

Programme scientifique Seine-Aval

11 • La dynamique du mercure

Coordinateur
Daniel Cossa

11 - La dynamique
du mercure



11

Programme scientifique
Seine-Aval



Ifremer



56h
RES



Présentation du programme Seine-Aval

Seine-Aval est un programme d'études et de recherches interdisciplinaires à caractère appliqué sur l'estuaire de la Seine qui a débuté en 1995. La zone d'étude couvre les 160 km de Poses (en amont de Rouen) à la baie de Seine.

Il réunit plus d'une centaine de chercheurs dans des disciplines aussi diverses que la physique, la géologie, la chimie, l'écologie, l'écotoxicologie, appartenant à plus d'une vingtaine de laboratoires répartis sur l'ensemble du territoire national et en Belgique.

Le programme Seine-Aval est piloté par un comité exécutif constitué par un directeur, M. Louis-Alexandre Romaña, et trois membres, MM. Daniel Cossa, Ghislain de Marsily et Robert Meyer.

Les objectifs principaux fixés au programme Seine-Aval sont de fournir les connaissances nécessaires à la compréhension du fonctionnement de l'écosystème estuarien et de développer des outils d'aide à la décision pour les acteurs régionaux et nationaux :

- dans l'optique d'une restauration de la qualité des eaux de la Seine et de la préservation des milieux naturels de la vallée,
- dans le souci de concilier les différents usages identifiés.

Pour structurer la démarche opérationnelle, quatre axes de recherche ont été développés :

► **Hydrodynamique et transport sédimentaire** : sont concernés le régime des eaux, l'érosion et la sédimentation. Ces processus ont une incidence directe sur la formation du bouchon

vaseux, phénomène majeur pour le fonctionnement du système estuarien. Cet axe permet aussi de comprendre le transport et le devenir des contaminants qu'ils soient chimiques ou biologiques ;

► **Microbiologie et oxygénation** : ont été étudiés les organismes microscopiques jouant un rôle essentiel dans le maintien de la qualité de l'eau, notamment le taux d'oxygène dissous qui connaît de graves déficits en période estivale. Sont concernés aussi les germes d'intérêt sanitaire ;

► **Dynamique des contaminants** : on cherche la détermination des niveaux de concentrations des contaminants chimiques et à mieux connaître les processus régissant le comportement de certaines espèces chimiques dans l'estuaire ainsi qu'à développer et intégrer la modélisation biogéochimique aux modèles hydro-sédimentaires ;

► **Édifices biologiques** : le constat de l'état biologique de l'estuaire, l'étude des relations trophiques entre les organismes vivants, la bioaccumulation le long de certaines chaînes alimentaires font partie de ce thème. Cela a impliqué de connaître l'état des populations, d'évaluer leur niveau de contamination et d'apprécier les effets de cette contamination sur les organismes (poissons, mollusques bivalves, etc.).

En outre, un important travail de modélisation mathématique a permis d'intégrer les données obtenues dans ces différents domaines. La traduction, sous une forme synthétique et simplifiée, des mécanismes étudiés permet de produire, dans la mesure du possible, des outils descriptifs et prédictifs du fonctionnement de cet écosystème continuellement en cours de réaménagements.



Partenaires du programme Seine-Aval

Le programme scientifique Seine-Aval est inscrit au contrat de plan État-Région de Haute-Normandie et au contrat de plan interrégional du Bassin parisien.

Les travaux et recherches réalisés dans ce cadre sont financés par les partenaires suivants :

- la Région Haute-Normandie (maître d'ouvrage) et les autres Régions du Bassin parisien (Ile-de-France, Basse-Normandie, Pays de la Loire, Centre, Picardie, Champagne-Ardenne, Bourgogne) ;
- le ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement ;
- les industriels de Haute-Normandie ;
- l'agence de l'Eau Seine-Normandie.



ASICEN



Moyens nautiques

Les moyens nautiques sont fournis par les partenaires suivants :

- l'Ifremer ;
- l'Insu/CNRS ;
- la cellule antipollution de la Seine.

Ifremer



pollution eau



DREAL NORMANDIE
SMCAP/BARDO
N° d'inventaire : 7353

La dynamique du mercure

Coordinateur : Daniel Cossa⁽¹⁾

Auteurs : Daniel Cossa⁽¹⁾, André Ficht⁽²⁾

(1) Ifremer Nantes, Del/pc

(2) Cellule antipollution, service de la navigation de la Seine

Sommaire

Introduction	3
Chapitre I - La Seine, un fleuve contaminé par le mercure	
La retombée atmosphérique	7
Le sol et le sous-sol	8
La contamination à l'entrée de l'estuaire	8
Chapitre II - Des apports internes à l'estuaire : rejets industriels, urbains et agricoles	9
Chapitre III - Dans l'eau, plus de 90 % du mercure sont associés aux matières en suspension	10
Chapitre IV - Le mercure en solution, une fraction faible en équilibre avec la phase particulaire	13
Chapitre V - Réduction et méthylation, des réactions compétitives qui mobilisent le mercure	15
Chapitre VI - La bioconcentration du mercure chez les organismes vivants	17
Chapitre VII - Tendances temporelle de la contamination depuis 1986	19
Conclusion	21
Références bibliographiques	22
Glossaire	24

Introduction

Le mercure est un métal dont la dynamique dans l'environnement est conditionnée par trois propriétés fondamentales : physique, par sa volatilité à température ambiante, chimique, par la stabilité de ses liaisons avec le carbone et le soufre, et biologique, par sa très forte bioconcentration et sa toxicité. Sa forme la plus mobile est le mercure élémentaire (Hg^0), ses formes les plus stables le sulfure et le séléniure (HgSe) et sa forme la plus toxique le monométhylmercure (CH_3Hg^+). Ce dernier composé, en très faible quantité dans l'eau, se concentre jusqu'à dix millions de fois dans les organismes aquatiques, tout particulièrement les poissons carnivores. Le consommateur est ainsi exposé à des doses qui peuvent, dans les cas extrêmes, occasionner à long terme une neurotoxicité* grave (voir p. 4).

Le mercure existe dans la nature sous une grande variété de formes physicochimiques aux propriétés diverses qui gouvernent sa distribution dans l'environnement (voir p. 4). Son cycle biogéochimique fait intervenir des conversions d'espèces chimiques qui se traduisent par des changements de phase (liquide, solide ou gaz) et, en conséquence, des devenir dans l'environnement très différents (voir p. 15). Sa forme élémentaire est très volatile, ses formes ionisées très réactives vis-à-vis des surfaces, ses composés alkylés stables et son sulfure insoluble. En phase gazeuse, il est très mobile et transporté sur de grandes distances dans l'atmosphère ; associé aux solides (formes dites particulaires), il voyage sur des distances plus courtes avec les sédiments en suspension. Sa source principale pour le milieu aquatique est la pluie. Il provient aussi des sols et des roches : sous forme particulaire par le jeu de l'érosion et, sous forme dissoute, par l'altération* et le lessivage. Sa répartition entre les phases solide et liquide résulte de lois d'équilibre et de cinétiques.

Le mercure est présent dans l'environnement de sources naturelles et anthropiques. Le dégazage naturel de l'écorce terrestre et les activités humaines constituent les sources principales de mercure mobilisé¹ dans l'environnement (voir p. 5). On estime à plus de 50 % la part anthropique du mercure mobilisé à l'échelle planétaire. La contamination par le mercure est ubiquiste en raison de sa grande mobilité et les systèmes aquatiques sont particulièrement affectés (voir p. 17). L'estuaire de la Seine n'échappe pas à cette règle.

Ce fascicule constitue une synthèse des connaissances sur la dynamique du mercure et l'état de la contamination de l'estuaire de la Seine par ce métal. Les données utilisées proviennent de différents travaux, principalement de Coquery (1994), Coquery *et al.* (1997), Cossa *et al.* (1994), Idlafkih (1998), Mikac *et al.* (1999) et Nakhlé (1999), et de données non publiées du programme Seine-Aval, de la cellule anti-pollution du service de la navigation de la Seine et du réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (RNO). Après une évocation des sources et du niveau de contamination en mercure du bassin versant de la Seine (chapitre I), nous présentons une évaluation des apports internes à l'estuaire (chapitre II), la répartition du métal entre les phases dissoute et particulaire (chapitres III et IV), les deux réactions chimiques qui gouvernent la spéciation et la biodisponibilité du mercure (chapitre V), et l'état de la contamination du compartiment biotique (chapitre VI). Enfin (chapitre VII), nous évoquons l'évolution temporelle de la contamination au cours de la dernière décennie.

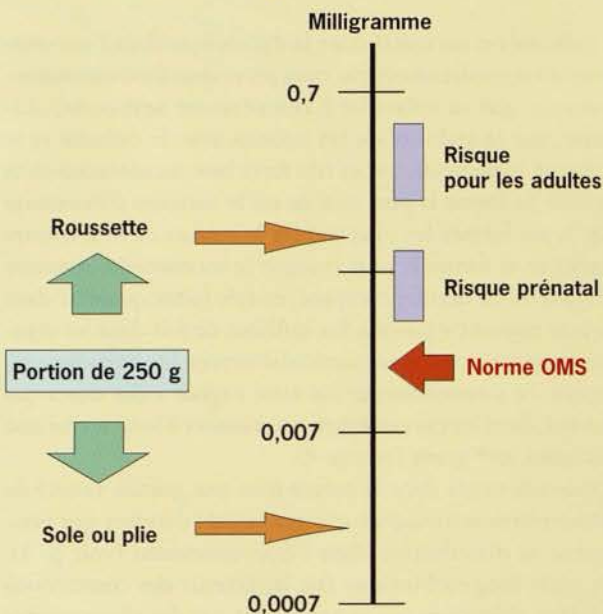
(*) expliqué dans le glossaire.

1. Un élément mobilisé signifie qu'il est rendu disponible aux réactions chimiques et biologiques dans la biogéosphère. Certaines formes chimiques du mercure dans des milieux particuliers sont inaccessibles aux transformations biogéochimiques. C'est le cas du sulfure ou du séléniure de mercure en milieu anoxique à l'abri de la lumière (par exemple les sédiments profonds).

La toxicité du mercure

Le mercure est le seul élément chimique dont l'introduction dans le milieu marin par l'activité humaine ait entraîné mort d'homme. Quarante-huit décès, sept cents paralysés et plusieurs milliers d'individus atteints ont en effet été recensés suite au déversement de cent cinquante tonnes de mercure dans la baie de Minamata au sud du Japon au cours des années cinquante et soixante. Cette maladie tragique fut le résultat de l'ingestion par des pêcheurs et leur famille de poissons contaminés par un dérivé neurotoxique du mercure, le méthylmercure. Si la présence de mercure méthylé dans la chair de poisson ne peut occasionner une toxicité létale que dans les cas extrêmes où l'imprudence humaine est patente, elle peut provoquer des problèmes neurologiques allant du tremblement à la paralysie chez les gros consommateurs de certains poissons carnivores, même lorsque ces derniers ont été pêchés dans des régions très éloignées des sources de contamination. En particulier, des retards du développement psychomoteur, résultant de l'absorption de méthylmercure lors de la phase embryonnaire ou lors de l'allaitement, ont été détectés chez des enfants; c'est pourquoi les recommandations de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) insistent sur la prévention auprès des femmes enceintes ou qui allaitent. La dose hebdomadaire admissible (DHA) émise en 1989 par l'OMS est de 200 µg (1 µg = 10⁻⁶ g) de mercure méthylé pour un individu adulte. En France, l'apport moyen par l'alimentation est d'environ 100 µg par semaine, les produits marins entrant pour une grande part dans ce bilan (Decloitre, 1998). À partir de la DHA, des propositions de « concentration » limite chez le poisson destiné à la consommation humaine ont été faites dans divers pays. Elles varient de 0,3 à 1 mg de mercure « total » (toutes espèces chimiques confondues) par kilogramme de chair humide (p.h.*). Par décision de la Commission européenne du 19 mai 1993 (93/351/EEC), la teneur maximale tolérable pour la mise en marché des produits de la mer est de 0,5 mg/kg (p.h.), soit environ 2,5 mg/kg de chair sèche (p.s.*). Cette limite est

Dose journalière admissible



repoussée à 1 mg/kg (p.h.) pour certaines espèces de haut niveau trophique parmi lesquelles requins, thons, raies, flétan, bar, anguille, etc. La France a intégré cette directive dans sa législation (Journal officiel du 21 juillet 1995). Pour les coquillages, par arrêté du 21 mai 1999, la République française a fixé la limite à 0,5 mg/kg (p.h.). Par ailleurs, le ministère de la Santé du Minnesota aux États-Unis a proposé une valeur limite, non plus exprimée en mercure « total » mais en mercure méthylé, de 0,16 mg/kg (p.h.). Cette teneur n'est pas éloignée des concentrations que l'on rencontre chez certains poissons prédateurs. Dans l'estuaire de la Seine, cette limite n'est atteinte qu'exceptionnellement.

Les principales espèces du mercure stables dans les eaux naturelles

Valence	Dénomination	Formule chimique
0	Mercure élémentaire	Hg ⁰
II	Ion mercurique libre	Hg ²⁺
II	Chlorocomplexes	HgCl ⁺ , HgCl ₂ , HgCl ₃ ⁻
II	Hydroxocomplexes	Hg(OH) ⁺ , Hg(OH) ₂
II	Thiocomplexes	HgSR, CH ₃ HgSR
II	Monométhylmercure	CH ₃ HgCl
II	Diméthylmercure	CH ₃ HgCH ₃
II	Sulfure de mercure	HgS
II	Séléniure de mercure	HgSe
II	Complexes fulviques et humiques	

Sous sa forme élémentaire (Hg⁰), le mercure est stable dans les conditions naturelles et très volatil. Oxydé, il forme principalement des composés divalents*. Les composés mercurieux (I) ne sont stables que dans un domaine de concentration limité; les réactions de précipitation ou de complexation, par des ligands* anioniques, produisent

toutes sa dismutation* en sel mercurique. Les ions mercuriques forment des composés stables avec le carbone, l'azote, le chlore, le brome, l'iode et surtout le soufre et le sélénium. Le mercure se démarque des autres métaux par une forte tendance à former des liaisons covalentes* plutôt que ioniques. En particulier, sa liaison avec le carbone est très forte. Le méthylmercure est particulièrement stable. Le diméthylmercure, volatil, l'est beaucoup moins. L'ion mercurique a une forte tendance à former des complexes avec les halogènes mais aussi avec l'azote, le soufre et le carbone. Ces complexes sont des espèces chimiques abondantes dans les milieux aqueux naturels, en particulier les chlorocomplexes dans l'eau de mer et les complexes humiques et fulviques en eau douce. Le sulfure mercurique (HgS) présente une solubilité très faible. Le séléniure de mercure (HgSe) constituerait la molécule la plus stable produite par les réactions biochimiques et géochimiques.

Cycle global du mercure

Le bilan massique global du mercure ci-dessous considère les phénomènes à l'échelle de notre planète. Il comprend généralement quatre réservoirs : l'atmosphère, l'océan, les sédiments et les continents. Le transfert du mercure s'effectue très schématiquement par volatilisation, déposition sèche et pluie, transport fluvial et sédimentation.

Les émissions atmosphériques

Le mercure émis naturellement dans l'atmosphère représente environ $1\,000 \cdot 10^3 \text{ kg an}^{-1}$. Les émissions anthropogéniques directes ou les réémissions constituent, avec un total d'environ $4 \cdot 10^6 \text{ kg an}^{-1}$, entre 50 et 80 % des émissions totales sur toute la planète. Actuellement, la principale source est la réémission de mercure anthropique déposé. Les sources ponctuelles anthropiques sont par ordre d'importance : la combustion des hydrocarbures fossiles, en particulier le charbon, l'incinération d'ordures ménagères et hospitalières, et les procédés industriels (fabrication de la soude caustique, métallurgie non-ferreuse, etc.). Les sources diffuses sont nombreuses : tubes fluorescents, piles, thermomètres, peintures, gaz d'échappement des véhicules, décharges d'ordures, certains dépôts d'armes, sols contaminés et certaines exploitations de gaz naturel.

Des inventaires détaillés aux niveaux global et régional ont été récemment produits. Le tableau ci-contre en résume les principaux résultats. En Europe, le principal pays émetteur est l'Allemagne, la France est en cinquième position. L'Europe se caractérise par l'importance de ses sources industrielles.

Émissions atmosphériques de mercure anthropique en 1990 (10^3 kg a^{-1}) selon Baeyens W., Ebinghaus R., Vasiliev O. (eds), 1996. *Global and regional mercury cycles*. Kluwer Acad. Publish.

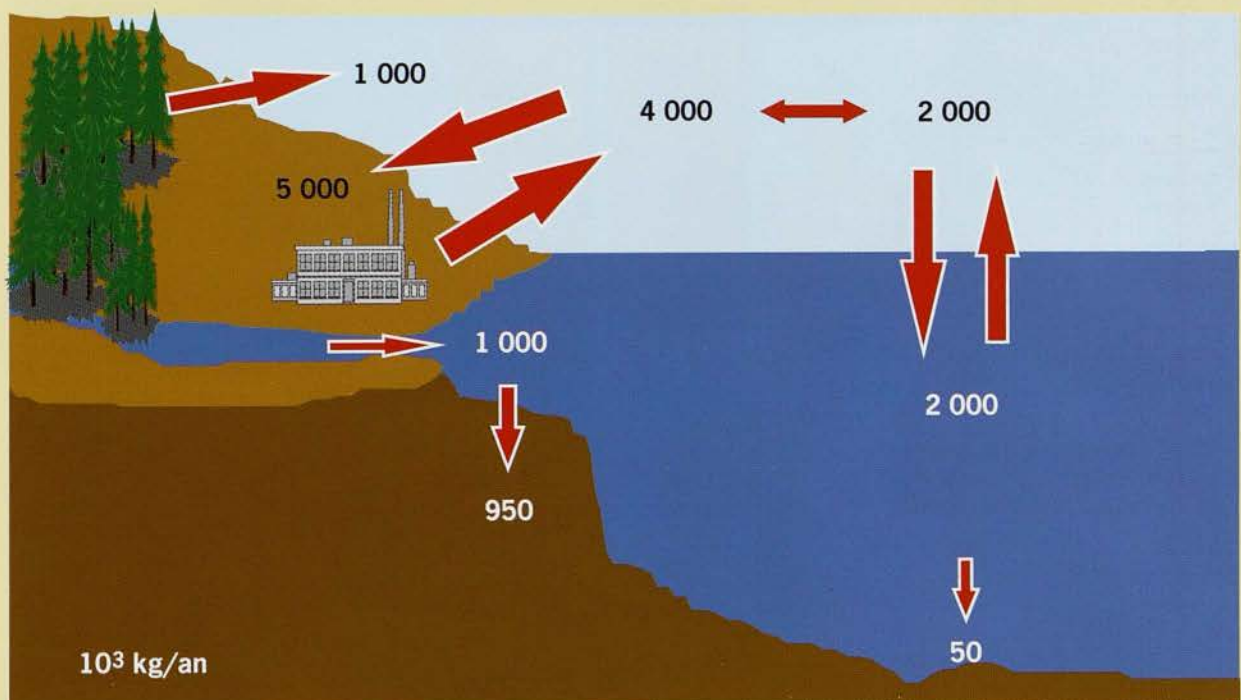
Source	France*	Europe	États-Unis
Combustion d'hydrocarbures	6	195	78
Industries	4	390	29
Incinération des ordures	11	28	118
Autres	1	14	5
Total	22	627	230

*Estimation des auteurs à partir des données du Mate et du Citepa.

Dépôt à la surface de la mer

Les apports en mercure à l'océan par voie atmosphérique sont globalement dix fois plus élevés que les apports par les fleuves (Mason *et al.*, 1994). Même à l'échelle côtière, les apports atmosphériques dépassent les apports fluviaux. Ce dépôt, maximal dans les latitudes moyennes de l'hémisphère nord, sur le domaine continental est deux à trois fois supérieur à celui réalisé sur le domaine océanique. Ce type de distribution de la retombée atmosphérique est compatible avec une source de mercure majoritairement continentale.

Cycle global du mercure



Pour les régions côtières européennes, les flux peuvent atteindre $40 \text{ ng m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, le long des côtes du Danemark. Pour la Méditerranée occidentale, l'estimation est de $12 \text{ ng m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. La distribution des dépôts de mercure a été modélisée à l'échelle européenne (Galperin *et al.*, 1994). Pour le bassin de la Seine, elle serait de $16 \text{ ng m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. D'après le modèle de Mason *et al.* (1994), les échanges océan-atmosphère seraient globalement équilibrés et de l'ordre de 2.10^6 kg a^{-1} . Par ailleurs, ils seraient aujourd'hui plus de trois fois supérieurs à ceux de l'ère pré-industrielle.

Les apports fluviaux

Les apports fluviaux de mercure dissous à l'océan mondial ont été estimés à $26.10^3 \text{ kg a}^{-1}$ (Cossa *et al.*, 1996). Ce flux représente moins de 10 % de la retombée atmosphérique dans la zone côtière. Le flux de mercure associé aux particules charriées par les fleuves est estimé à près de 10^6 kg a^{-1} . La plupart de cette charge est retenue au niveau des marges océaniques* ($940.10^3 \text{ kg a}^{-1}$).

Sédimentation

La rétention du mercure dans les sédiments océaniques profonds, avec ses $36.10^3 \text{ kg a}^{-1}$, est donc environ vingt fois plus faible que sur les marges océaniques. Les sédiments côtiers constituent en effet un réservoir important de mercure pour le milieu marin.

Il n'y a pas de données disponibles sur les concentrations en mercure des fluides hydrothermaux. En raison de la faible solubilité des espèces, en particulier des sulfures, et des réactions d'enlèvement (« scavenging » chez les Anglo-Saxons) près des sources, les concentrations ne doivent pas, selon Fitzgerald & Mason (1997), y dépasser 200 ng l^{-1} . Si l'on estime à $1,4.10^9 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$ le volume d'eau des sources hydrothermales* océaniques, le flux de mercure associé pourrait être relativement faible ($< 300 \text{ kg a}^{-1}$).

Chapitre I

La Seine, un fleuve contaminé par le mercure

La composition chimique des eaux fluviales, incluant les éléments traces comme le mercure, dépend des réactions chimiques se produisant au cours du cycle de l'eau. Les eaux de pluie atteignent la végétation avant de ruisseler ou de s'infiltrer plus ou moins en profondeur dans les sols. Le mélange de ces eaux d'origines et d'histoires diverses forme les cours d'eau. La composition initiale de l'eau de pluie est altérée au contact des matériaux rencontrés sur son parcours : couvert végétal (ou revêtements urbain et routier), humus, matériaux superficiels et roches sous-jacentes. Cette composition évolue en fonction des cinétiques et des équilibres de dissolution, de précipitation, d'échange gazeux, de sorption*, de complexation*, etc. À l'action de ces processus naturels plus ou moins modifiés par l'activité humaine, en particulier par les usages des sols (urbanisation et agriculture) ou l'acidité des précipitations, il faut ajouter les rejets directs de contaminants chimiques de sources industrielles, agricoles et urbaines. Dans le cas du mercure, la source primaire est constituée par les émissions atmosphériques qui atteignent

le milieu aquatique principalement *via* les précipitations. L'altération des roches n'est qu'une faible source de mercure pour le milieu aquatique. Sols et sous-sols jouent un rôle de rétention (par adsorption du mercure), avec pour résultat un appauvrissement en mercure des eaux souterraines et hypodermiques* par rapport aux eaux de ruissellement (Quémerais *et al.*, 1999).

La retombée atmosphérique

Les données sur les teneurs en mercure dans l'atmosphère ou dans les précipitations sur le bassin de la Seine sont inexistantes. Pour se faire une idée de l'ordre de grandeur probable de ces paramètres, nous disposons de données de concentration en mercure troposphérique, qui varient de 2 à 4 ng/m³ (1 ng = 10⁻⁹ g) (Petersen, 1992), et de données pour la pluie de l'ordre de la dizaine de nanogrammes par litre (Laurier, résultats non publiés). À partir de ces approximations, la retombée à l'échelle du bassin de la Seine peut

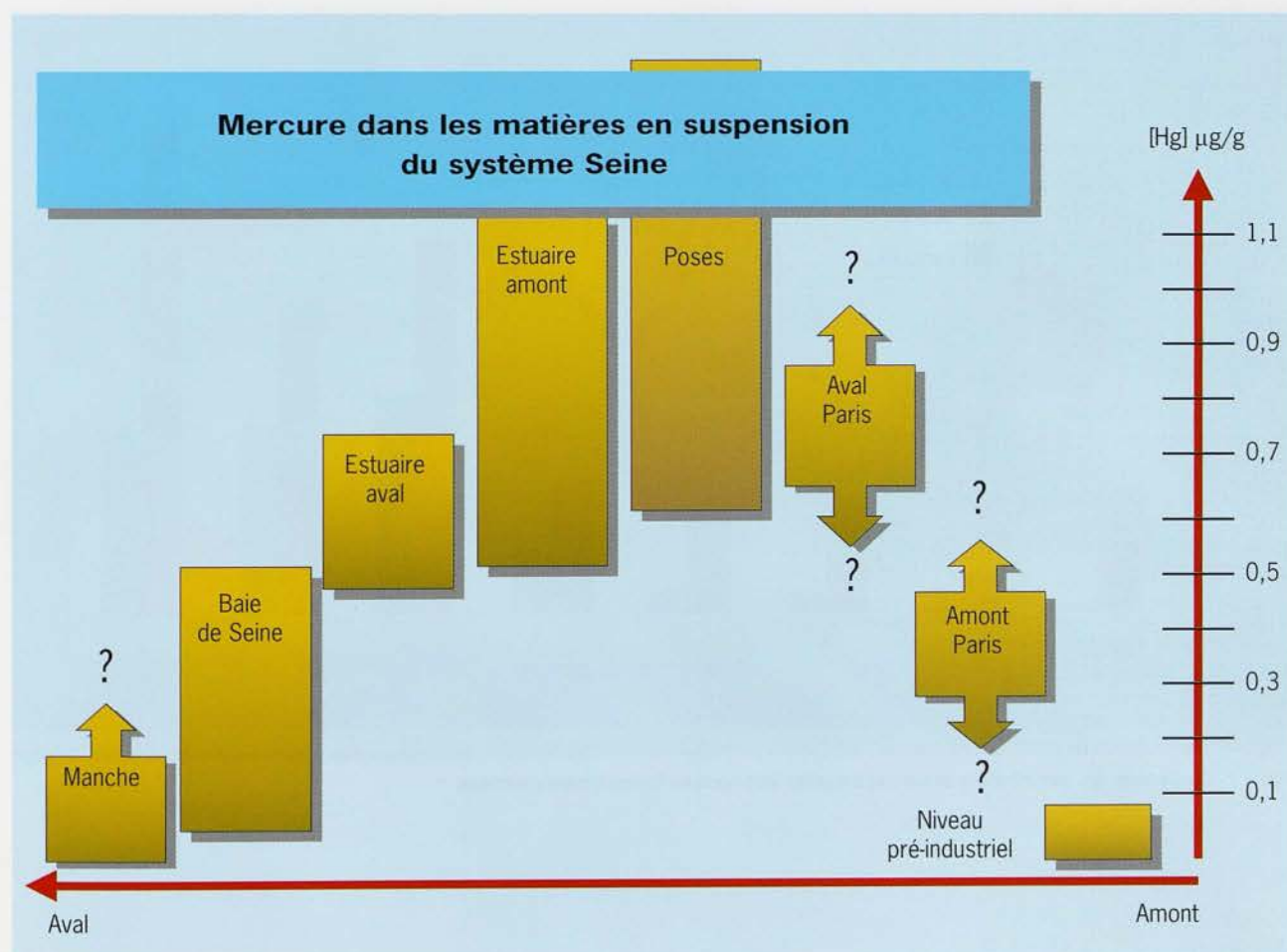


Figure 1 - Représentation schématique des niveaux de concentration en mercure dans les matières en suspension dans le continuum Seine-Manche.

être estimée à environ 1 000 kg par année. Une autre évaluation peut être obtenue grâce aux modèles de Mason *et al.* (1994) et Galperin *et al.* (1994). Pour les deux groupes d'auteurs, la retombée totale sous cette latitude serait de 16 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$, c'est-à-dire aux environs de 1 300 kg/an pour les 78 500 km^2 du bassin versant. Ces valeurs sont de l'ordre de grandeur des rejets dans l'atmosphère estimés à 1 350 kg/an et 340 kg/an respectivement pour la combustion des hydrocarbures fossiles (charbon et pétrole) et pour l'incinération des déchets pour le même bassin versant (Cossa *et al.*, 1990; Mate, 1998). Les modèles atmosphériques laissent toutefois supposer qu'une partie de ces rejets dans l'atmosphère est transportée hors du bassin de la Seine.

Le sol et le sous-sol

L'influence du *substratum* naturel du bassin de la Seine peut être estimée par les teneurs en mercure des particules en suspension provenant de l'érosion dans son cours amont ou celles de ses sédiments pré-industriels. Les premières sont évaluées à 0,1 $\mu\text{g}/\text{g}$ (Perreira-Ramos, 1988), les secondes à 0,02 $\mu\text{g}/\text{g}$ (Idlafkih, 1998). Notons que ces dernières teneurs sont semblables à celles de l'écorce terrestre (0,02 - 0,05 $\mu\text{g}/\text{g}$). Ainsi, la distribution du mercure dans le bassin versant de la Seine ne présentait pas d'anomalie avant l'ère industrielle et sa partie amont reste aujourd'hui encore peu

contaminée. La situation tend toutefois à se dégrader rapidement vers l'aval. En effet, les concentrations moyennes pondérées (année hydrologique 1994-1995) passent de 0,5 $\mu\text{g}/\text{g}$ en amont de Paris (Morsang) à 0,8 $\mu\text{g}/\text{g}$ en aval (Chatou) et à plus de 1 $\mu\text{g}/\text{g}$ à l'entrée de l'estuaire (Poses; Idlafkih, 1998; fig. 1).

La contamination à l'entrée de l'estuaire

Les concentrations moyennes en mercure dans les eaux de la Seine à Poses (limite amont de l'estuaire) au cours des cinq dernières années sont de $2,9 \pm 2,1$ ng/l pour la fraction dissoute et $1,7 \pm 0,7$ $\mu\text{g}/\text{g}$ pour la fraction particulaire. Ces niveaux de concentration situent la Seine au rang de contamination des fleuves largement anthropisés comme l'Escaut et l'Elbe (fig. 2).

À partir de ces données, un taux de dénudation* de l'ordre de 10 g de mercure par kilomètre carré de bassin et par an peut être estimé. Ce chiffre est typique des bassins versants urbanisés et dont la part anthropogénique est dominante (Hurley *et al.*, 1995; Quémerais *et al.*, 1999). Une très faible fraction provient de l'altération des roches. En effet, les roches carbonatées sont pauvres en mercure et le taux d'altération des aluminosilicates est de $2 \cdot 10^3$ $\text{kg}/\text{km}^2/\text{an}$ (Roy *et al.*, 1999), mobilisant ainsi 0,1 g/ km^2 de mercure par an, soit à peine 8 kg par année pour l'ensemble du bassin.

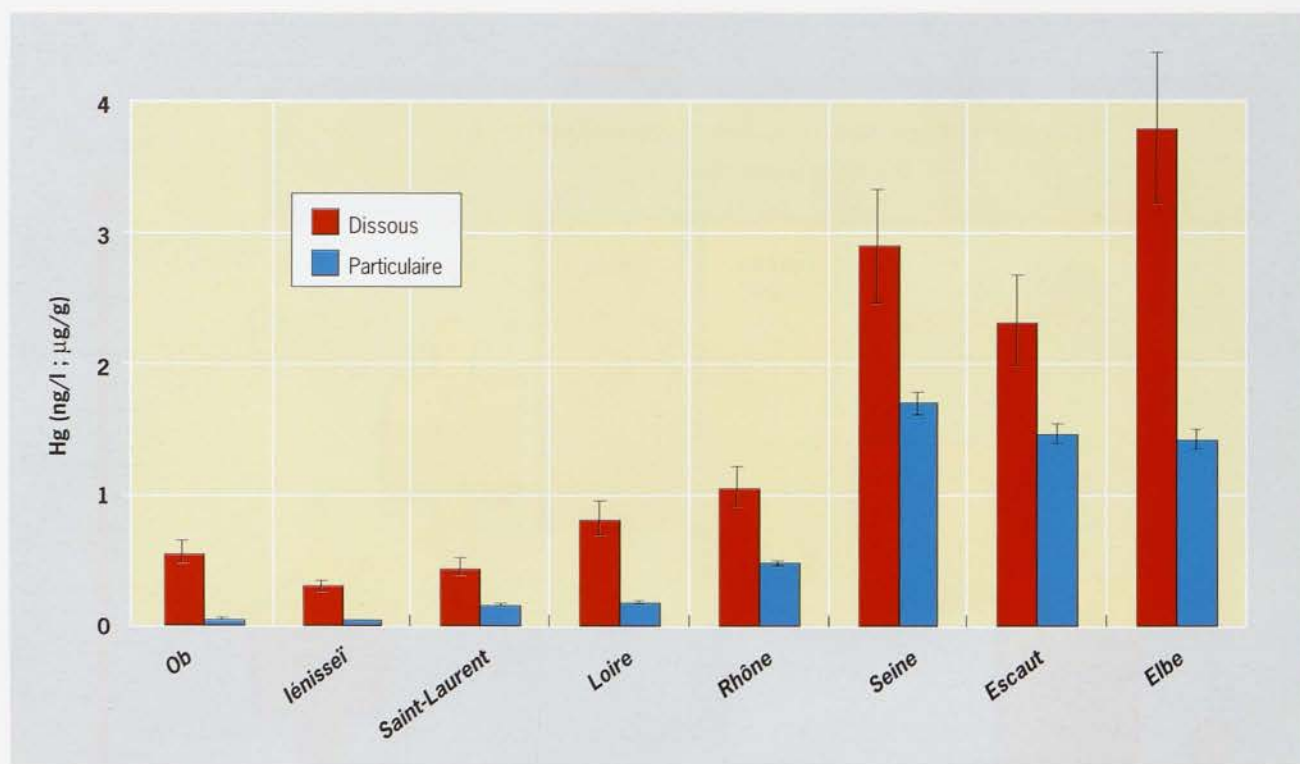


Figure 2 - Comparaison des concentrations en mercure mesurées dans quelques fleuves à travers le monde.

Chapitre II

Des apports internes à l'estuaire : rejets industriels, urbains et agricoles

Les flux bruts de mercure à Poses, c'est-à-dire les apports à l'estuaire, ont été estimés à 830 kg pour l'année 1997 dont plus de 90 % sont associés aux particules en suspension. À titre comparatif, ils étaient de 610 kg en 1996 et de 1 620 kg en 1995 ; les conditions hydrologiques et, plus largement, climatiques autant que les rejets anthropiques sont susceptibles d'avoir occasionné de telles variations.

À cet apport amont s'ajoutent les rejets industriels directs recensés dans les limites de l'estuaire (33 kg en 1997 selon les données du service de la navigation de la Seine) et une fraction indéterminée du mercure contenu dans les boues de stations d'épuration épandues sur les terrains agricoles (560 kg/an en Seine-Maritime selon Merrant, 1996). Inversement, les dragages des sédiments extraient annuellement de 50 à 100 kg de mercure de l'estuaire.

Ce cadre étant posé, quel est le niveau de contamination de l'estuaire ? Comment le métal est-il transporté ? Quel est son devenir ? Pour tenter de répondre à ces questions, nous avons utilisé les données provenant de cinq campagnes océanographiques réalisées de 1991 à 1995 entre Poses et Le Havre (fig. 3) mais aussi des travaux de la cellule anti-pollution du service de la navigation de la Seine et du réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (RNO).

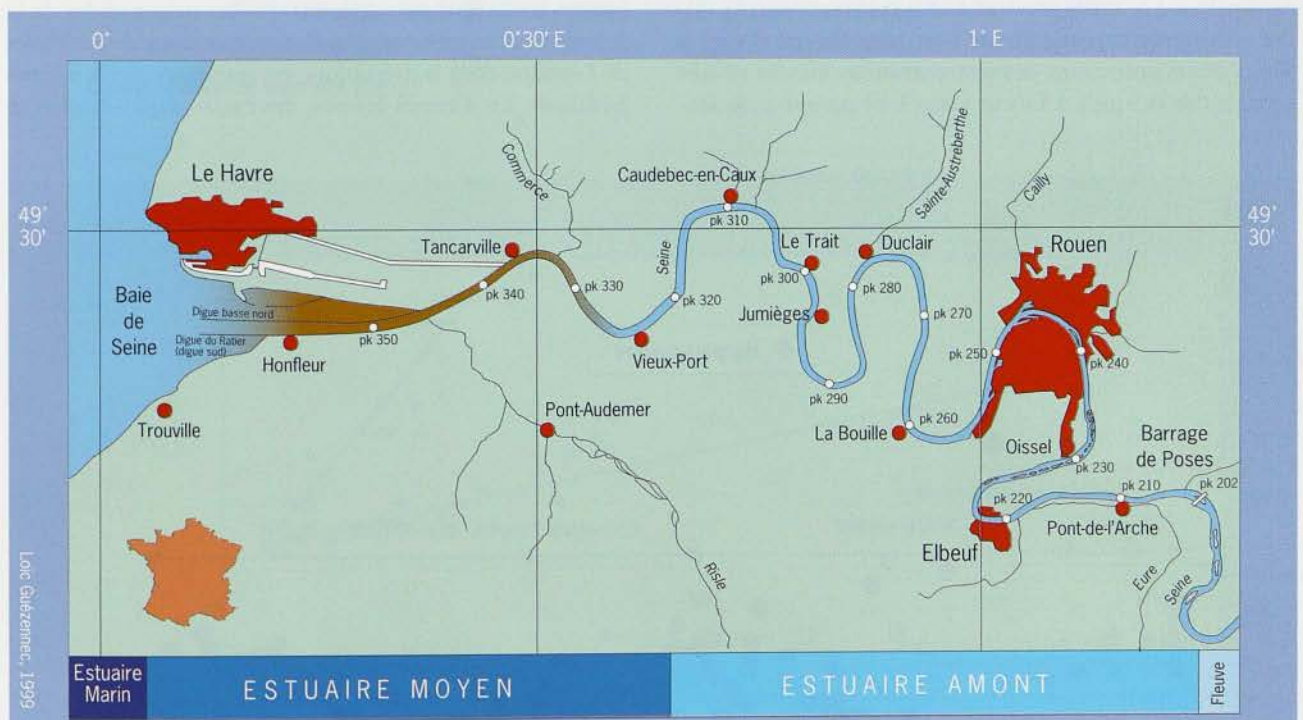


Figure 3 - L'estuaire de la Seine (d'après Guézennec, 1999).

Chapitre III

Dans l'eau, plus de 90 % du mercure sont associés aux matières en suspension

Mercure particulaire (fraction $> 0,7 \mu\text{m}$) et mercure dissous (fraction $< 0,7 \mu\text{m}$) ont été mesurés dans les eaux entre Poses et la baie de Seine. Plus de 90 % du mercure fluvial sont apportés à l'estuaire associés aux particules en suspension. Cette proportion tend à augmenter vers l'aval en raison des très fortes turbidités rencontrées dans le bouchon vaseux de l'estuaire qui constitue le réservoir principal de mercure dans la colonne d'eau.

La variabilité des concentrations de mercure particulaire à Poses et dans l'estuaire amont, qui dépassent occasionnellement $1 \mu\text{g/g}$ (des rejets industriels supérieurs à $1,4 \text{ kg/an}$ y ont été répertoriés à l'époque des campagnes de mesures et jusqu'en 1997), contraste avec la stabilité des concentrations mesurées dans l'estuaire aval où elles oscillent entre $0,50$ et $0,75 \mu\text{g/g}$ (fig. 4). Dans la baie, pour des salinités supérieures à 32, la distribution des concentrations indique un mélange avec des particules moins contaminées.

La distribution du mercure dans les sédiments de l'estuaire est similaire à celle des particules de la colonne d'eau (fig. 5). Les sédiments superficiels de l'estuaire fluvial (Poses à Vieux-Port) présentent des concentrations élevées et très variables de $0,3 \mu\text{g/g}$ à Elbeuf jusqu'à $11 \mu\text{g/g}$ dans le sec-

teur de Oissel. Ces valeurs sont souvent supérieures au niveau 1 « Géode »* ($0,4 \mu\text{g/g}$) et parfois au niveau 2 ($0,8 \mu\text{g/g}$) qui servent de références pour la gestion des sédiments contaminés. Dans l'estuaire moyen, de Courval à Honfleur, les concentrations sont relativement homogènes et du même ordre de grandeur que dans l'estuaire fluvial en aval de Rouen (autour de $0,4 \mu\text{g/g}$). Dans l'estuaire aval et la baie de Seine, les concentrations sont plus basses, atteignant parfois les niveaux pré-industriels dans la partie sud-ouest de la baie. Elles sont aussi plus variables ($0,02 - 0,32 \mu\text{g/g}$), témoignant par là des variations dans la nature des sédiments. En effet, les teneurs observées sont directement proportionnelles à la richesse relative en sédiments fins (fig. 6), elle-même proportionnelle à la teneur en matière organique (RNO, 1995). La différence de pente des deux relations témoigne de la plus forte contamination des sédiments de l'estuaire et de la partie nord-est de la baie.

Les distributions du mercure dans les particules en suspension et les sédiments suggèrent que les suspensoïdes de la Seine, riches en mercure, se mélangent au stock de particules de l'estuaire dont la dynamique est gouvernée par le régime hydrique. En d'autres termes, des cycles dépôt-érosion se

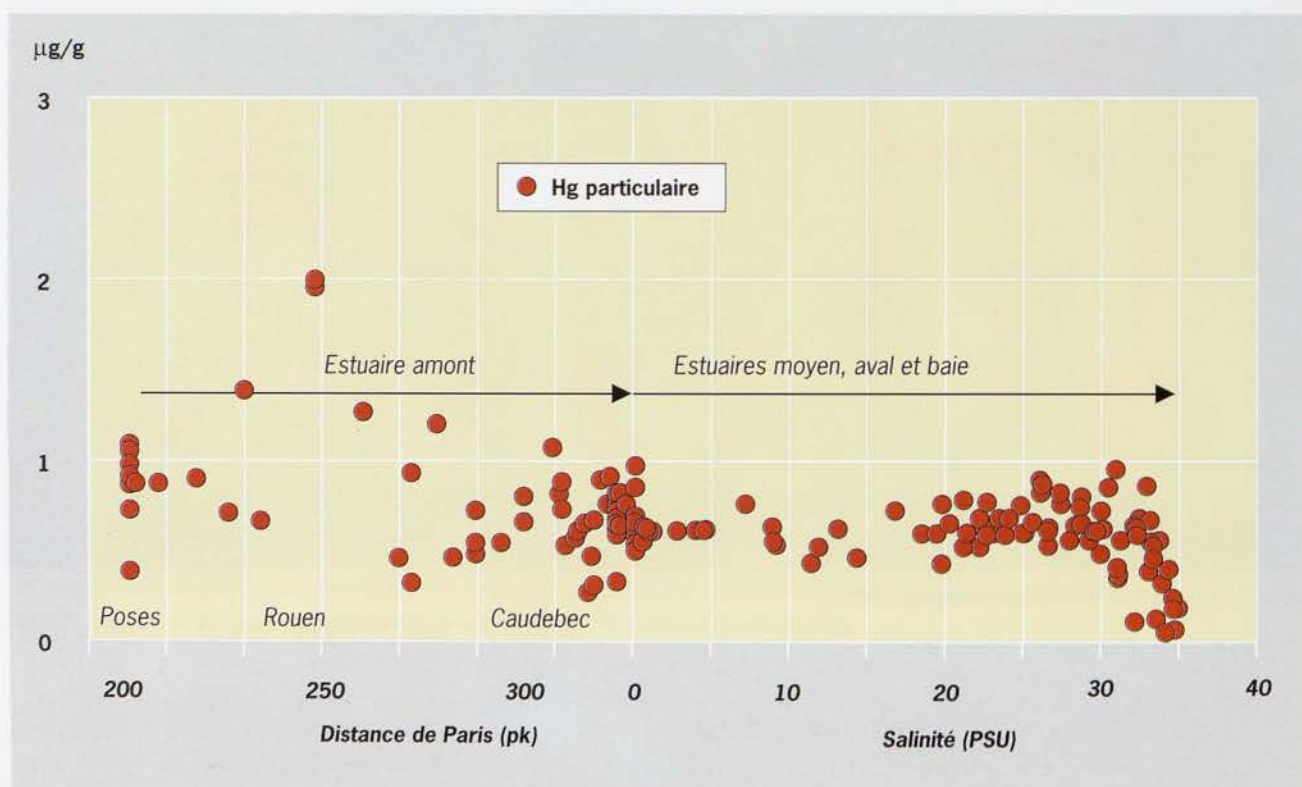


Figure 4 - Distribution amont-aval du mercure particulaire dans l'estuaire et la baie de Seine.

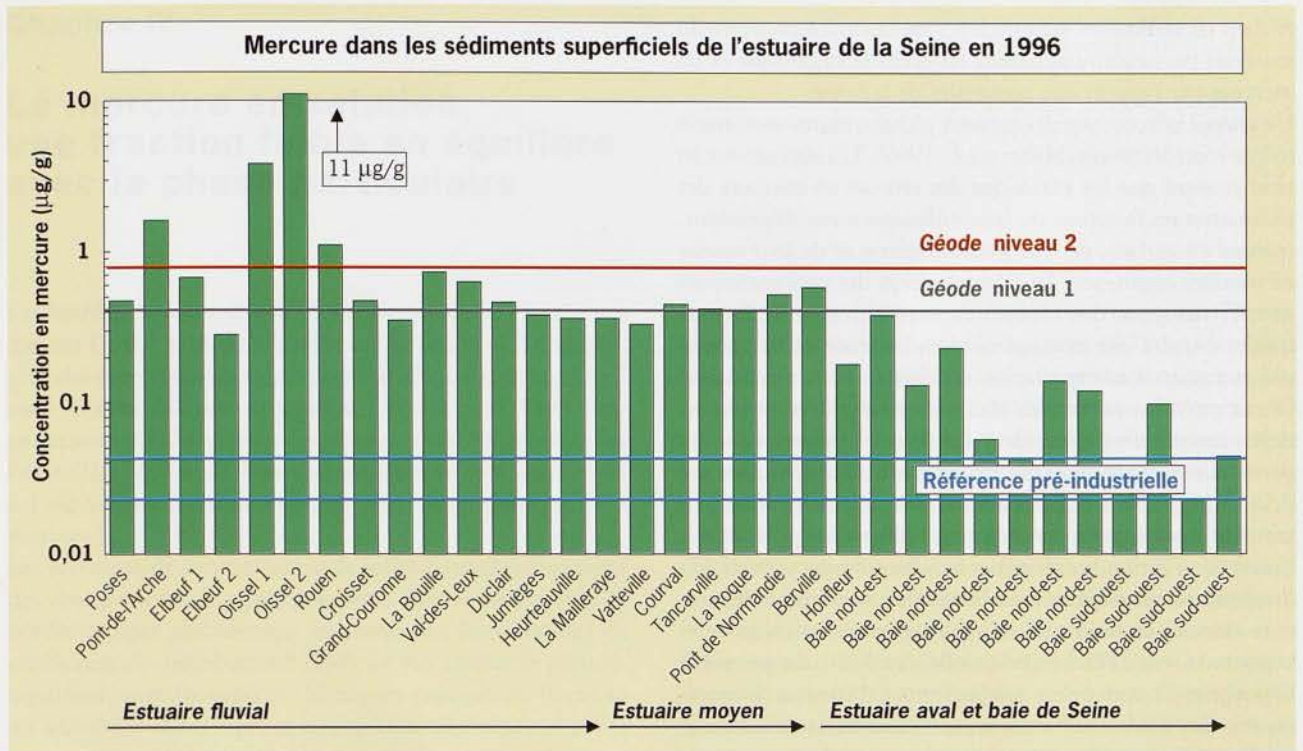


Figure 5 - Mercure dans les sédiments superficiels de l'estuaire de la Seine en 1996.

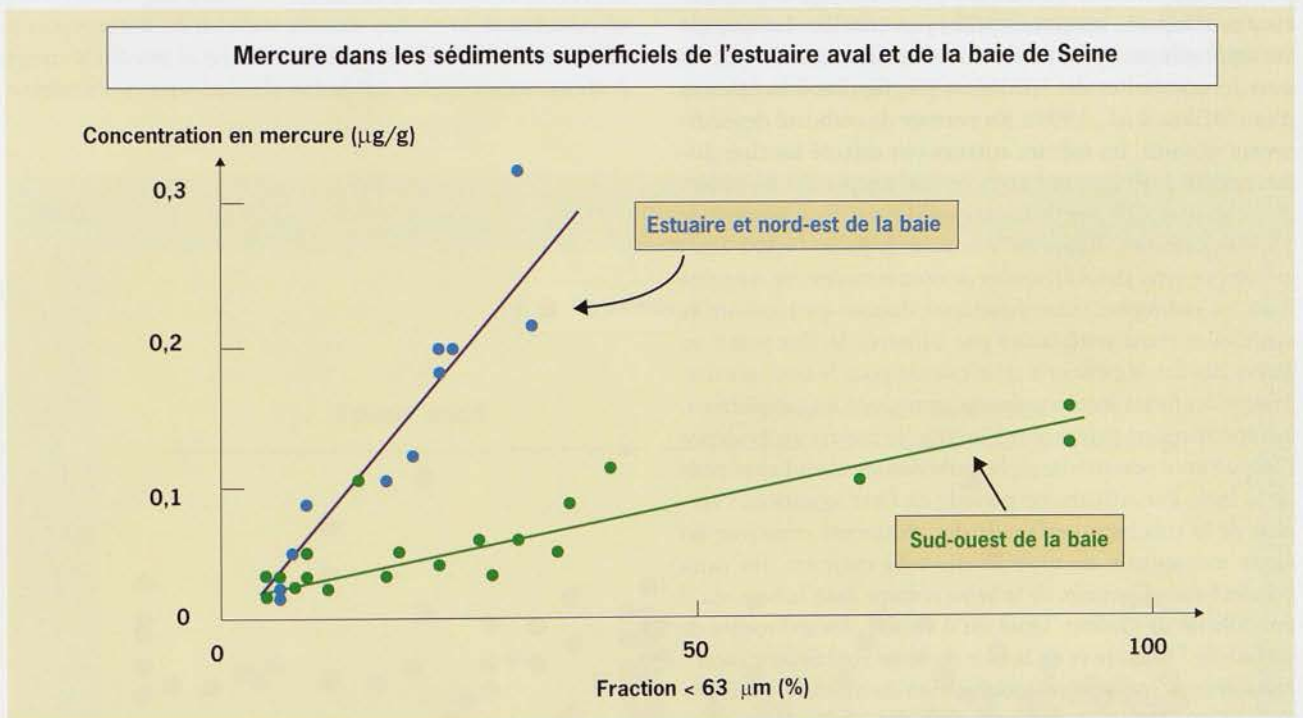


Figure 6 - Variations des concentrations en mercure dans les sédiments superficiels de l'estuaire et de la baie de Seine en fonction de la fraction granulométrique (RNO, 1995).

succèdent au rythme des variations de l'énergie présente dans la colonne d'eau sous l'effet combiné du débit du fleuve et de l'amplitude de la marée (voir fascicules « Matériaux fins : le cheminement des particules en suspension » et « Sables, chenaux, vasières... : dynamique des sédiments et évolution morphologique »).

Les variations de concentration en mercure des particules en suspension dans l'estuaire reflètent les caractéristiques chimiques du stock sédimentaire dont le volume est considérable comparativement à celui des particules entrantes. L'apport de particules marines remaniées et la dégradation de la matière organique particulaire, dans la colonne d'eau

et dans les sédiments superficiels, concourent à produire du matériel particulaire appauvri en carbone organique et en mercure par rapport aux particules de la Seine.

Un travail effectué sur des carottes sédimentaires soutient la même interprétation (Mikac *et al.*, 1999). Les auteurs ont en effet montré que les variations des teneurs en mercure des sédiments en fonction de leur enfouissement dépendent, comme en surface, de leur granulométrie et de leur teneur en matière organique. La normalisation des concentrations en mercure pour des teneurs en matière organique invariables montre une homogénéité en mercure de la colonne sédimentaire. L'interprétation est double et non exclusive. D'une part, les particules sédimentaires d'origine amont riches en mercure (autour de $1 \mu\text{g/g}$) sont « diluées » par des particules d'origine marine moins contaminées en mercure ($<0,4 \mu\text{g/g}$). D'autre part, les mêmes particules riches en matière organique sont minéralisées (dégradées puis solubilisées) par l'action bactérienne dans les niveaux superficiels du sédiment, mobilisant ainsi la matière organique et le mercure associé. Le sédiment solide s'appauvrit en mercure et concurrentement l'eau interstitielle s'enrichit. La première hypothèse est corroborée par les formes d'érosion de matériau fin de l'Holocène* dans la partie sud-ouest de la baie et d'affleurements d'argile jurassique qui témoignent de sources de matériaux marins minéraux et non contaminés pouvant agir comme diluant des particules organiques fluviales (Dupont, communication personnelle). La seconde est supportée par l'enrichissement, d'un facteur 50 à 100, des eaux interstitielles des sédiments par rapport à la colonne d'eau (Mikac *et al.*, 1999). En période de stabilité des sédiments déposés, les mêmes auteurs ont calculé un flux diffusif de 40 à $60 \text{ ng cm}^{-2} \text{ an}^{-1}$, ce qui, rapporté à la surface de l'estuaire (30 km^2), correspond à un flux annuel de 15 kilogrammes. Rapporté à la baie de Seine (4000 km^2) et compte tenu des différences de concentration en mercure dans les sédiments (tous équilibres dissous-particulaire et cinétiques étant semblables par ailleurs), le flux serait au moins dix fois supérieur à celui calculé pour le seul estuaire. Malgré les fortes incertitudes qui entourent les estimations, ces spéculations présentent l'intérêt de mettre en évidence l'importance potentielle de la mobilisation dans l'ensemble de la baie. Par ailleurs, en période de forte agitation, l'érosion de la couche superficielle des sédiments constitue un autre mécanisme de mobilisation du mercure des eaux porales* dans l'estuaire de la Seine comme dans la baie, qu'il est difficile de chiffrer. Quoi qu'il en soit, les sédiments de surface de l'estuaire et de la baie de Seine constituent incontestablement un site de remobilisation du mercure favorisant sa biodisponibilité pour les algues et les autres organismes des niveaux trophiques* inférieurs.

Chapitre IV

Le mercure en solution, une fraction faible en équilibre avec la phase particulaire

La distribution amont-aval des concentrations en mercure dissous ($< 0,7 \mu\text{m}$) est illustrée sur la figure 7. En amont, plus des deux tiers des valeurs sont situées entre 0,5 et 1 ng/l avec comme valeurs extrêmes 0,2 et 1,8 ng/l. Dans l'estuaire aval et la baie, les concentrations sont en général plus basses (0,3 - 0,7 ng/l), bien que quelques valeurs supérieures à 1 ng/l aient été observées, en particulier dans les eaux marines.

Les processus de sorption et/ou de solubilisation provoquent des changements de phase apparents dont il est possible de rendre compte globalement en examinant les variations du coefficient de distribution* (K_d). Le K_d traduit le pseudo-équilibre entre les espèces chimiques précipitées, floculées ou adsorbées et les espèces en solution. Il s'exprime par le rapport $K_d = [\text{Hg}]_P / [\text{Hg}]_D$, habituellement en litre par kilogramme, où $[\text{Hg}]_P$ est la concentration en mercure particulaire par unité de masse de particule et $[\text{Hg}]_D$ la concentration en mercure dissous par unité de volume. La figure 8 illustre la relative stabilité du K_d sur l'ensemble du système estuaire-baie de Seine. La valeur moyenne de 6

($\text{Log } K_d$) traduit la forte affinité du mercure pour les suspensions. On observe la plus forte valeur (6,7) dans la région du maximum de turbidité à la frontière des estuaires amont et moyen, et la plus basse (5,1) dans la baie. La nature des particules et les propriétés chimiques du milieu déterminent les valeurs du K_d . En effet, la solution et les particules se disputent l'association (complexation, sorption, etc.) avec le métal. Une hausse des ligands en solution, à l'exemple des chlorures, aura pour effet une diminution du K_d ; une augmentation des sites de sorption à la surface des particules, à l'exemple des oxyhydroxydes de fer ou de manganèse, aura l'effet inverse. Si les faibles valeurs du K_d aux plus fortes salinités ne peuvent tout au plus qu'entretenir la spéculation sur l'occurrence de la complexation du mercure par les chlorures, par contre, le rôle du manganèse particulaire comme stimulant de la sorption est plus que vraisemblable (fig. 9). Ces pseudo-équilibres sont perturbés par des réactions photochimiques et biochimiques : la réduction du mercure divalent (Hg^{II}) en mercure élémentaire (Hg^0) et sa méthylation (voir p.16).

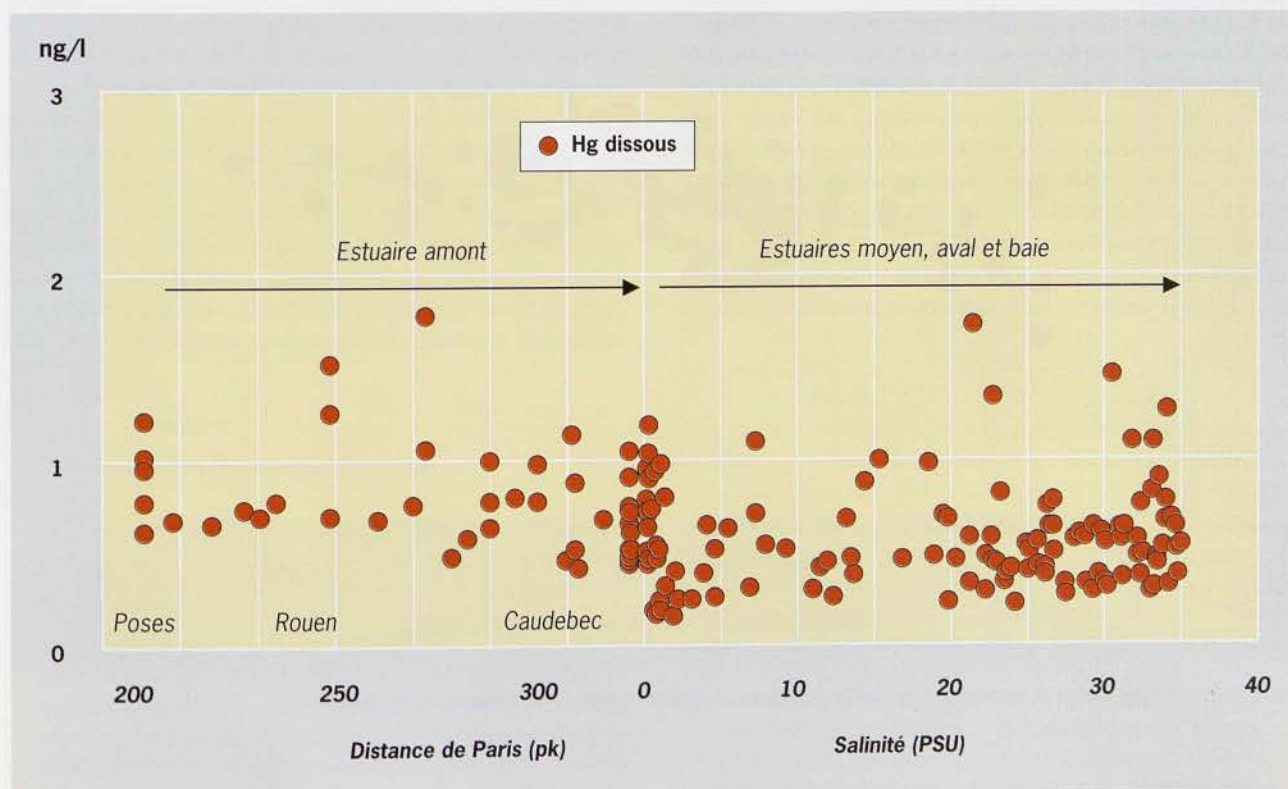


Figure 7 - Distribution amont-aval du mercure dissous dans l'estuaire et la baie de Seine.

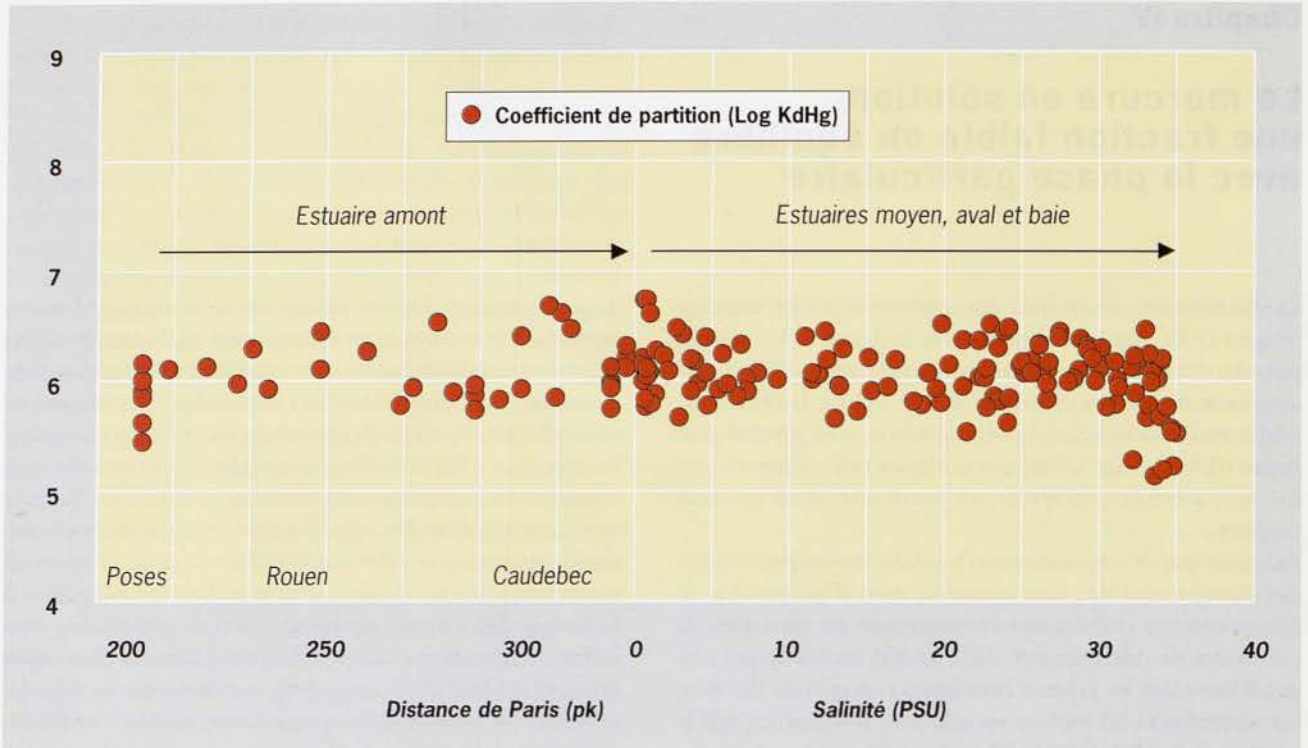


Figure 8 - Évolution du coefficient de distribution du mercure dans l'estuaire et la baie de Seine.

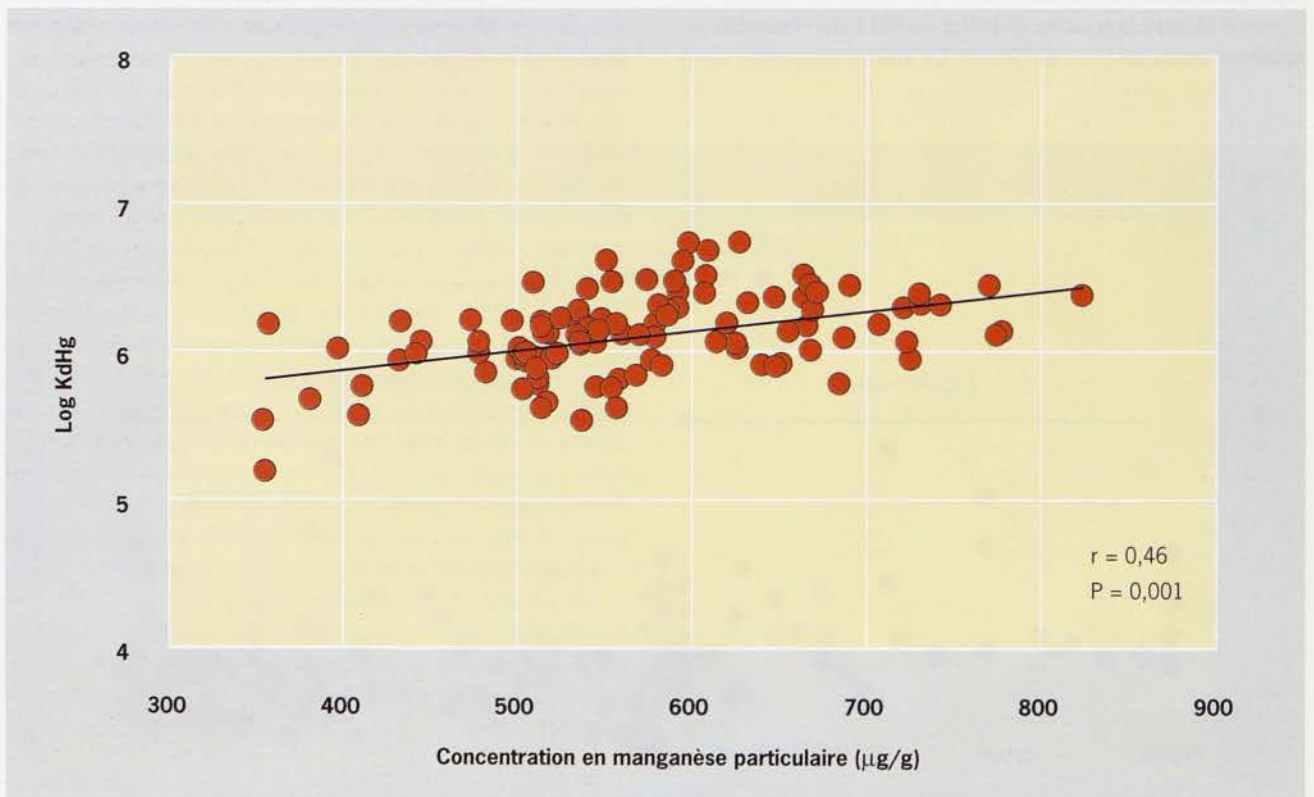


Figure 9 - Évolution des valeurs du coefficient de distribution du mercure en fonction de la teneur en manganèse particulaire.

Chapitre V

Réduction et méthylation, des réactions compétitives qui mobilisent le mercure

Dans l'estuaire de la Seine, comme dans les autres milieux côtiers, le mercure est impliqué dans deux réactions principales qui utilisent le même substrat, HgII : la réduction et la méthylation. La première réaction a pour conséquence un recyclage du mercure *via* l'atmosphère, la seconde favorise sa bioaccumulation* dans les réseaux trophiques*.

La réduction en Hg⁰ est le fait de réactions photochimiques (Amyot *et al.*, 1997) et de réactions enzymatiques phytoplanctoniques (Mason & Fitzgerald, 1996). Le taux de photoréduction en milieu côtier est mal connu ; le taux d'activité des réductases* planctoniques est estimé à 100 ng de Hg⁰ par gramme de carbone phytoplanctonique produit. À partir de l'estimation de la production primaire annuelle en baie de Seine de 200-400 g de carbone par mètre carré et par an (Cugier, 1999), on obtient une production de Hg⁰ de 80-160 kg/an. Indépendamment, Coquery *et al.* (1997) ont montré que la quantité de mercure gazeux dissous présent dans les eaux de l'estuaire de la Seine est proportionnelle au niveau de sursaturation en oxygène, elle-même dépendante de la production primaire. En été, la sursaturation en Hg⁰ en baie de Seine atteint 470 % pour des sursaturations en oxygène de près de 200 pour cent. À partir de ces résultats, un taux d'évasion de Hg⁰ vers l'atmosphère de 60 ng par mètre carré et par jour a été calculé. Rapporté à la surface de la baie de Seine, ce flux est extrapolé à 80 kg de mercure par année. Quel que soit le mode de calcul, le flux d'évasion constitue environ 10 % de la totalité du mercure apporté par la Seine, soit plus que la fraction dissoute. Ce résultat implique que du mercure d'origine marine ou/et du mercure particulaire fluvial soient mobilisés en milieu estuarien ou dans la baie. Si l'ordre de grandeur du phénomène semble acquis, cette estimation, basée sur un nombre limité de résultats, doit être précisée, en particulier après une quantifica-

tion de l'effet de la photoréduction. Toutefois, le phénomène de transfert mis en évidence est de taille et suggère que le mercure recyclé dans l'atmosphère soit partiellement redéposé sur le bassin de la Seine par les précipitations.

La méthylation du mercure, qui utilise le même substrat que la réduction (HgII), se produit dans des conditions environnementales différentes (voir p. 16). Elle est le fait des bactéries sulfatoréductrices* actives en milieu dit suboxygène*, c'est-à-dire essentiellement dans les premiers centimètres des sédiments ou dans la zone anaérobie* qui se développe épisodiquement dans la colonne d'eau de l'estuaire en été. Dans l'estuaire de la Seine, le monométhylmercure n'a pu être quantifié en solution dans la colonne d'eau, les concentrations étant inférieures à la limite de détection de la méthode, soit 0,2 nanogramme par litre. Par contre, dans les eaux interstitielles des sédiments des concentrations de 4 à 10 ng/l ont été mesurées par Mikac *et al.* (1999). Dans les particules en suspension de la Seine, le monométhylmercure constitue moins de 10 % du mercure total et dans les sédiments déposés moins de un pour cent. Ces teneurs sont identiques à celles d'autres milieux pareillement contaminés. Par le jeu de la diffusion et surtout de la remise en suspension des sédiments de surface, une partie de ce méthylmercure est périodiquement transférée dans la colonne d'eau. Ces deux phénomènes sont dans l'état actuel des connaissances difficilement quantifiables. En raison de la possibilité d'une extension de ce processus à l'ensemble de la baie de Seine, cette source est à considérer pour la bioaccumulation du méthylmercure dans l'écosystème. Cependant, de ce point de vue, la bioconcentration dans les organismes benthiques est probablement la porte d'entrée principale du mercure dans les réseaux trophiques.

Le cycle biogéochimique du mercure

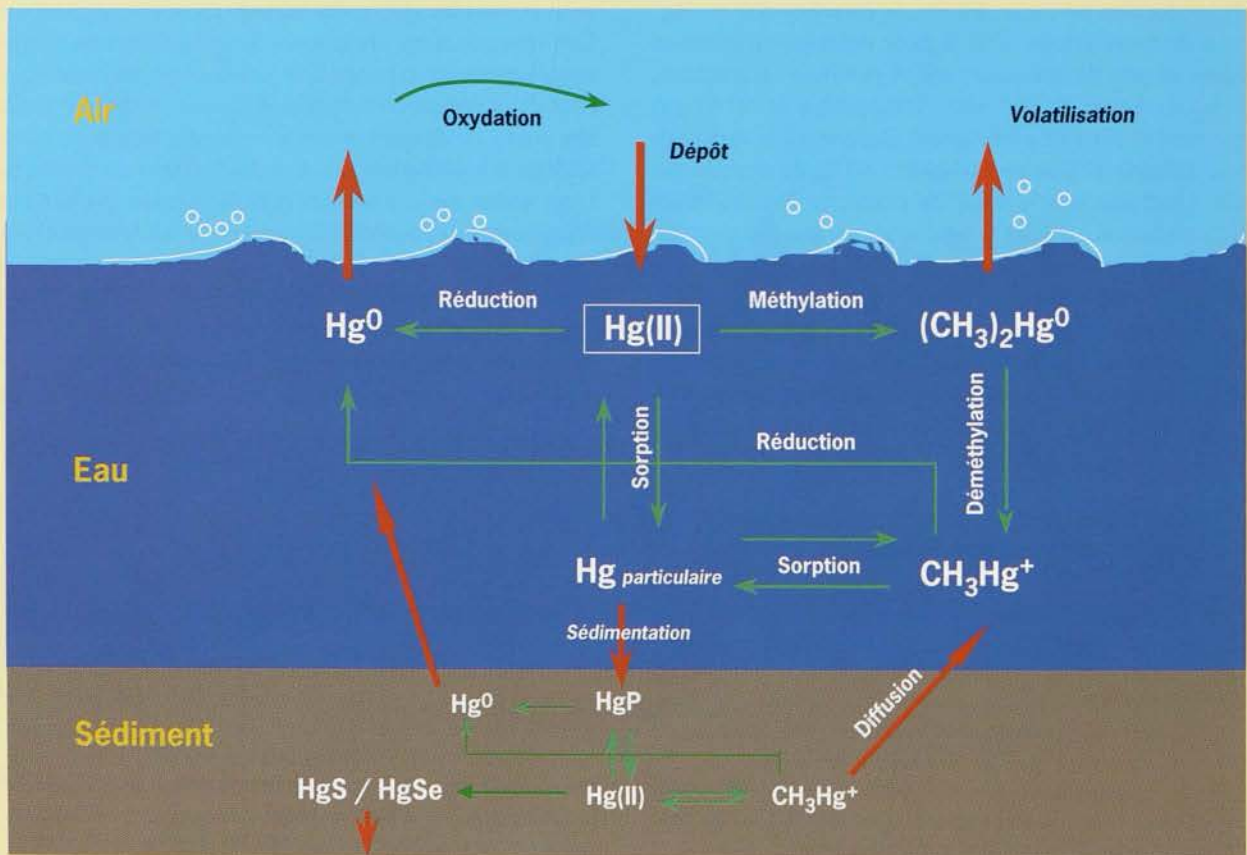
La notion de cycle biogéochimique réfère à l'ensemble des transformations subies par un élément dans la biogéosphère. On parle de cycle puisqu'un élément peut en théorie, aux échelles de temps géologiques, subir plusieurs fois l'ensemble des transformations identifiées. Le cycle global du mercure est dominé par les échanges avec l'atmosphère. En milieux aqueux, deux réactions chimiques essentielles sont en compétition : la réduction et la méthylation. La première favorise le recyclage atmosphérique, la seconde la bioaccumulation. Les apports fluviaux, qui alimentent peu le cycle à l'échelle globale, constituent dans les zones

estuariennes des sources considérables de mercure pour les deux réactions.

Le mercure est émis dans l'atmosphère à la fois sous forme de Hg⁰ gazeux et de Hg(II) gazeux et particulaire. Les sources naturelles sont constituées par les sols et les roches mercurifères, le volcanisme et la biomasse, en particulier *via* des feux de forêt. Les émissions anthropogéniques directes ou indirectes, les réémissions proviennent aussi et surtout des processus de combustion. Les 70 % de la surface de la planète couverts d'eau sont aussi source de mercure pour l'atmosphère. Les eaux de surface abritent la formation de

Hg⁰ volatil par photoréduction et réduction enzymatique du Hg(II). Les océans et les mers côtières émettent dans l'atmosphère du mercure essentiellement sous forme de mercure élémentaire (Hg⁰) avec quelques traces de diméthylmercure [(CH₃)₂Hg⁰] provenant des zones de remontée d'eaux profondes. La présence de mercure dans l'eau de pluie, qui retombe sur les continents et la mer, résulte à la fois de la solubilité de Hg⁰ dans l'eau, de son oxydation et de son adsorption subséquente sur les aérosols. La forme monométhylée [(CH₃)Hg⁺], issue de la décomposition du diméthylmercure, constitue moins de un pour cent du mercure dans les précipitations. Les temps de résidence des particules atmosphériques et du mercure associé sont très courts, de l'ordre de quelques jours. Par contre, en phase vapeur, le temps de résidence du mercure dans l'atmosphère est de l'ordre d'une année. Ainsi, une grande partie de la retombée sèche concernera le champ proximal des sources, alors que les formes volatiles alimenteront la retombée diffuse homogénéisée à l'échelle d'un hémisphère. L'équilibre de masse entre le dépôt et l'émission en milieu marin, s'il semble globalement respecté, indique par contre un excès de production de mercure élémentaire, c'est-à-dire d'évasion atmosphérique, dans les régions équatoriales. Dans les hautes latitudes, c'est la situation inverse qui prévaut, le dépôt excède l'émission. Ce comportement suggère une distillation-condensation du mercure à l'échelle planétaire et son transfert des basses latitudes aux régions polaires. La fraction de mercure divalent en milieu aqueux constitue le substrat de la méthylation. Cette réaction entre en com-

pétition avec la complexation organique qui domine souvent la spéciation du mercure. En milieux estuarien et côtier, la méthylation est surtout le fait des bactéries sulfatoréductrices présentes dans les sédiments et dans les milieux suboxygènes. La méthylation chimique est possible mais son existence n'a pas été prouvée *in situ*. Une fois méthylé, le mercure devient très bioaccumulable (voir p. 17). La majeure partie du mercure associé aux matières particulaires qui sédimentent en milieu côtier est enfouie de manière quasi définitive dans les sédiments, largement sous forme de sulfure, de séléniure et d'association avec la pyrite. Cependant, des concentrations élevées en mercure dissous dans les eaux interstitielles indiquent qu'une fraction du mercure des sédiments de surface est mobilisable. La diffusion du mercure des eaux interstitielles vers la colonne d'eau est toutefois contestable. Les oxydes de fer et de manganèse, qui enrichissent la couche superficielle benthique, pourraient jouer le rôle de barrière à la diffusion du mercure en raison de leur fort pouvoir adsorbant (Gobeil & Cossa, 1993). Dans les milieux où le caractère réducteur atteint la colonne d'eau, le mercure est beaucoup plus mobile. Dans ce cas, les formes de mercure impliquées dans la mobilisation sont des complexes organiques ou des polysulfures, tandis que le méthylmercure y est une espèce minoritaire. Le méthylmercure retrouvé chez les organismes épibenthiques ne proviendrait pas du méthylmercure dissous diffusé dans l'eau sus-jacente mais plutôt de son absorption à partir de leurs proies benthiques.



Chapitre VI

La bioconcentration du mercure chez les organismes vivants

Mercure inorganique et méthylmercure sont bioconcentrés par les organismes aquatiques (voir ci-dessous). Il existe des variations relativement importantes pour une même espèce d'organisme, le plus souvent dues à des différences d'âge ou de régime alimentaire. Mais de plus fortes différences existent selon les espèces. Les facteurs de bioconcentration (FC) varient généralement de 10^4 à 10^7 ; les plus faibles FC se rencontrent chez le plancton, les plus élevés chez les poissons carnivores, les mammifères marins et les oiseaux de mer, avec des valeurs intermédiaires dans les niveaux trophiques moyens. Chaque niveau trophique retient (bioaccumule) plus de mercure par voie alimentaire qu'il n'en excrète. Le prédateur concentre plus que sa proie. C'est la bioamplification* qui est surtout le fait d'une forme chimique particulière, le monométhylmercure. Cette forme, qui constitue moins de 10 % du mercure total dans l'eau, en représente plus de 95 % chez des bars ou des congres. Dans les niveaux intermédiaires, comme le plancton, elle constitue 20 à 30 % et chez la moule 40 à 80 pour cent.

En estuaire et baie de Seine, les niveaux de concentration en mercure total et méthylmercure ont été systématiquement établis pour un nombre limité d'espèces : la coquille Saint-Jacques (*Pecten maximus*), la crevette grise (*Crangon crangon*), le flet (*Platichthys flesus*), la plie (*Pleuronectes platessa*), la sole (*Solea vulgaris*) et le tacaud (*Trisopterus luscus*). Les résultats consignés dans le tableau ne témoignent pas d'une contamination aiguë de l'écosystème pouvant engendrer un risque pour le consommateur. En effet, la teneur maximale fixée par la Commission européenne est de 0,5 mg/kg (poids humide), soit 2,5 mg/kg en équivalent poids sec si l'on considère une teneur en eau des organismes de 80 pour cent. Du point de vue écologique, les concentrations sont conformes au modèle décrit précédemment : les plus élevées sont observées chez les poissons, les plus faibles chez les mollusques filtreurs de niveau trophique secondaire. Les crevettes dont le régime alimentaire peut comporter du zooplancton présentent des concentrations intermédiaires.

Concentration en mercure chez quelques espèces prélevées en estuaire et baie de Seine en 1986 et 1987.
D'après Cossa et al. (1990).

Espèce	Mercure total (mg/kg, poids sec)		Proportion moyenne de méthylmercure (%)
	Min - Max (nombre*)	Moyenne ± Écart type	
Moule	0,06 - 0,22 (30)	0,13 ± 0,04	44**
Coquille Saint-Jacques	0,04 - 0,07 (14)	0,05 ± 0,02	71
Crevette grise	0,09 - 0,35 (25)	0,18 ± 0,06	89
Flet	0,15 - 1,36 (50)	0,54 ± 0,30	82
Plie	0,15 - 0,77 (25)	0,35 ± 0,16	86
Sole	0,09 - 1,21 (25)	0,35 ± 0,29	77
Tacaud	0,28 - 1,50 (25)	0,76 ± 0,32	87

*Nombre d'individus sauf dans le cas des moules où il s'agit de lots de 30 individus chacun.

**Pourcentage établi sur des individus prélevés en 1996 (RNO, 1999).

Bioamplification du méthylmercure dans le réseau trophique

La bioconcentration est le processus par lequel une substance ou un élément se trouve présent dans un organisme vivant à une concentration supérieure à celle de son milieu environnant. La bioaccumulation d'une substance signifie qu'un organisme vivant absorbe celle-ci à une vitesse plus grande que celle avec laquelle il l'excrète ou la métabolise. La bioamplification est le processus par lequel le prédateur concentre une substance (ou un élément) à un niveau supérieur à celui où il se trouve dans sa proie. Mercure inorganique et mercure méthylé sont bioconcentrés par les organismes aquatiques, ils ne sont pas toujours bioaccumulés. La bioamplification est le fait du méthylmercure. Chez le

plancton, le facteur de bioconcentration de cette molécule est de 10^4 par rapport à sa concentration dans l'eau ; chez les poissons carnivores, il peut atteindre 10^7 . Qu'est-ce qui justifie un tel phénomène ? Pourquoi le mercure est-il l'unique exemple de métal dont l'augmentation de la concentration dans les tissus des animaux avec l'âge ou le niveau trophique soit quasi systématique ?

Le niveau de concentration atteint par un élément au cours de la vie d'un organisme dépend de ses vitesses d'entrée et de sortie. L'entrée, à partir du milieu ambiant ou de la nourriture, est réglée par les mécanismes de pénétration cellulaire ; la sortie est globalement fonction inverse de la stabilité des

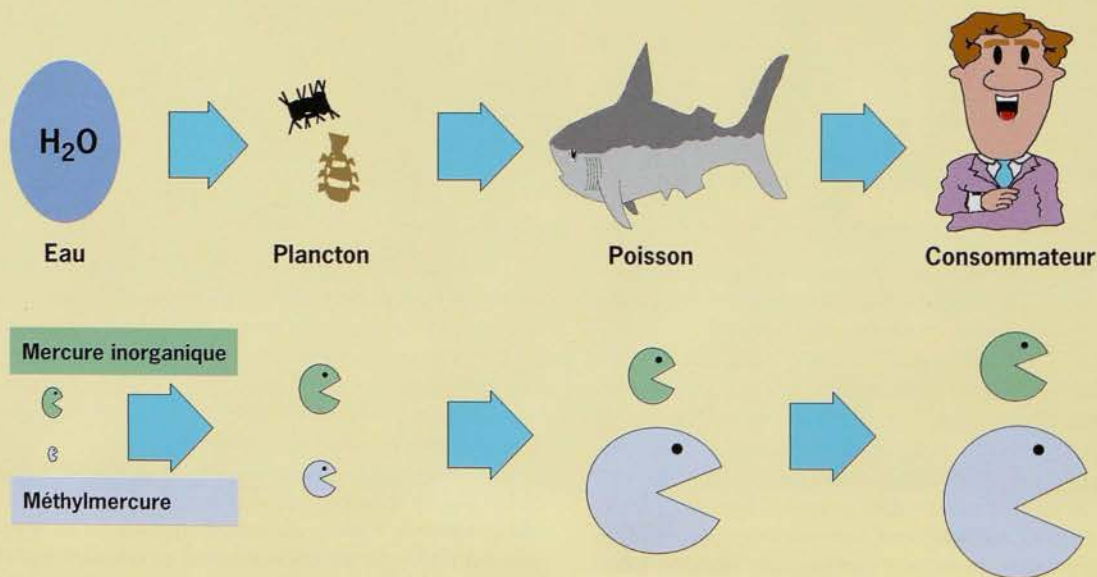
associations de l'élément avec les constituants de la cellule. Pour les métaux divalents, la pénétration dépend le plus souvent d'un mécanisme de transport activé par un médiateur chimique* ou d'une aptitude à former des composés apolaires* qui, grâce à leur caractère lipophile*, diffusent de façon passive à travers les membranes. La capacité des métaux divalents à rester piégés dans la cellule dépend, quant à elle, de leur affinité pour les fonctions complexantes intracellulaires, en particulier avec les acides aminés et les protéines. Le modèle conceptuel généralement admis pour expliquer la pénétration des métaux divalents dans les microorganismes ou les cellules épithéliales* des organismes supérieurs aquatiques postule que leur aptitude à passer la paroi cellulaire (leur « biodisponibilité ») est proportionnelle à leur concentration en ions libres dans le milieu extérieur. Ce transport consiste en un équilibre de sorption entre les ions en solution et les sites de transport à la surface des cellules, puis un passage transmembranaire activé par un médiateur chimique ou par un canal ionique. Ce processus, qui implique une succession de réactions de complexation, est relativement lent, comparé à la diffusion passive de molécules neutres sous l'effet du gradient de concentration. C'est pourtant ce processus « activé » qui semble dominer dans le cas général, les métaux divalents possédant rarement des espèces neutres stables en milieu naturel. Quel que soit le mécanisme de pénétration, une fois dans le cytosol*, le métal est capté successivement par des ligands d'affinité croissante; l'évolution des équilibres de complexation conduit au piégeage sur des molécules spécifiques (métalloenzymes, métallothionéines, phytochélatines, lipofuscine, etc.) ou sous forme de composés insolubles (sulfures, séléniures, carbonates, etc.) qui s'agglutinent sous forme de granules intracellulaires. Ces granules qui constituent une voie de détoxification sont sporadiquement excrétés par exocytose*.

Dans le cas du méthylmercure, c'est l'étonnante conjonction de la stabilité et de l'abondance des espèces chimiques neutres dans le milieu aquatique externe et de l'affinité des espèces intracellulaires pour les protéines qui provoque sa bioaccumulation intense. La première facilite la pénétra-

tion, alors que la seconde favorise la rétention. En effet, la propriété du méthylmercure à former des liaisons fortes avec le carbone, le soufre et le sélénium s'accompagne de la grande stabilité dans les milieux aquatiques naturels de plusieurs de ses composés apolaires : CH_3HgCl , CH_3HgOH , CH_3HgSR , etc. La petite taille de certaines de ces molécules favorise leur diffusion au travers des membranes biologiques. Les conditions chimiques des liquides intracellulaires génèrent de nouvelles espèces qui comportent en particulier des fonctions thiols (glutathion, cystéine, métallothionéines, etc.). Chez les végétaux aquatiques, qui constituent la porte d'entrée des réseaux trophiques, le mercure inorganique semble largement retenu au niveau de la membrane alors que le mercure méthylé est incorporé au cytosol. Cette discrimination se transmet dans les réseaux trophiques et est à l'origine de la bioaccumulation préférentielle du mercure sous sa forme méthylée. Le complexe formé avec le glutathion semble être, chez les organismes supérieurs, la molécule qui, de par sa solubilité dans l'eau, permet le transport du méthylmercure dans l'ensemble des tissus et jusqu'à l'organe cible de la toxicité, le système nerveux. Même si les organismes supérieurs sont dotés de mécanismes de déméthylation et d'excrétions intestinale et rénale, la vitesse de sortie du mercure reste faible comparativement à la vitesse d'entrée.

Il y a donc bioaccumulation au cours de la vie; elle est perceptible chez les individus adultes dès que la croissance des tissus n'est plus là pour jouer le rôle de dilution. Il y a aussi bioamplification, les niveaux trophiques supérieurs étant plus enrichis en mercure que les producteurs primaires. Dans les deux cas, c'est le méthylmercure qui est préférentiellement retenu. En résumé, ce serait l'existence de composés neutres de mercure méthylé dans les eaux naturelles (CH_3HgCl , CH_3HgOH , CH_3HgCH_3) et la solubilité dans l'eau de leurs dérivés intracellulaires (CH_3Hg -acide aminé) qui constitueraient la base du mécanisme de bioaccumulation et de biomagnification du mercure dans les écosystèmes aquatiques.

Bioamplification du méthylmercure dans le réseau trophique



Chapitre VII

Tendance temporelle de la contamination depuis 1986

Deux espèces animales ont été suivies depuis 1986 : la moule (genre *Mytilus*), utilisée dans le cadre du réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (RNO) et le flet (*Platichthys flesus*), poisson plat choisi pour le suivi dans le cadre du programme de surveillance de la convention Ospan*. La figure 10 illustre les variations temporelles chez le bivalve en quatre points du littoral de l'estuaire : sur la rive nord à Antifer, au cap de La Hève, à la digue nord du Havre et sur la rive sud à Villerville. Les quatre séries suivent la même évolution : des variations saisonnières amples, correspondant à des changements de l'indice de condition* des mollusques, et des variations résiduelles qui peuvent se décrire simplement : des concentrations stables de 1986 à 1990, une augmentation de 1990 à 1993, puis une lente diminution jusqu'en 1998. Cette évolution est parallèle à celle du cadmium pour la même période aux mêmes stations, ce qui suggère une origine commune de la contamination par ces deux métaux. Les variations de qualité et les quantités des phosphogypses rejetés en estuaire de Seine ont été avancées comme étant l'explication la plus vraisemblable des variations de cadmium (voir fascicule « La contamination métallique »). Certains phosphogypses sont réputés être aussi des sources de contamination mercurielles (Jackson *et al.*, 1986). Cependant, le maximum de concentration en mercure dans les eaux de la Seine à Poses observé en 1992-1993 (fig. 11), qui pourrait résulter d'une moindre dilution

d'apports anthropiques plutôt constants dans cette période de relative sécheresse, suggère que des sources amont pourraient être aussi à l'origine de la tendance temporelle observée chez les moules. La multiplicité des sources de mercure dans le système bassin-fleuve-estuaire rend l'interprétation délicate.

Les flets ont été pêchés en estuaire de Seine, entre Le Havre et Honfleur, de 1986 à 1996. Les concentrations en mercure dans le muscle présentent la relation positive avec la taille des individus habituellement retrouvée chez ce type de poissons (Nakhlé, 1999). Quatre individus parmi les plus âgés sur les 250 poissons analysés dépassaient la norme de consommation. Afin de s'affranchir de l'influence du facteur taille, nous avons choisi de comparer d'année en année une classe de taille restreinte, soit des jeunes individus d'environ deux ans (220 à 260 mm ; fig. 12). La tendance temporelle est à la baisse entre 1986 et 1992 ; on observe ensuite un pic de concentration en 1993. La comparaison de ces valeurs avec celles des moules du Havre et de Villerville, sites proches des lieux de pêche des flets, montre qu'à part les fortes concentrations observées en 1993 les séries temporelles ne font pas ressortir clairement de tendance temporelle commune. Les migrations des flets en amont comme en aval de l'estuaire et les différences biotiques (mode alimentaire, niveau trophique, etc.) pourraient être à l'origine de ces résultats mitigés (voir fascicule « Patrimoine biologique et chaînes alimentaires »).

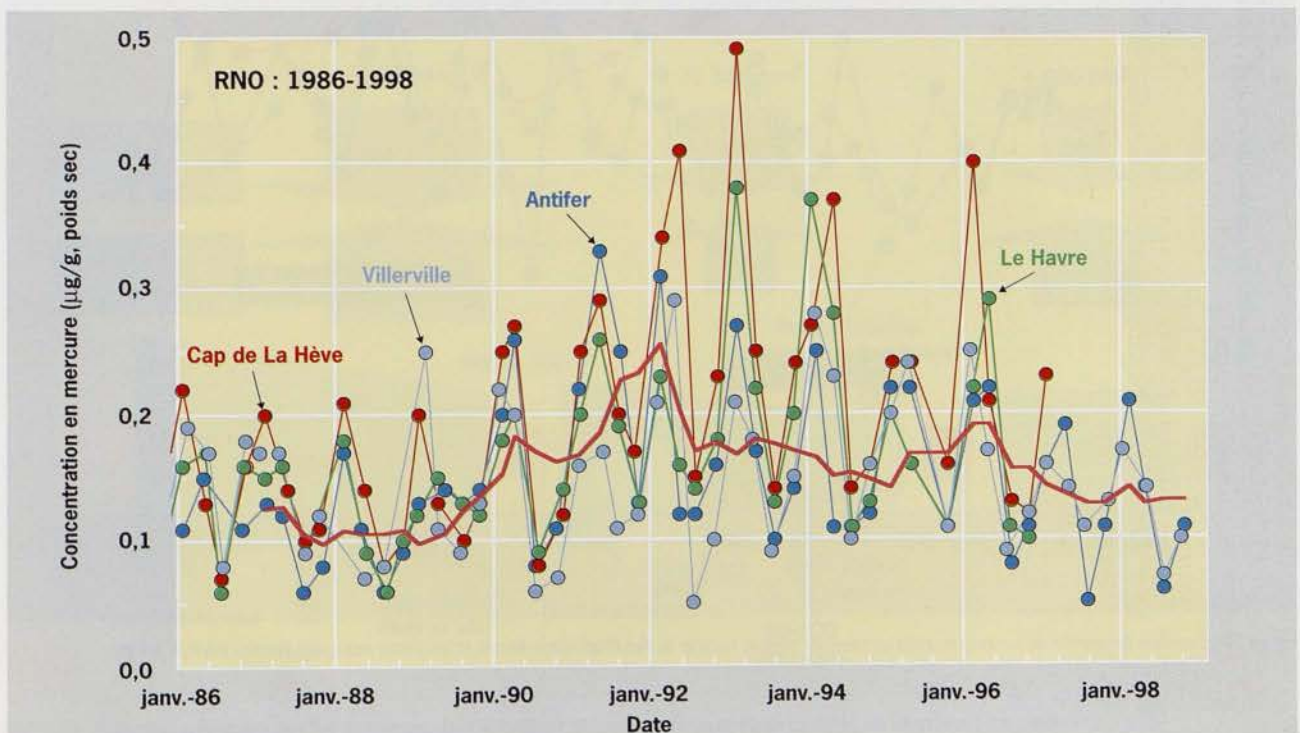


Figure 10 - Évolution temporelle de la concentration en mercure dans les tissus mous des moules (*Mytilus edulis*) en quatre stations de l'estuaire et de la baie de Seine. La courbe rouge correspond à la moyenne mobile sur quatre périodes qui lisse les variations saisonnières.

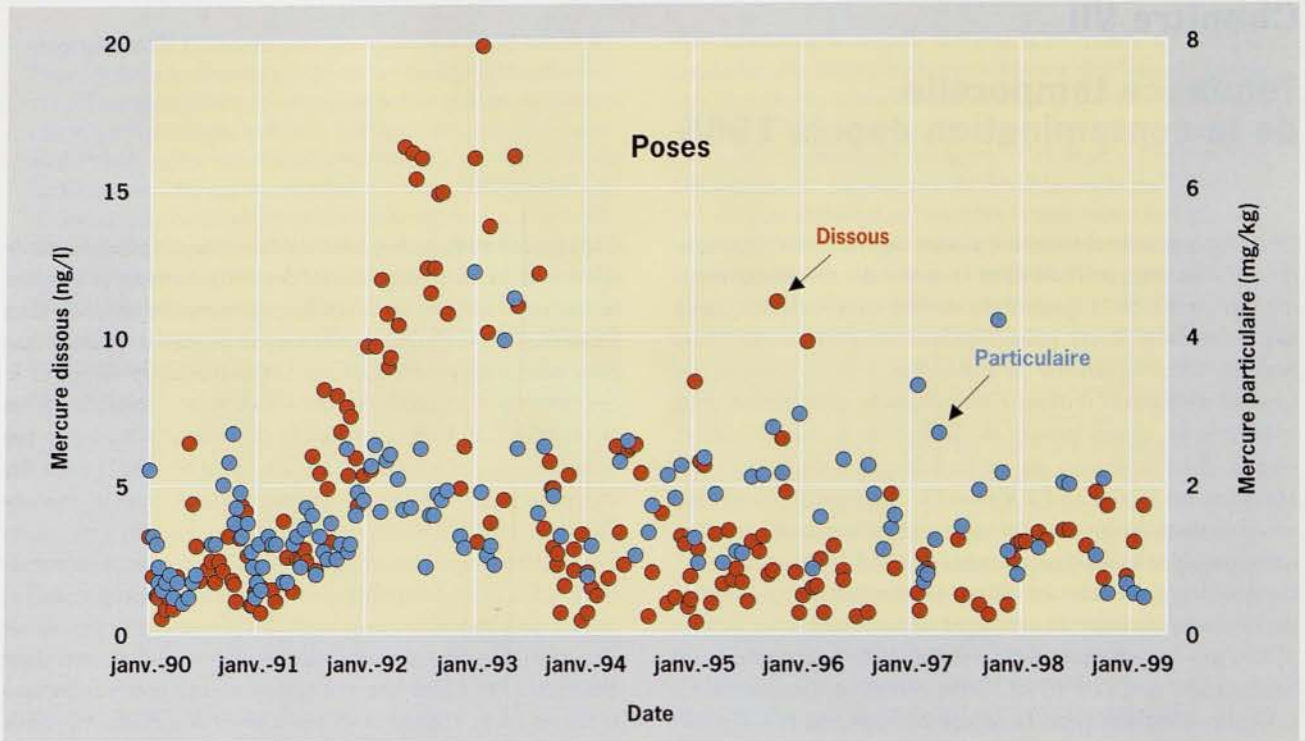


Figure 11 - Évolution temporelle de la concentration en mercure dans les eaux à l'entrée de l'estuaire de la Seine (Poses, pk 202).

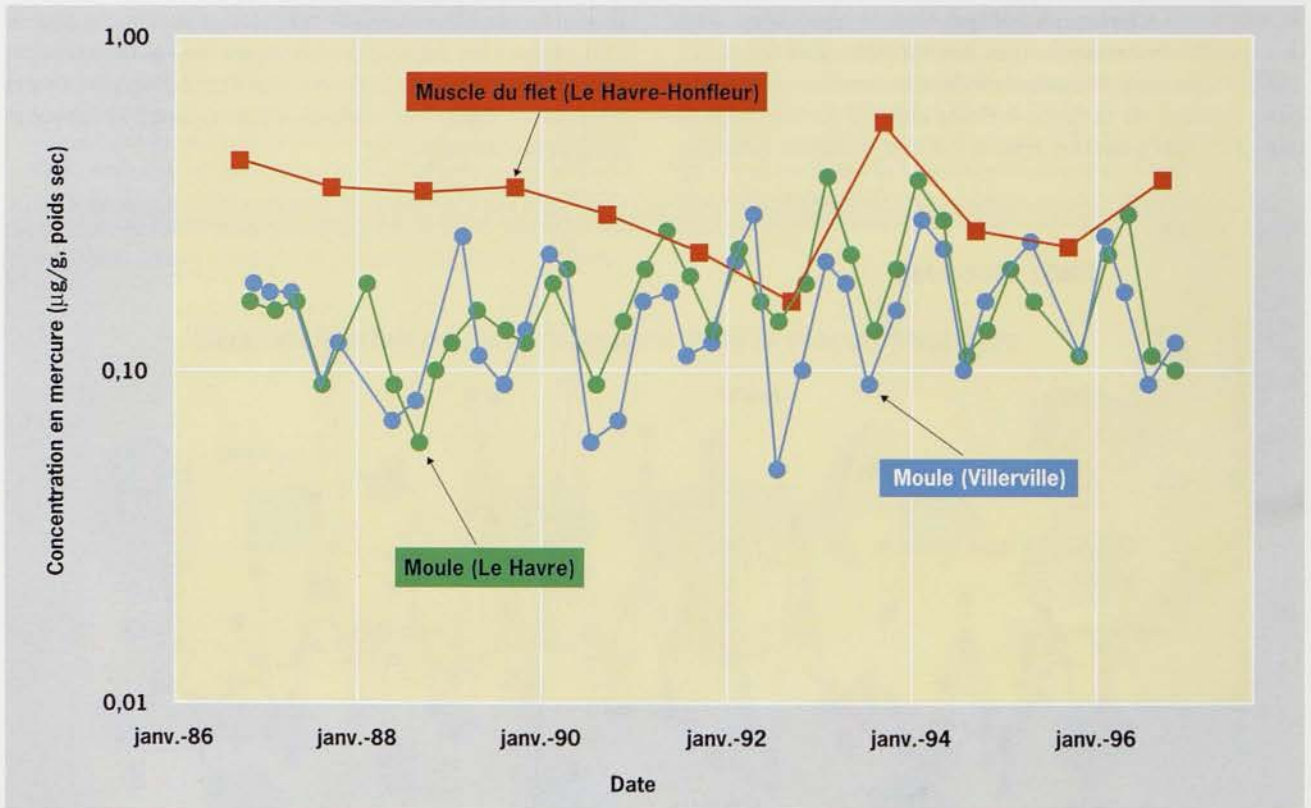


Figure 12 - Évolution temporelle de la concentration en mercure dans le muscle du flet (*Platichthys flesus*) et les tissus mous des moules (*Mytilus edulis*).

Conclusion

Les eaux, les particules en suspension et les sédiments de la Seine présentent des niveaux de concentration qui témoignent d'une contamination marquée, typique de celle d'un fleuve urbanisé et industrialisé. La retombée atmosphérique diffuse d'origine anthropique en est la source principale ; elle excède les rejets directs de mercure dans les eaux, ainsi que les apports naturels. Dans l'estuaire s'ajoutent des rejets de diverses sources.

La contamination mercurielle fluviale, principalement associée à la partie organique des sédiments fins déposés et en suspension, est diluée dans l'estuaire par le mélange avec des particules moins riches en mercure (particules minéralisées de sources continentales ou marines, et/ou provenant de l'érosion du milieu côtier adjacent). Une partie de la contamination est exportée en Manche, une autre est recyclée dans l'atmosphère, une autre, enfin, est stockée dans les sédiments de l'estuaire et de la baie. Dans l'état actuel des connaissances, un bilan précis de ces flux est difficile. Toutefois, en première approximation, on peut conclure que la dynamique du mercure dans le système bassin versant-estuaire-baie de Seine est dominée par les échanges eau-atmosphère et sédiment-particules (fig. 13). Le dépôt atmosphérique sur le bassin versant (1 000-1 500 kg/an) est de l'ordre de grandeur des émissions anthropiques. Près de 50 % de la retombée restant vraisemblablement piégés dans les sols, une partie des émissions anthropiques dans l'atmo-

sphère serait exportée hors du système. La majeure partie (> 90 %) du mercure dans l'estuaire est associée au matériel en suspension. Une portion marquante y est mobilisée et rendue ainsi disponible soit pour la méthylation et soit pour la réduction. Cette dernière réaction, en générant du mercure élémentaire volatil, conduit à un recyclage atmosphérique équivalent à 20 % de l'apport fluvial. La méthylation est plus difficile à quantifier. On peut toutefois observer que la contamination de l'estuaire de la Seine est caractérisée plus par la présence de composés inorganiques du mercure que par celle des espèces méthylées. Enfin, les activités de dragages intra-estuariens enlèvent chaque année 10 % de l'apport fluvial.

Malgré cette contamination importante du milieu abiotique*, les teneurs dans les organismes vivants étudiés n'atteignent qu'exceptionnellement des niveaux susceptibles de présenter des risques pour le consommateur de produits marins. De plus, l'évolution temporelle des concentrations dans le milieu abiotique et les moules (l'évolution temporelle des concentrations dans le flet, un poisson plat qui migre dans tout l'estuaire, est moins nette) au cours des dernières années indique que la contamination est à la baisse. Les variations des conditions hydrologiques et climatiques autant que les modifications des rejets sont susceptibles d'avoir engendré de tels changements.

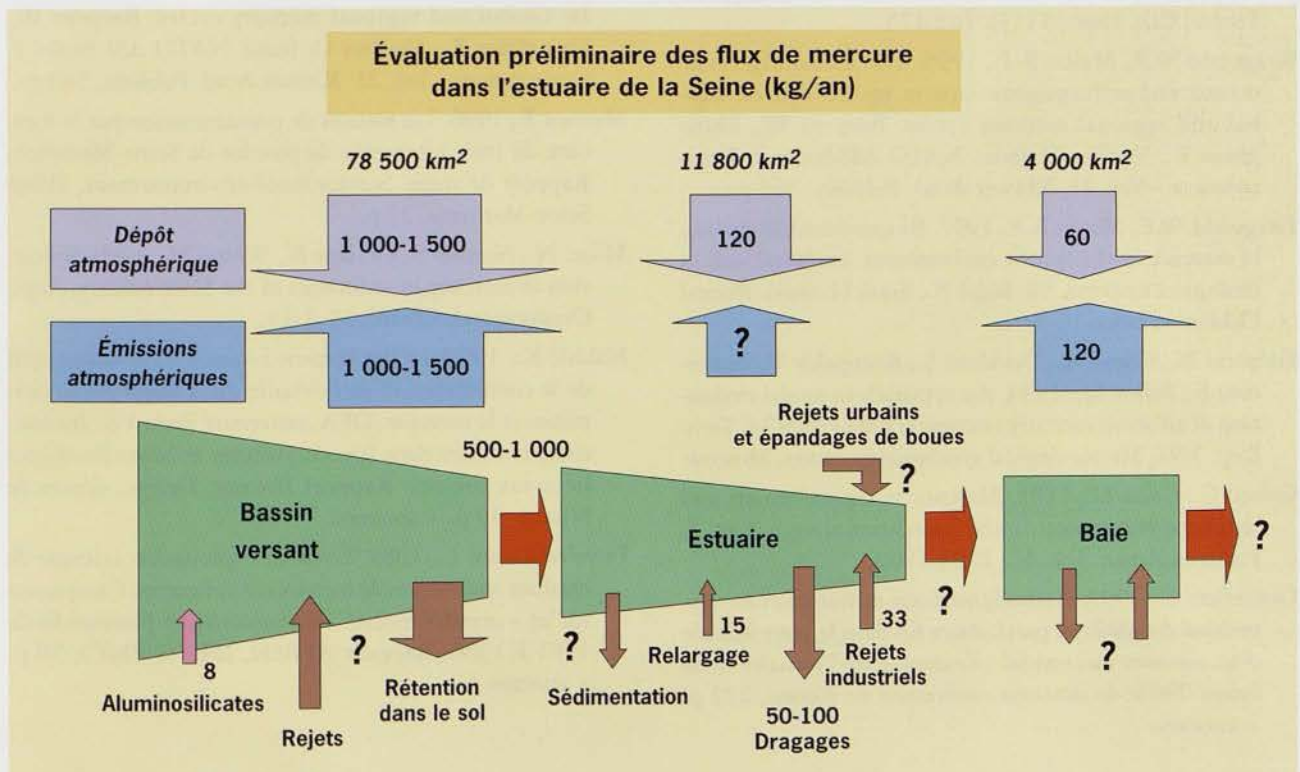


Figure 13 - Évaluation préliminaire des flux de mercure dans le système bassin versant-estuaire-baie de Seine, en kilogramme par année.

Références bibliographiques

- Amyot M., Gill G.A., Morel F.M.M., 1997. Production and loss of dissolved gaseous mercury in coastal seawater. *Environ. Sci. Technol.*, 37, 3606-3611.
- Coquery M., 1994. Biogéochimie du mercure en milieu estuarien et côtier. Thèse de doctorat, université Paris VI, spécialité océanologie, météorologie et environnement, 270 p.
- Coquery M., Cossa D., Sanjuan J., 1997. Speciation and sorption of mercury in two macro-tidal estuaries. *Mar. Chem.*, 58, 213-227.
- Cossa D., Thibaud Y., Romeo M., Gnassi-Barelli M., 1990. Le mercure en milieu marin : biogéochimie et écotoxicologie. Éd. Ifremer, *Rapp. Sci. Techn.*, 19, 130 p.
- Cossa D., Meybeck M., Idlafkih Z., Bombled B., 1994. Étude pilote des apports en contaminants par la Seine. Ifremer Del/94.13/Nantes, 151 p.
- Cossa D., Coquery M., Gobeil C., Martin J.-M., 1996. Mercury fluxes at the ocean margins. 229-247 pp. *In: Global and regional mercury cycles*. Baeyens W., Ebinghaus R., Vasiliev O. (eds). NATO ASI Series 2. Environment - Vol. 21. Kluwer Acad. Publish., 563 p.
- Cugier P., 1999. Modélisation du devenir à moyen terme dans l'eau et le sédiment des éléments majeurs (N, Si, P) rejetés par la Seine en baie de Seine. Thèse de doctorat, université de Caen, spécialité terre-enveloppe fluide, 249 p.
- Decloitre F., 1998. La part des différents aliments dans l'exposition au plomb, au cadmium et au mercure en France. *Cah. Diet.*, 33 (3), 167-175.
- Fitzgerald W.F., Mason R.P., 1996. The global Hg cycle: oceanic and anthropogenic aspects. pp. 85-108. *In: Global and regional mercury cycles*. Baeyens W., Ebinghaus R., Vasiliev O. (eds). NATO ASI Series 2. Environment - Vol. 21. Kluwer Acad. Publish., 563 p.
- Fitzgerald W.F., Mason R.P., 1997. Biogeochemical cycling of mercury in the marine environment. *In: Metal ions in biological systems*, 34. Sigal A., Sigal H. (eds). Marcel Dekker editions.
- Galperin M., Gusev A., Davidova S., Koropalov V., Nestorova E., Sofiev M., 1994. An approach to model evaluation of airborne mercury transport. EMEP/MSC-E Tech. Rep. 7/94. Meteorological synthesizing center, Moscow.
- Gobeil C., Cossa D., 1993. Mercury in the sediments and sediment pore waters in the Laurentian trough. *Can. J. Fisheries Aquat. Sci.*, 50, 1794-1800.
- Guézennec L., 1999. Hydrodynamique et transport en suspension du matériel particulaire fin dans la zone fluviale d'un estuaire macrotidal : l'exemple de l'estuaire de la Seine. Thèse de doctorat, université de Rouen, 222 p. + annexes.
- Hurley J.P. *et al.*, 1995. Influence of watershed characteristics on mercury levels in Wisconsin rivers. *Environ. Sci. Technol.*, 29, 1867-1875.
- Idlafkih Z., 1998. Transport des ions majeurs, éléments nutritifs, carbone organique et des métaux particuliers (Al, Fe, Mn, Cd, Cu, Hg, Pb et Zn) dans un fleuve anthropisé : la Seine. Importance des crues. Comparaison avec le Rhin moyen. Thèse de doctorat, université de Paris VI, spécialité sciences de la terre, 302 p. + annexes.
- Jackson M., Hancock D., Schulz R., Talbot V., Williams D., 1986. Rock phosphate: the source of mercury pollution in a marine ecosystem at Albany, Western Australia. *Mar. Environ. Res.*, 18, 185-202.
- Mate, 1998. Principaux rejets industriels en France, bilan de l'année 1997. Direction de la prévention des pollutions et des risques, service de l'environnement industriel. Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement, 233 p.
- Mason R.P., Morel F.M.M., Hemond H.F., 1994. The role of microorganisms in elemental mercury formation in natural waters. International Conference Mercury as Global Pollutant, July 10-14, 1994; Whistler, (B.C.) Canada.
- Mason R.P., Fitzgerald W.F., Morel F.M.M., 1994. The biogeochemical cycling of elemental mercury: anthropogenic influences. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 58, 3191-3198.
- Mason R.P., Fitzgerald W.F., 1996. Sources sinks and biogeochemical cycling of mercury in the ocean. 249-272 pp. *In: Global and regional mercury cycles*. Baeyens W., Ebinghaus R., Vasiliev O. (eds). NATO ASI Series 2. Environment - Vol. 21. Kluwer Acad. Publish., 563 p.
- Merrant F., 1996. Les sources de contamination par le mercure de trois gisements de moules de Seine-Maritime. Rapport de stage. Service santé-environnement, Ddass Seine-Maritime, 27 p.
- Mikac N., Niessen S., Oudane B., Wartel M., 1999. Speciation of mercury in sediments of the Seine estuary. *Appl. Organometal. Chem.*, 13, 1-11.
- Nakhlé K., 1999. Le flet comme bioindicateur quantitatif de la contamination de l'estuaire de la Seine par le cadmium et le mercure. DEA, université Paris VII. Interactions toxiques dans les écosystèmes et biotechnologies liées aux toxines. Rapport Ifremer, Del/pc, centre de Nantes, 33 p. + annexes.
- Perreira-Ramos L., 1988. Étude et exploitation critique de résultats analytiques de métaux sur sédiments. Campagnes sur les « grandes rivières » du bassin Seine-Normandie de 1981 à 1986. Rapport AFBSN, IHC (UPMC), 59 p. + annexes.

- Petersen G., 1992. Numerische modellierung des transport und der chemischen umwandlung von quicksilber über Europa. GKSS Forschungszentrum Geesthacht, externer Bericht GKSS 92/E/51.
- Quémerais B., Cossa D., Rondeau B., Pham T.T., Gagnon P., Fortin B., 1999. Sources and fluxes of mercury in the St. Lawrence river. *Environ. Sci. Technol.*, 33, 840-849.
- RNO, 1995. Surveillance du milieu marin. Travaux RNO. Ministère de l'Environnement - Ifremer, 42 p.
- RNO, 1999. Surveillance du milieu marin. Travaux RNO. Ministère de l'Environnement - Ifremer, 32 p.
- Roy S., Gaillardet J., Allègre C.J., 1999. Geochemistry of dissolved and suspended loads of the Seine river, France: Anthropogenic impact, carbonate and silicate weathering. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 63, 1277-1292.

Glossaire

Abiotique : opposé à « biotique », se dit de la partie non vivante d'un milieu.

Altération : transformation des roches, due à des facteurs chimiques et biologiques, responsable, avec la désagrégation, de la formation des sols.

Anaérobie : se dit d'un milieu dépourvu d'oxygène moléculaire.

Apolaire : se dit d'un composé chimique électroniquement neutre. Un composé apolaire est hydrophobe ou lipophile*.

Bioaccumulation : processus par lequel un organisme vivant absorbe plus d'une substance (ou d'un élément) qu'il n'en excrète.

Bioamplification : processus par lequel le prédateur concentre une substance (ou un élément) contenue dans sa proie.

Coefficient de distribution : coefficient permettant de mesurer les affinités d'une substance ou d'un élément pour deux phases en présence.

Complexation : processus par lequel l'atome central d'une molécule (ou d'un ion) est lié à d'autres atomes ou groupes d'atomes en nombre supérieur à la charge ou au degré d'oxydation de l'atome central.

Convention Oskar : convention internationale dite d'Oslo et de Paris régissant les rejets en mer.

Cytosol : liquide intracellulaire.

Dénudation : processus d'enlèvement des constituants d'un sol.

Dismutation : réaction de redistribution d'espèces chimiques d'un même élément.

Divalent : aptitude d'un élément à se lier avec deux atomes d'hydrogène ou de chlore.

Eaux hypodermiques : se dit des eaux continentales circulant immédiatement sous la surface du sol.

Eaux porales : se dit des eaux contenues dans les sédiments aquatiques. Synonyme d'eaux interstitielles.

Épithélial : qui a rapport avec l'épithélium (un tissu composé de cellules juxtaposées).

Exocytose : processus d'excrétion cellulaire.

Géode : acronyme pour « Groupe d'étude et d'observation sur le dragage et l'environnement ». Créé en France, en 1990, par la direction des ports et de la navigation maritime.

Holocène : période la plus récente du Quaternaire.

Indice de condition : indice permettant de mesurer l'état physiologique de certains animaux ; utilisé particulièrement pour les mollusques bivalves.

Liaison covalente : se dit d'une liaison chimique par mise en commun d'un doublet électronique entre deux atomes.

Ligand : on donne le nom de ligand à un corps caractérisé comme tendant à se lier à un autre, « Le Hasard et la Nécessité » Jacques Monod.

Lipophile : se dit, par opposition à hydrophile (qui aime l'eau), d'une substance qui a une forte affinité pour les graisses.

Marge océanique : zone comprenant le milieu côtier, incluant le plateau continental et la pente continentale.

Médiateur chimique : se dit d'une substance chimique qui favorise ou permet une réaction ou un processus biologique.

Neurotoxicité : atteinte toxique du système nerveux.

Niveau trophique : maillon d'une chaîne ou d'un réseau alimentaire. Par exemple, le prédateur est du niveau trophique supérieur à celui de sa proie.

p.b. : poids humide.

p.s. : poids sec.

Réductase : protéine (enzyme) qui permet une réaction de réduction (un apport d'électron).

Réseau trophique : ensemble des relations alimentaires entre prédateurs et proies.

Sorption : processus d'association (adsorption) ou de dissociation (désorption) d'une substance ou d'un élément sur une surface.

Source hydrothermale : source d'eau chaude.

Suboxyque : se dit d'un milieu anaérobie* mais oxygène, c'est-à-dire où l'oxygène est présent non sous forme libre mais sous forme combinée (par exemple, NO_3^- , MnO_2).

Sulfatoréductrice : se dit d'une bactérie capable de transformer les sulfates en sulfures.

© 2005 Springer-Verlag Berlin Heidelberg
Tous droits réservés. Toute réimpression ou utilisation non autorisée sans la permission écrite de l'éditeur est formellement interdite.
La reproduction ou l'utilisation de ce document est autorisée à titre gratuit pour les particuliers dans les limites de la loi sur le droit d'auteur.
Le présent ouvrage est le résultat de la collaboration de nombreux auteurs et chercheurs. Les opinions exprimées dans ce document ne sont pas nécessairement celles de l'éditeur.
Springer-Verlag Berlin Heidelberg

Réalisation, mise en page : XLC (02 98 30 50 07)

Achevé d'imprimer sur les presses de Cloître Imprimeurs

ISBN 2-84433-028-2 Programme Seine-Aval
ISBN 2-84433-031-2/Dépôt légal 4^e trimestre 1999

© 1999, Ifremer. Tous droits de reproduction, même partielle,
par quelque procédé que ce soit, sont réservés pour tous pays.

Crédits photos: A. Guerrier, couverture.



Laboratoires participants au programme Seine-Aval

Cellule antipollution

- **Service de la navigation de la Seine**
Île Lacroix
71, avenue Chastellain
76100 Rouen

Cellule de suivi du littoral haut normand

16, quai Casimir Delavigne
76600 Le Havre Cedex

Cemagref

- **Division qualité des eaux**
14, avenue de Saint-Mandé
75012 Paris

Cergrene

- **École nationale
des ponts et chaussées**
6-8, avenue Blaise Pascal
Cité Descartes Champs/Marne
77455 Marne-la-Vallée Cedex 2

CHU Rouen

- **Laboratoire de virologie**
1, rue de Germont
76031 Rouen Cedex

CIG - École des Mines de Paris

- **Centre d'informatique géologique**
35, rue Saint-Honoré
77305 Fontainebleau

Ifremer

Direction de l'environnement
et de l'aménagement littoral

- **Département Del/EC**
BP 70
29280 Plouzané
- **Département Del/PC**
BP 21105
44311 Nantes Cedex 3
- **Département Del/PC**
BP 330
83507 La Seyne/Mer Cedex

IPSN

- **Laboratoire d'études
radio-écologiques
de la façade atlantique**
Rue Max-Pol Fouchet - BP 10
50130 Octeville

Muséum national d'histoire naturelle

- **Laboratoire de biologie
des invertébrés marins
et malacologie**
57, rue Cuvier
75231 Paris Cedex 05

Parc naturel régional de Brotonne

- **Mission patrimoine naturel**
Maison du Parc
76940 Notre-Dame-de-Bliquetuit

Université de Caen

- **Laboratoire de morphodynamique
continentale et côtière -
UPRES - A 6143 CNRS**
- **Groupe ornithologique normand
(GONm)**
- **Laboratoire de biologie
et biotechnologies marines**
Esplanade de la Paix
14032 Caen Cedex

Université du Havre

- **Laboratoire d'écotoxicologie**
25 rue Philippe Lebon,
BP 540
76600 Le Havre Cedex
- **Laboratoire de mécanique**
Centre havrais d'études
et de recherche
Quai Frissard - BP 265
76055 Le Havre Cedex
- **Cirtai**
BP 1123
76063 Le Havre Cedex

Université de La Rochelle

- **Laboratoire de biologie
et biochimie**
Pôle sciences et technologie
Avenue Marillac
17042 La Rochelle Cedex 1

Université libre de Bruxelles

- **Groupe de microbiologie
des milieux aquatiques**
Campus de la Plaine
CP 221
B 1050 Bruxelles

Université de Lille

- **Laboratoire de chimie
analytique et marine
UPRES - A 8013 ELICO**
Bâtiment C 8
59655 Villeneuve d'Ascq Cedex
- **Station marine de Wimereux
UPRES - A 8013 ELICO**
28, avenue Foch
BP 80
62930 Wimereux

Université Pierre et Marie Curie

- **Laboratoire d'hydrobiologie**
12, rue Cuvier
75005 Paris
- **Laboratoire CNRS -
UMR Sisyphe 7619**
4, place Jussieu, tour 26, 5^e étage
75005 Paris
- **Institut d'hydrologie
et de climatologie
Laboratoire de chimie analytique**
4, place Jussieu, boîte courrier 122
75252 Paris Cedex 5

Université de Rennes 1

- Laboratoire de zoologie
et d'écophysiologie
UA INRA et UMR 1853 du CNRS**
Campus Beaulieu
Avenue du Général Leclerc
35042 Rennes Cedex

Université de Rouen

- **Laboratoire de morphodynamique
continentale et côtière -
UPRES - A 6143 CNRS**
- **Laboratoire de microbiologie
du froid**
- **Laboratoire de biologie végétale
et écologie**
76821 Mont-Saint-Aignan Cedex



11 La dynamique du mercure

Le mercure dans l'estuaire est principalement associé aux particules en suspension (>90 %). Sa dynamique est donc gouvernée par les cycles érosion-dépôt des sédiments. Cependant deux réactions, la méthylation et la réduction, produisent sa mobilisation. La première, par la formation de méthylmercure, favorise la bioaccumulation ; la seconde, par la formation de mercure élémentaire volatil, conduit à son recyclage atmosphérique. Les concentrations en mercure dans l'estuaire de la Seine, qui reçoit des eaux douces très contaminées, varient de 0,2 à 1,8 ng/l en phase dissoute et de 0,3 à 2 µg/g dans les suspensions. La contamination des sédiments, particulièrement forte dans l'estuaire amont (> 1 µg/g), diminue vers l'aval. Les niveaux mesurés dans les animaux ne sont, toutefois, qu'exceptionnellement supérieurs à la norme européenne de consommabilité. L'évolution temporelle des concentrations est en général à la baisse. Cependant, dans le flet, un poisson plat qui migre dans tout l'estuaire, la tendance à la baisse est moins nette.

As mercury in the estuary is mainly associated with suspended particulate matter (>90%), its dynamics is governed by the erosion-deposition cycles of sediments. However, it can be mobilised by two reactions, methylation and reduction. The former favours bioaccumulation through the production of methylmercury, whereas the latter leads to atmospheric recycling through the formation of volatile elementary mercury. Freshwater inputs into the Seine estuary are highly contaminated, with mercury concentrations ranging from 0.2 to 1.8 ng/l in dissolved phase and 0.3 to 2 µg/g in particulate phase. Contamination of sediments is especially high in the upper estuary (>1 µg/g), but decreases downstream. However, the levels measured in animals are rarely higher than in the European guideline for consumption. Temporal trends indicate a general decrease in concentrations, but this trend is less apparent in the flounder, a flatfish found throughout the estuary.

Cette collection présente l'ensemble des résultats du programme Seine-Aval. Chaque fascicule de cette collection a été élaboré de manière à pouvoir être lu indépendamment des autres.

Chaque année, l'essentiel de l'information scientifique produite est consigné dans des rapports thématiques et de synthèse pouvant être consultés auprès de la cellule de coordination du programme :

Programme Seine-Aval

Université de Rouen (Régis Hocdé)
Laboratoire de morphodynamique continentale et côtière
76821 Mont-Saint-Aignan Cedex
e-mail : regis.hocde@univ-rouen.fr
tél. 33 (0)2 35 14 65 27 - fax 33 (0)2 35 14 70 22



programme scientifique
eine-Aval

- 1 - Seine-Aval : un estuaire et ses problèmes
- 2 - Courants, vagues et marées : les mouvements de l'eau
- 3 - Sables, chenaux, vasières : dynamique des sédiments et évolution morphologique
- 4 - Matériaux fins : le cheminement des particules en suspension
- 5 - L'oxygène : un témoin du fonctionnement microbiologique
- 6 - Contaminations bactérienne et virale
- 7 - Patrimoine biologique et chaînes alimentaires
- 8 - La contamination métallique
- 9 - Fer et manganèse : réactivités et recyclages
- 10 - Le cadmium : comportement d'un contaminant métallique en estuaire
- 11 - La dynamique du mercure**
- 12 - Les contaminants organiques qui laissent des traces : sources, transport et devenir
- 13 - Les contaminants organiques : quels risques pour le monde vivant ?
- 14 - Des organismes sous stress
- 15 - Zones humides de la basse vallée de la Seine
- 16 - Les modèles : outils de connaissance et de gestion
- 17 - La résistible dégradation d'un estuaire

Région Haute-Normandie
25, boulevard Gambetta, BP 1129,
76174 Rouen Cedex, France
tél. 02 35 52 23 31 - fax 02 35 52 22 38

Agence de l'Eau Seine-Normandie
51, rue Salvador-Allende
92027 Nanterre Cedex
tél. 01 41 20 16 00 - fax 01 41 20 16 89

Éditions Ifremer
BP 70, 29280 Plouzané, France
tél. 02 98 22 40 13 - fax 02 98 22 45 86
e-mail : editions@ifremer.fr

Diffusion : ALT Brest
Service Logistique
3, rue Édouard Belin
BP 23 29801 Brest Cedex 9
tél. 02 98 02 42 34 - fax 02 98 02 05 84

ISBN 2-84433-028-2 Programme Seine-Aval
ISBN 2-84433-031-2

35 F - 5,34 €



9 782844 330314