0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (poids humide). Les crevettes témoins ont reçu des moules non contaminées de même taille. Le comportement

alimentaire des crevettes a été noté quotidiennement. Aux jours d'expérience 0, 1, 2, 4, 5, 6, 9, 12, 14, 18, 19, et 20, deux crevettes ont été retirées de l'une ou l'autre des cases et congelées immédiatement pour analyses ultérieures. Le reste des crevettes contaminées ainsi que les crevettes témoins ont été prélevées au jour 22.

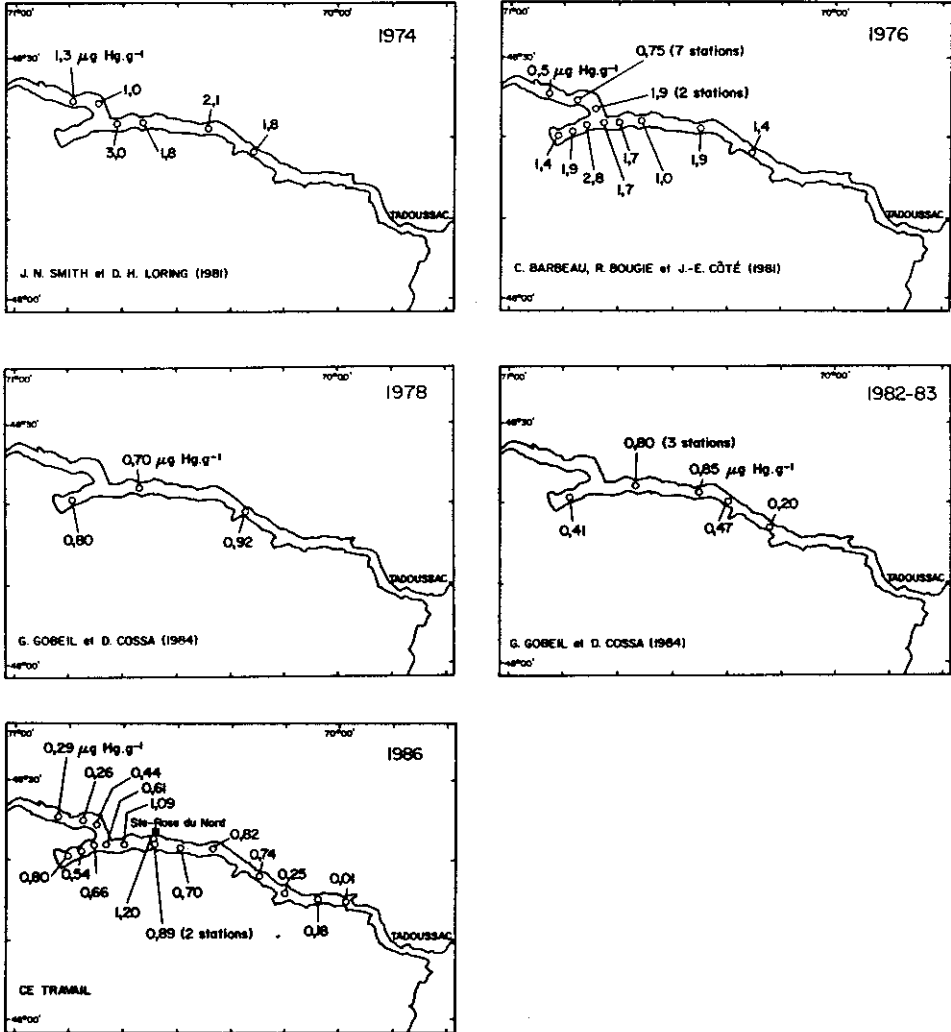


Figure 2.- Sommaire des données disponibles depuis 1974 sur les concentrations en mercure ($\mu\text{g.g}^{-1}$ poids sec) des sédiments de surface (0-2 cm) dans le fjord du Saguenay.

Figure 2.- Summary of available data since 1974 on the mercury concentrations ($\mu\text{g.g}^{-1}$ dry weight) in surface sediments (0-2 cm) in the Saguenay Fjord.

Le mercure total a été mesuré dans les sédiments et les crevettes selon la technique de la vaporisation à froid en utilisant une modification de la méthode de HATCH et OTT (1968). Les sédiments ont été séchés au four à 55 °C pendant 72 h, broyés et entreposés au sec. Un sous-échantillon de 100 à 200 mg a ensuite été digéré à l'acide et analysé selon la procédure de GOBEIL et COSSA (1984). Les crevettes furent dégelées et décortiquées en deux parties, le muscle comestible, d'une part, et le céphalothorax et la cuticule, d'autre part. Chaque partie a été égouttée et pesée précisément avant d'être homogénéisée. Pour la partie comestible, un sous-échantillon de l'homogénat a été prélevé et digéré par un mélange sulfonitrique. Pour l'autre partie, tout le matériel a été d'abord digéré et ensuite un sous-échantillon liquide a été prélevé pour l'analyse parce qu'il a été impossible d'obtenir un bon homogénat.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

1 - Contamination des sédiments de surface

Les premières données précises sur la présence du mercure dans le fjord du Saguenay ont été rapportées par LORING (1975) qui mentionne des analyses de sédiments faites sur des échantillons prélevés en 1964. La moyenne des teneurs en Hg y était de $3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (poids sec) avec des maxima de 6 à $12 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ à la tête du Fjord en aval de Chicoutimi, des valeurs intermédiaires variant entre 1 et $3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans tout le bassin intérieur et des valeurs inférieures à $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ près de l'embouchure. De telles concentrations ont poussé plusieurs groupes de chercheurs à poursuivre l'investigation et de nouveaux résultats ont été publiés quelques années plus tard. La figure 2 présente toutes les données disponibles depuis 1974, incluant les résultats de notre étude. En 1974 et 1976, alors que les rejets de l'usine d'Arvida ne sont pas encore complètement arrêtés mais fortement réduits (SMITH et LORING, 1981), nous observons que les concentrations en surface (0-2 cm) à la tête du Fjord ont considérablement diminué par rapport à 1964 mais que celles du bassin intérieur sont demeurées entre 1 et $3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. A partir de 1978, on constate une brusque diminution des teneurs surtout dans le bassin intérieur qui semble correspondre à la fin des apports anthropogéniques dans le Fjord. Cependant, il faut noter que cette variation peut être en partie un artefact provenant des méthodes d'échantillonnage des différents groupes de recherches. En effet, les données de SMITH et LORING (1981) ainsi que celles de BARBEAU, BOUGIE et CÔTÉ (1981) proviennent d'échantillons prélevés par un carottier à gravité (appareil surtout utilisé pour des études de profils en profondeur) alors que les échantillons de GOBEIL et COSSA (1984) proviennent d'un carottier à boîte, appareil beaucoup mieux adapté aux analyses près de la surface. Nos résultats, provenant d'échantillons prélevés avec une petite benne de surface ($0,1 \text{ m}^3$), confirment la présence du mercure dans tous les sédiments du bassin intérieur à une concentration moyenne de $0,63 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (poids sec) avec des écarts de $0,18$ à $1,20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Les concentrations les plus élevées se retrouvent dans la partie profonde du bassin intérieur (200 à 280 m) non loin de Sainte-Rose-du-Nord. Une cartographie détaillée de cette région (figure 3) présente les données des 10 dernières années. On

constate que dans un rayon d'environ 3 km autour du point d'échantillonnage de GOBEIL et COSSA en 1983 la teneur moyenne en mercure est de $0,93 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ sur une période de dix ans et qu'il est impossible d'y déceler une tendance significative. L'échantillon prélevé en 1986 tout près du quai de Sainte-Rose-du-Nord présente une concentration particulièrement élevée ($1,20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) qui pourrait être attribuable à une remise en suspension de sédiments plus anciens.

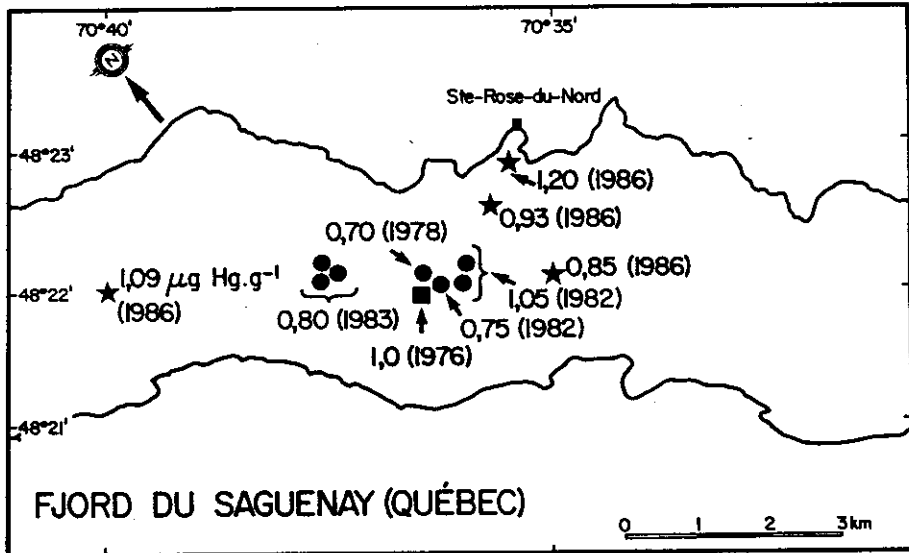


Figure 3.- Distribution des concentrations en mercure ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec) observées dans les sédiments de surface (0-2 cm) dans la région de Sainte-Rose-du-Nord depuis 1976.

Figure 3.- Distribution of mercury concentrations ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dry weight) observed in surface sediments (0-2 cm) since 1976 in the Sainte-Rose-du-Nord vicinity.

- BARBEAU, BOUGIE et COTÉ (1981),
- GOBEIL et COSSA (1984),
- * notre étude.
- BARBEAU, BOUGIE and COTÉ (1981),
- GOBEIL and COSSA (1984),
- * this study.

L'hypothèse d'une stabilisation des teneurs en mercure en surface au cours des 10 dernières années est supportée par une étude statistique des résultats de GOBEIL et COSSA (1984). Le tableau 1 présente une étude des différents profils de mercure rapportés par GOBEIL et COSSA (1984) pour la région de Sainte-Rose-du-Nord. Nous constatons que les écarts type (E.T.) calculés entre les profils d'une même année sont aussi importants que ceux calculés entre le profil de 1978 et les moyennes sur 1982 et 1983. L'analyse de variance montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les profils d'une même année et aussi entre les profils des différentes années. La moyenne générale de toutes les observations de GOBEIL et COSSA entre 0-2 cm de profondeur est de $0,85 \pm 0,22 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ce qui ne diffère pas significativement de la moyenne de nos 4 mesures ($1,02 \pm 0,15 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) prises dans la même région en 1986 (figure 3).

Tableau 1.- Etude des profils de mercure ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec) de GOBEIL et COSSA (1984) pour la région de Sainte-Rose-du-Nord entre 1978 et 1983.

Table 1.- Study of mercury profiles ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dry weight) observed by GOBEIL and COSSA (1984) in Sainte-Rose-du-Nord vicinity from 1978 to 1983.

Profils	Profondeurs (cm)														
	0-1	1-2	2-3	3-4	4-5	5-7	7-9	9-11	11-13	13-15	15-17	17-20	20-25	25-30	30-40
7I-01 (1982)	0.78	0.79	0.87	0.87	1.17	1.53	1.95	(1.96)	(2.03)	2.09	(1.30)	0.52	0.04	0.05	0.06
7I-02 (1982)	1.39	1.24	1.28	1.28	1.22	1.37	1.77	2.01	1.68	1.41	0.66	0.05	0.05	0.05	0.05
7M (1982)	0.68	0.83	0.86	0.99	1.31	1.71	2.09	2.41	(2.09)	1.77	(0.99)	0.21	0.05	0.04	0.06
Moyenne (1982)	0.95	0.95	1.00	1.05	1.23	1.54	1.94	2.13	1.93	1.76	0.98	0.26	0.05	0.05	0.06
Ecart type	0.38	0.25	0.24	0.21	0.07	0.17	0.16	0.26	0.22	0.34	0.32	0.24	0.01	0.01	0.01
Il n'y a pas de différence significative entre les profils de 1982 ($p = 0.889$)															
7B-01 (1983)	0.74	0.84	0.93	1.0	1.23	1.45	1.87	2.35	2.15	1.78	1.53	0.87	0.20	0.07	0.05
7B-02 (1983)	0.84	0.84	0.97	1.09	1.16	1.23	1.49	1.59	1.84	2.04	1.97	1.00	0.17	0.12	0.05
7B-03 (1983)	0.72	0.88	0.95	0.88	1.51	1.66	1.97	2.13	2.01	2.00	1.35	0.69	0.13	0.06	0.06
Moyenne (1983)	0.77	0.85	0.95	0.99	1.30	1.45	1.78	2.02	2.00	1.94	1.62	0.85	0.17	0.08	0.05
Ecart type	0.06	0.02	0.02	0.11	0.19	0.22	0.25	0.39	0.16	0.14	0.32	0.16	0.04	0.03	0.01
Il n'y a pas de différence significative entre les profils de 1983 ($p = 0.772$)															
7 (1978)	0.58	0.72	0.74	1.16	1.47	1.59	2.20	(2.30)	2.41	(2.09)	1.77	0.94	0.10	0.07	0.06
Moyenne 1982	0.95	0.95	1.00	1.05	1.23	1.54	1.94	2.13	1.93	1.76	0.98	0.26	0.05	0.05	0.06
Moyenne 1983	0.77	0.85	0.95	0.99	1.30	1.45	1.78	2.02	2.00	1.94	1.62	0.85	0.17	0.08	0.05
Moyenne générale	0.77	0.84	0.90	1.07	1.33	1.53	1.97	2.15	2.11	1.93	1.46	0.68	0.11	0.07	0.06
Ecart type	0.19	0.12	0.14	0.09	0.12	0.07	0.21	0.14	0.25	0.17	0.42	0.37	0.06	0.02	0.01
Il n'y a pas de différence significative entre les moyennes annuelles ($p = 0.086$)															

Les valeurs entre parenthèses ont été interpolées à partir des valeurs disponibles sur les profils.

Cette stabilisation des teneurs de surface peut sembler étonnante car nous pourrions nous attendre à une dilution progressive des concentrations de mercure par l'apport constant de matériel sédimentaire non contaminé. Le taux de sédimentation dans la région de la figure 3 a été estimé à $0,3 \text{ cm.an}^{-1}$ par SMITH et WALTON (1980). Ainsi, une accumulation de l'ordre de 3 cm de sédiments non contaminés au cours des 10 dernières années aurait dû réduire de façon mesurable les teneurs des deux premiers centimètres de sédiment malgré la bioturbation. La première hypothèse pour expliquer ce phénomène est que la vitesse du transport vertical du mercure de la couche inférieure (10-20 cm) vers la surface est suffisante pour compenser la dilution par le sédiment propre et peut même accroître les teneurs de surface. Il en ressort que le mercure enfoui depuis des décennies au fond du bassin pourrait refaire surface lentement et maintenir un état de contamination chronique de la couche superficielle du sédiment à un niveau 10 à 15 fois supérieur du niveau naturel observé dans les couches profondes. Il est possible que ce transport vertical soit uniquement dû à une bioturbation très active sur toute la couche des 10 à 15 premiers cm mais les données nécessaires à la justification de cette hypothèse ne sont pas actuellement disponibles. Une description sommaire fournie par SMITH et WALTON (1980) pour une carotte prélevée au milieu du bassin central fait mention de nombreux terriers de vers et de trous en surface possiblement causés par des crevettes ou des polychètes.

La seule autre hypothèse plausible mais tout aussi invérifiable actuellement est que l'apport anthropogénique n'a pas véritablement cessé en 1976 et qu'une ou plusieurs sources continuent de déverser des quantités modestes de mercure ou que des opérations de dragages en amont du Fjord ont accidentellement remis en suspension du mercure enfoui dans les sédiments de la Rivière. Seules des analyses détaillées du matériel particulaire en suspension pourrait permettre de vérifier cette hypothèse.

2 - Contamination des crevettes

Afin de vérifier les effets de la contamination chronique des sédiments de surface sur la chaîne trophique liée au benthos, nous avons analysé les teneurs actuelles en mercure de quelque 50 crevettes capturées dans la région immédiate de Sainte-Rose-du-Nord. Les résultats sont présentés à la figure 4. La moyenne globale de ces analyses est de $0,31 \mu\text{g.g}^{-1}$ (poids humide) avec des valeurs extrêmes de 0,11 à $0,63 \mu\text{g.g}^{-1}$. Les concentrations dans le muscle comestible varient de 0,13 à $0,58 \mu\text{g.g}^{-1}$ avec une valeur moyenne de $0,36 \pm 0,11 \mu\text{g.g}^{-1}$. Il existe une corrélation positive ($r = 0,786$) et significative ($p < 10^{-6}$) entre la concentration en mercure dans le muscle comestible et le poids humide total de la crevette (figure 4a). La mue des crevettes peut causer une variation importante des contenus en métaux dans les tissus musculaires, mais il semble que notre précaution d'échantillonner tard à l'automne ait permis d'éviter ce problème. Dans le céphalothorax et la cuticule, la concentration moyenne est de $0,26 \pm 0,09 \mu\text{g.g}^{-1}$ avec des valeurs extrêmes de 0,11 à $0,63 \mu\text{g.g}^{-1}$ (figure 4b). Il n'y a pas de corrélation nette ($r = 0,358$ et $p > 0,01$) entre le poids total et la teneur dans la partie non comestible. Cette partie de la crevette contient tout l'appareil digestif ainsi que les organes d'excrétion ce qui peut expliquer en partie la variabilité observée puisque l'analyse ne distingue pas entre le contenu intestinal et les tissus de la crevette elle-même. Ainsi, il est possible que la concentration mesurée soit en bonne partie due à l'alimentation de la crevette au cours des dernières heures avant sa capture. Des concentrations en mercure dans

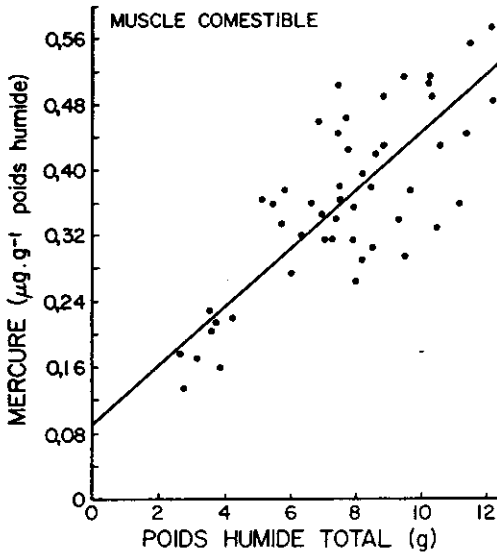


Figure 4a.- Concentrations du mercure ($\mu\text{g.g}^{-1}$ poids humide) contenu dans le muscle comestible en fonction du poids humide total de la crevette.

Figure 4b.- Mercury concentrations ($\mu\text{g.g}^{-1}$ wet weight) found in the edible part in relation to the total wet weight of shrimp.

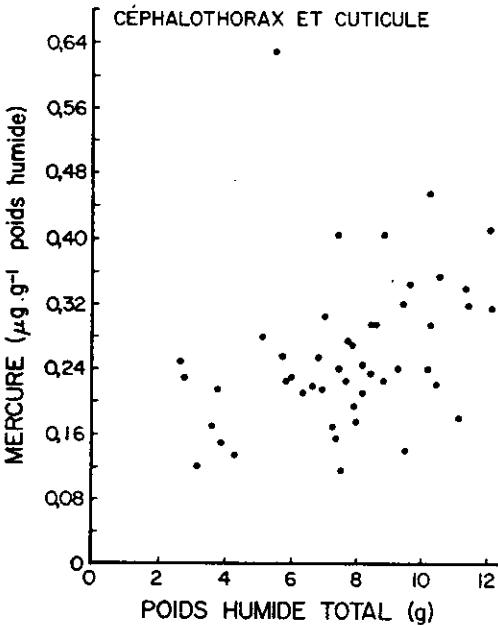


Figure 4b.- Concentrations du mercure ($\mu\text{g.g}^{-1}$ poids humide) contenu dans le céphalothorax et la cuticule en fonction du poids humide total de la crevette.

Figure 4b.- Mercury concentrations ($\mu\text{g.g}^{-1}$ wet weight) found in the cephalothorax and the cuticle in relation to the total wet weight of shrimp.

le muscle comestible de crevettes capturées dans le Saguenay entre 1970 et 1983 (COSSA et DESJARDINS, 1984) semblent indiquer une stabilisation des teneurs autour de $0,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ en 1982 et 1983.

Enfin, il faut noter que le rapport poids humide/poids sec est de 3,56 pour le muscle comestible (déterminé sur 16 échantillons). Ainsi, la teneur moyenne exprimée en poids sec dans le muscle des crevettes de 1985 est de $1,28 \mu\text{g.g Hg.g}^{-1}$, soit une valeur très voisine de la concentration du mercure mesurée dans les sédiments prélevés dans la même région d'échantillonnage à quelques centaines de mètres du quai de Sainte-Rose-du-Nord (figure 3).

3 - Bioaccumulation du mercure par la nourriture chez la crevette

Afin d'estimer le taux de bioaccumulation du mercure par la nourriture chez *P. borealis* et aussi de vérifier l'hypothèse selon laquelle la variabilité des teneurs en Hg observées dans la partie non comestible de la crevette serait liée à l'alimentation de celle-ci au cours des dernières heures avant la capture, nous avons réalisé un bioessai portant sur une trentaine de crevettes adultes pendant une période de trois semaines. Le tableau 2 montre les teneurs en Hg mesurées dans les différentes parties des crevettes alimentées avec de la chair de moules contaminée. Environ le tiers des crevettes a refusé cette diète et leur contenu en mercure n'a pas changé significativement au cours de l'expérience. Après 22 jours, les crevettes témoins (celles ayant reçu de la chair de moules non contaminée) ont un niveau de mercure légèrement supérieur à celui observé au départ. Ce phénomène est essentiellement dû à la présence d'un peu de mercure dans l'eau constamment recyclée de l'aquarium malgré la présence d'un filtre au charbon. Ce mercure provient de la solubilisation des fèces et aussi probablement de la mise en suspension d'un peu de chair de moule contaminée. Les crevettes qui se sont régulièrement alimentées ont accumulé des quantités impressionnantes de mercure dans leurs organes et tissus en très peu de temps. Dès le premier jour, une crevette qui s'est alimentée quelques heures avant son prélèvement a déjà une concentration de $1,49 \mu\text{g.g}^{-1}$ dans son système digestif alors que le mercure n'a pas encore véritablement atteint le muscle comestible avec une teneur de seulement $0,53 \mu\text{g.g}^{-1}$. De façon générale, les concentrations dans le céphalothorax et la cuticule sont très variables et ne sont pas corrélées significativement ($p \geq 0,07$) avec le temps de contamination.

Ce résultat confirme l'hypothèse émise plus haut pour expliquer la grande variabilité des concentrations observées chez les crevettes du milieu naturel (figure 4b).

La figure 5 montre la relation entre la concentration en Hg dans le muscle comestible et le temps d'exposition à la nourriture contaminée. On trouve une corrélation linéaire positive ($r = 0,945$) et significative ($p = 0,001$) pour les 14 premiers jours d'exposition. Ensuite, la teneur semble se stabiliser autour d'une valeur moyenne de $1,5 \mu\text{g.g}^{-1}$. Ce phénomène de stabilisation du contenu en mercure a déjà été observé chez la moule *Mytilus edulis* (PELLETIER, 1986), la moule *M. galloprovincialis* et la crevette *Lysmata seticaudata* (FOWLER, HEYRAUD et LA ROSA, 1978) ainsi que chez l'étoile de mer *Leptasterias polaris* (PELLETIER et LAROCQUE, 1987). La pente de la droite de régression (figure 5) permet d'estimer un taux apparent de bioaccumulation de $0,09 \mu\text{g.g}^{-1}$ par jour. Ce taux est la résultante des mécanismes d'assimilation et d'excrétion dont les vitesses ne peuvent pas être évaluées avec les présentes données. Nous observons seulement que le taux d'excrétion est égal à

Tableau 2.- Concentrations du mercure ($\mu\text{g.Hg.g}^{-1}$ poids humide) dans les crevettes *Pandalus borealis* soumise à une diète de chair de moules préalablement contaminée ($6,0 \mu\text{g.g}^{-1}$).

Table 2.- Mercury concentrations ($\mu\text{g.g}^{-1}$ wet weight) in shrimps *Pandalus borealis* fed with pre-contaminated mussel tissues ($6.0 \mu\text{g.g}^{-1}$).

Jour du prélèvement	Poids total de la crevette (g poids humide)	Hg dans céphalo- thorax et cuticule ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Hg dans le muscle comestible ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Hg moyen dans la crevette ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Nombre de crevettes (n)
0	7.14 ± 0.67	0.29 ± 0.01	0.44 ± 0.12	0.36 ± 0.05	2
1	6.86	1.49	0.53	1.01	1
2	7.09	0.51	0.79	0.65	1
4	11.30	1.64	0.71	1.18	1
9	4.97	2.12	1.60	1.86	1
12	7.77 ± 0.57	2.11 ± 0.07	1.67 ± 0.06	1.89 ± 0.01	2
14	6.78	2.29	1.53	1.91	1
18	7.98	1.69	1.51	1.60	1
19	11.16	1.41	1.22	1.31	1
22	9.74 ± 2.09	1.93 ± 0.48	1.65 ± 0.42	1.79 ± 0.42	7
22 (témoins)	8.17 ± 2.17	0.51 ± 0.19	0.59 ± 0.07	0.55 ± 0.10	7

celui de l'assimilation après deux semaines de diète contaminée. Une expérience similaire à la nôtre (RIISGARD et FAME, 1986) utilisant la crevette *Crangon crangon* et de la chair de moule naturellement contaminée à $0,85 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a montré que les crevettes ont bioaccumulé environ 75 % du mercure organique ingéré. Le taux de bioaccumulation du mercure total a été de l'ordre de $0,03 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ par jour sur une période de 20 jours. Il faut noter que *C. crangon* est une crevette environ 20 fois plus petite que *P. borealis* et que l'expérience a été conduite à une température de 12-15 °C et une salinité de 16-18 ‰ ce qui rend impossible la comparaison directe des résultats. Malgré les différences expérimentales, il est certain que l'ensemble de ces observations montre la fragilité de l'équilibre qui existe entre la crevette et son milieu et que la modification très rapide de cet équilibre peut survenir par un changement externe principalement associé à son alimentation.

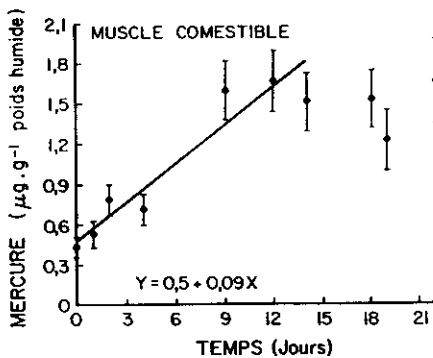


Figure 5.- Variation de la concentration du mercure ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids humide) mesurée dans le muscle comestible de crevettes soumises à une diète de chair de moules préalablement contaminées ($6,0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

Figure 5.- Variation of the mercury concentration ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ wet weight) found in the edible part of shrimps fed with pre-contaminated mussel tissues ($0.6 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

CONCLUSION

Nos travaux démontrent pour la première fois qu'un état d'équilibre s'est progressivement établi au niveau de la contamination du Fjord par le mercure de 1976 à 1986. Le fait que les teneurs en mercure des sédiments de surface du bassin intérieur ne varient pas significativement au cours de ces années peut s'expliquer par deux phénomènes distincts : [1 - un mécanisme biogéochimique de remobilisation, possiblement induit par la bioturbation, qui provoque une migration verticale du mercure vers la surface en provenance des couches plus profondes (10 - 15 cm) et vient annuler l'effet de dilution normalement attendu par l'apport de sédiments non contaminés, [2 - l'apport anthropogénique du mercure provenant de l'amont n'a pas véritablement cessé en 1976 et se continue encore aujourd'hui à un niveau réduit mais détectable. Le même état d'équilibre est aussi visible dans les teneurs en mercure dans les crevettes capturées dans la région de Sainte-Rose-du-Nord au cours des dernières années. Enfin, notre étude en laboratoire a montré la rapide contamination des crevettes soumises à une diète contaminée avec un taux de bioaccumulation de l'ordre de $0,09 \mu\text{g}\cdot\text{Hg}\cdot\text{g}^{-1}$ par jour. Cette observation incite à la plus grande prudence quant à la réouverture de la pêche commerciale dans le Fjord car les teneurs en mercure dans les crevettes peuvent augmenter brutalement si un changement survient dans leur milieu.

Par exemple, la remise en suspension de quelques cm de sédiments de surface par le passage répété d'une drague utilisée pour la pêche à la crevette aurait sans doute des conséquences immédiates sur les teneurs en mercure dans les crevettes et les autres espèces dont l'alimentation est reliée au benthos. COSSA et DESJARDINS (1984) avaient soulevé les mêmes inquiétudes en mentionnant la possibilité d'une augmentation de la biodisponibilité du mercure dans l'environnement.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été rendu possible grâce au support financier de Pêches et Océans Canada (subvention à la recherche et utilisation du GREBE) et du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (dépenses courantes E.P. et bourse d'études C.R.).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BARBEAU C., BOUGIE R., COTE J.E. (1981). Temporal and spatial variations of mercury, lead, zinc, and copper in sediments of the Saguenay Fjord. *Can J. Earth Sci.*, 18: 1065-1074.
- BOTHNER M.H., JAHNKE R.A., PETERSON M.L., CARPENTER R. (1980). Rate of mercury loss from contaminated estuarine sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 44: 273-285.
- COSSA D., DESJARDINS C. (1984). Evolution de la concentration en mercure dans les crevettes du fjord du Saguenay (Québec) au cours de la période 1979-83. *Rapp. tech. can. hydrogr. sci. océan.* n°32, 8 pp..
- FOWLER S.W., HEYPAUD M., LA ROSA J. (1978). Factors affecting methyl and inorganic mercury dynamics in mussels and shrimps. *Mar. Biol.*, 46: 267-276.
- GOBEIL C., COSSA D. (1984). Profils des teneurs en mercure dans les sédiments et les eaux interstitielles du fjord du Saguenay (Québec) : données acquises au cours de la période 1978-83. *Rapp. tech. can. Hydrogr. Sci. Océan.* n°53: 23 pp..
- HATCH W.R., OTT L.W. (1968). Determination of submicrogram quantities of mercury by atomic absorption spectrometry. *Anal. Chem.*, 40: 2085-2087.
- LORING D.H. (1975). Mercury in the sediments of the Gulf of St. Lawrence. *Can. J. Earth Sci.*, 12: 1219-1237.
- LORING D.H., BEWERS J.M. (1978). Geochemical mass balances for mercury in a Canadian fjord. *Chem. Geol.*, 22: 309-330.
- OLSEN B.H., COOPER R.C. (1974). *In situ* methylation of mercury in estuarine sediments. *Nature*, 252: 682-683.
- PELLETIER E. (1986). Modification de la bioaccumulation du sélénium chez *Mytilus edulis* en présence du mercure organique et inorganique. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.*, 43: 203-210.
- PELLETIER E., R. LAROCQUE. (1987). Bioaccumulation of mercury in starfish from contaminated food. *Mar. Pollut. Bull.*, 18 : 482-485
- RIISGARD H.U., FAME P. (1986). Accumulation of inorganic and organic mercury in shrimp, *Crangon crangon*. *Mar. Pollut. Bull.*, 17: 255-257.
- SCHAFER C.T., SMITH J.N., LORING D.H. (1980). Recent sedimentation events at the head of Saguenay fjord, Canada. *Environ. Geol.*, 3: 139-150.

SMITH J.N., LORING D.H. (1981). Geochronology for mercury pollution in the sediments of the Saguenay Fjord, Quebec. *Environ. Sci. Technol.*, 15: 944-951.

SMITH J.N., SCHAFER C.T. (1984). Bioturbation processes in continental slope and rise sediments delineated by Pb-210, microfossil and textural indicators. *J. Mar. Res.*, 42: 1117-1145.

SMITH J.N., WALTON A. (1980). Sediment accumulation rates and geochronologies measured in the Saguenay fjord using the Pb-210 dating method. *Geochim. Cosmochim. Acta*; 44: 225-240.