



FICHE RADIONUCLÉIDE

Mercure 203 et environnement

Cette fiche résume le comportement de l'élément chimique dans les principaux compartiments des écosystèmes terrestres et aquatiques, sous les deux hypothèses suivantes. La discrimination isotopique est négligeable, ce qui est vérifié pour la plupart des éléments traités. Lorsque l'élément possède des isotopes stables, l'analogie de comportement entre ses isotopes stables et radioactifs est admise implicitement, sachant toutefois que pour les éléments existant à l'état naturel, la forme chimique et le milieu d'émission des rejets anthropiques sont susceptibles d'impliquer des voies et processus de transfert autres que ceux identifiés pour l'élément stable naturel.

Le ou les isotopes radioactifs désignés dans l'intitulé de la fiche correspondent aux radionucléides d'importance radioécologique majeure, au sens des quantités et de la rémanence dans l'environnement, d'autres isotopes, radioactifs ou stables, pouvant être cités à titre complémentaire. Les informations, volontairement simplifiées, sont destinées à refléter l'état des connaissances sur le sujet à la date de mise à jour et à proposer des valeurs pour les principaux paramètres radioécologiques usuels permettant une estimation des transferts dans l'environnement et plus particulièrement au sein de la chaîne alimentaire.

Rédacteurs : K. Beaugelin-Seiller, O. Simon

Vérificateurs : J.M. Bonzom

Date de rédaction : 12/05/04

Caractéristiques

Chimiques

Le mercure (Hg) fait partie de la famille des métaux lourds, comme le cadmium, le zinc ou le plomb. Le point de fusion du mercure est de $-38,9\text{ }^{\circ}\text{C}$, son point d'ébullition est de $357,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ et le mercure est le seul métal qui demeure sous forme liquide à la température ambiante. Il est faiblement conducteur de la chaleur, alors que sa conductivité électrique le fait utiliser comme contacteur dans certains appareils.

Le mercure possède trois états de valence (0, I, II). Le cation mercurique Hg^{2+} est le plus stable et se combine tant aux anions inorganiques (S^{-} , Cl^{-} , O^{2-} et OH^{-}) qu'aux composés organiques (pour former notamment du méthyle mercure MeHg , très toxique pour les organismes vivants). Cet élément forme avec de nombreux autres métaux (or, argent, étain) des alliages, appelés amalgames. Il présente également une forte affinité pour les groupes sulfhydryles (WHO, 1991).

Le mercure métallique $\text{Hg}(0)$ et ses composés organiques sont très volatils, contrairement à ses composés inorganiques (HgII). La solubilité de ces produits est très variable (WHO, 1991) : le mercure élémentaire est insoluble dans l'eau, comme certains de ses composés inorganiques. D'autres sont solubles, de même que ses composés organiques. La toxicité de cet élément dépend des espèces chimiques rencontrées dans les milieux d'exposition, les formes organiques induisant une forte toxicité.

Nucléaires

Le mercure est un élément de transition qui présente 38 isotopes. Parmi les 31 isotopes radioactifs, quatre ont une période supérieure à la journée et seul le ^{203}Hg possède des applications pratiques, d'où sa présentation plus détaillée.

	^{203}Hg
Période radioactive	46,59 jours
Activité massique	$5,11\ 10^{14}\ \text{Bq.g}^{-1}$
Émission(s) principale(s) par désintégration (rendement d'émission %)	$\beta^{-}\ E_{\text{max}} = 491\ \text{keV}\ (100\%)$

(Nuclides 2000, 1999)

Origines

Naturelle

Le mercure est le 67^{ème} composant de l'écorce terrestre, à raison de 20 à 60 ppb en moyenne (Wedepohl, 1995).

Le mercure est naturellement émis lors des éruptions volcaniques, par érosion des sols et des roches ainsi que par évaporation des océans. Les émissions naturelles sont évaluées entre 2 000 et 3 000 t.an⁻¹ dans le monde (Environnement Canada, 2003), dont 550 t.an⁻¹ en Europe (soit 40 % des émissions annuelles ; Pirrone et Wichmann-Fiebig, 2003).

Rarement présent sous sa forme liquide dans la nature, ses minerais principaux sont le calomel (HgCl₂) et le cinabre (HgS). Dans les écosystèmes aquatiques continentaux, les principales formes chimiques du mercure sont le mercure élémentaire (métal, volatile), le mercure I (instable), le mercure II (hydrosoluble) et les formes organiques ou organomercuriels.

Artificielle

Le mercure radioactif a été mesuré dans les effluents gazeux de la Hague de 1966 à 1979 (entre 2 MBq.an⁻¹ et 4 GBq.an⁻¹), ainsi que de façon plus anecdotique dans l'air de réacteurs de recherche du CEA (GRNC, 1999a). Il est également présent dans le domaine de la recherche, où il est employé comme traceur.

Le mercure élémentaire stable est aussi associé à l'industrie nucléaire : il fut ainsi largement employé sur les sites américains de production d'armes nucléaires entre 1950 et 1963, entraînant la contamination des sols et des eaux (ATSDR, 1999).

Le mercure stable provient essentiellement des émissions atmosphériques liées aux industries minières et métallurgiques, aux incinérateurs, à la combustion des combustibles fossiles (centrales à charbon) ou encore à la fabrication du chlore, de la soude et du ciment. Ces différentes sources seraient à l'origine de l'introduction de 2 200 à 4 500 t.an⁻¹ de mercure dans l'atmosphère (Environnement Canada, 2003) soit un tiers des émissions totales (Dastoor et Laroque, sous presse). Une forte incertitude (30 % environ, Pirrone et Wichmann-Fiebig, 2003) est attachée à ces valeurs, du fait de la ré-émission par les sols et les eaux d'une fraction recyclée du mercure d'origine anthropique (ATSDR, 1999). Dans ces rejets, Hg(0) représenterait environ 50 % des formes présentes, pour

35 % d'ions Hg^{2+} et moins de 20 % de mercure particulaire (Walcek *et al*, 2003). Cet élément est également employé dans des produits de consommation (produits électriques, appareils de mesure, etc.), des produits médicaux (amalgames dentaires) et industriels. En fin de vie, ces produits constituent autant de déchets qui peuvent être à l'origine de la présence de mercure dans l'environnement.

Concentrations dans l'environnement et métrologie

Les rejets de radio-isotopes de mercure ne conduisent pas à leur détection dans l'environnement. Le Hg^{203} se mesure classiquement par spectrométrie gamma. En l'absence de données concernant le ^{203}Hg dans l'environnement, les principales caractéristiques relatives aux concentrations environnementales du mercure stable sont exposées ci-après. La mesure du Hg est classiquement réalisée à partir de techniques de spectrophotométrie d'absorption atomique. Cependant, les faibles niveaux de contamination des eaux ont entraîné le développement de la fluorescence atomique couplée à de nouvelles procédures d'échantillonnage (Ultra-clean technique) et de pré-concentration du mercure sur piège d'or. De plus, les différentes formes chimiques du mercure peuvent être mesurées par couplage de réaction d'éthylation, séparation par chromatographie gazeuse, atomisation électrothermique et de détermination du Hg^0 par fluorescence atomique.

Les émissions anthropiques de mercure ont accru d'un facteur 2 à 4 les quantités de mercure dans l'environnement (ATSDR, 1999). Les quantités et les formes de mercure qui y sont présentes dépendent de l'origine et des processus de transport du mercure. Cependant, environ 80 % de ces rejets sont initialement émis dans l'air, 15 % se retrouvent dans les sols et 5 % dans les eaux, avant leur redistribution par le cycle biogéochimique de l'élément (ATSDR, 1999).

Le transport atmosphérique semble être le mécanisme principal de distribution de $\text{Hg}(0)$ dans l'environnement. L'atmosphère contient 5 000 tonnes de mercure, quasi-exclusivement sous forme $\text{Hg}(0)$ qui, oxydé en $\text{Hg}(\text{II})$, se dépose principalement par lessivage (pluie, brouillard, neige), mais aussi par dépôt sec. La répartition des différents composés du mercure serait ensuite majoritairement contrôlée par les processus de sorption/désorption des formes non volatiles dans les sols et les sédiments (ATSDR, 1999). Les concentrations en mercure dans l'atmosphère sont soumises à la fois à un cycle saisonnier et à un gradient croissant sud-nord (Dastoor et Larocque, sous presse). Les niveaux atmosphériques actuels sont de l'ordre de 2 ng.m^{-3} d'air (1 à 4 ng.m^{-3} ; INERIS, 2000).

Dans les sols, les concentrations en Hg sont de l'ordre de $0,03$ à $0,15 \text{ mg.kg}^{-1}$ de sol sec (Brabo *et al.*, 2003; ATSDR, 1999), les valeurs les plus fortes correspondant soit à des zones urbanisées soit à des sols organiques. En France, tous sols confondus, le mercure est présent dans la fraction fine ($< 2 \text{ mm}$) à raison de $0,02$ à $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$, voire $0,15$ à $2,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ dans le cas d'anomalies naturelles modérées (INRA, 2003).

Dans les plantes, le bruit de fond de la concentration en mercure est généralement inférieur à 1 ppm de poids sec (ATSDR, 1999). En Guyane française, la canopée présente une teneur moyenne d'environ 0,7 ppm (Mélières *et al.*, 2003).

Le mercure total se rencontre entre 0,01 et 12 ng.l⁻¹ dans les eaux continentales de surface, entre 0,5 et 15 ng.l⁻¹ dans les eaux souterraines et entre 0,05 et 3 ng.l⁻¹ en mer (INERIS, 2000), principalement sous la forme inorganique (99%). A proximité des zones de rejets, les niveaux de contamination de la colonne d'eau peuvent atteindre des concentrations de l'ordre de 0,2 µg.l⁻¹ (Stein *et al.*, 1996).

Les concentrations en méthyle mercure sont généralement plus faibles : 0,04 à 0,8 ng.l⁻¹ dans les eaux, 0,01 à 1,5 ng.kg⁻¹ frais pour les organismes marins et 0,2 à 7 mg.kg⁻¹ pour les poissons d'eau douce. Pour les plantes, cette concentration est inférieure à 0,1 ng.kg⁻¹. En France, les concentrations en mercure total dans les huîtres et les moules sont comprises entre 0,13 et 0,2 mg.kg⁻¹ (poids sec, moyenne des analyses du 01/01/95 au 30/06/99, données du Réseau National d'Observation d'IFREMER).

Mobilité et biodisponibilité en milieu terrestre

Sols

L'enrichissement en mercure des sols peut être d'origine naturelle, du fait de la pédogenèse (Brabo *et al.*, 2003). Il est alors fortement lié à la nature de la roche-mère et aux conditions de milieu. La présence de mercure dans les sols peut également être liée, dans les zones boisées, à la chute des feuilles, pour plus de 50 % (Schwesig et Maztner, 2000; Mélières *et al.*, 2003). Les pratiques agricoles peuvent aussi contribuer à l'apport de mercure dans les sols par épandage de boues, de fertilisants inorganiques et autres composts et fumiers (environ $15 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ au Royaume Uni, Nicholson *et al.*, 2003).

Le mercure est faiblement mobile dans les sols (ATSDR, 1999). Il y est rapidement immobilisé par réaction avec les oxydes métalliques (fer, aluminium et manganèse) et surtout avec la matière organique. Son adsorption décroît avec l'augmentation du pH et la concentration en ions Cl^- du sol (ATSDR, 1999). Il peut y subir des réactions microbiennes ou chimiques de méthylation, avec formation principalement de mono-méthyle mercure, qui favorise sa bioaccumulation, et inversement de déméthylation. Ces processus, contrôlés par la concentration en ions sulfures, le potentiel d'oxydoréduction et la quantité de matière organique, se produisent principalement dans les sols hydromorphes sub-oxiques à pH faible avec une forte teneur en matière organique. Dans le cas particulier, des sols tropicaux de Guyane, les teneurs accumulées (variant en fonction du type de sols) sont de l'ordre de 1000 mg/m^2 sur les 3 premiers mètres de profondeur et 90% du mercure reste piégé dans ces sols à l'échéance d'une vingtaine d'années.

Une partie du mercure présent dans les sols est éliminée par volatilisation, notamment après réduction microbienne de Hg^{2+} en $\text{Hg}(0)$ (Lloyd, 2003), qui serait le processus biologique dominant de la chimie du mercure dans les sols (ATSRD, 1999), ou après photo-réduction. L'émission à partir du sol serait conditionnée par la température et l'intensité lumineuse (Ericksen *et al.*, 2003). Inversement l'oxydation de $\text{Hg}(0)$ en $\text{Hg}(\text{II})$ peut également se produire, sous l'effet de bactéries aérobies ou de mécanismes abiotiques (Barkay *et al.*, 2003).

Le coefficient de partage sol-eau est peu documenté en fonction des formes du mercure. Pour le mercure total, la gamme de variation dans la littérature est de 19 à $300 \text{ l} \cdot \text{kg}^{-1}$ pour des sols de pH 4,3 à 8,5 et une teneur en argile de 0,5 à 54,7 %, la valeur moyenne étant de $170 \text{ l} \cdot \text{kg}^{-1}$ (INERIS, 2000). Le GRNC a utilisé en 1999 une valeur de $90 \text{ l} \cdot \text{kg}^{-1}$ pour la région du Cotentin (GRNC, 1999b).

L'analyse des données d'écotoxicologie disponibles a conduit l'INERIS à proposer en situation chronique pour le sol une PNEC de $27 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ poids sec pour le mercure inorganique et de $23 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ poids sec pour les composés organiques (INERIS, 2000).

Végétaux

L'accumulation du mercure dans les plantes *via* les racines, qui augmente avec la concentration du sol sous-jacent, se caractérise par une cinétique rapide (Cavallini *et al.*, 1999) et le stockage sur place de l'élément. En effet, chez les plantes supérieures, la translocation du mercure ne se produit pas ou peu (ATSDR, 1999 ; Boening, 2000 ; Mélières *et al.*, 2003) bien qu'elle semble favorisée par des concentrations élevées (Cavallini *et al.*, 1999). Ainsi, la contamination du feuillage des arbres provient majoritairement du mercure atmosphérique (Ericksen *et al.*, 2003), principalement par dépôt sec, de mercure gazeux à la vitesse de 0,1 à 0,5 cm.s⁻¹ ou d'aérosols à la vitesse de 1,4 cm.s⁻¹ (Rea *et al.*, 2000). Le mécanisme consécutif d'accumulation par les feuilles est de cinétique lente (Cavallini *et al.*, 1999). Les vapeurs de mercure métallique peuvent ensuite être oxydées par les catalases de certaines espèces (Barkay *et al.*, 2003).

Chez les plantes supérieures, l'exposition au mercure peut affecter la photosynthèse, les échanges d'eau et les membranes cellulaires, pour des concentrations atmosphériques de l'ordre de 1 mg.m⁻³ (Boening, 2000). La spéciation du mercure influe sur sa biodisponibilité : le facteur de transfert racinaire des composés organiques peut être jusqu'à 3 fois plus fort que celui des composés inorganiques (INERIS, 2000). Globalement, le transfert aux racines des plantes supérieures varie entre 0,01 et 1,3 (valeurs relatives aux poids secs) alors que les facteurs de concentration reportés pour les champignons varient, selon les espèces, entre 1 et 560 (ATSDR, 1999 ; Falandysz *et al.*, 2003).

Animaux

Un transfert significatif de mercure a été observé pour les volailles et autres animaux d'élevage nourris avec des farines de poisson (ATSDR, 1999). Dans la région de l'Amazonie, du bétail abreuvé par de l'eau contaminée présentait des concentrations doubles de celles des témoins (Palheta et Taylor, 1995). Concernant la faune sauvage, une forte dépendance saisonnière peut apparaître dans les concentrations en mercure, en fonction de la variation du régime alimentaire et notamment de la consommation de champignons (Pokorny et Ribaric-Lasnik, 2002).

Des modifications du comportement alimentaire et de la croissance ont été signalées chez les invertébrés du sol (Boening, 2000). Toutefois, ces études sont insuffisamment nombreuses pour être concluantes. Il en est de même pour les mammifères, les données de toxicité se rapportant en milieu terrestre essentiellement aux oiseaux : la mortalité est observée pour une CL₅₀ comprise entre 30 et 150 ppm pour les formes méthylées du mercure et entre 1 000 et 2 000 ppm pour les autres formes (concentrations administrées par voie orale ; EPA, 2003). De nombreuses études ont cependant été réalisées, montrant l'accumulation de mercure par les organismes et/ou des effets non quantifiés sur la croissance, la reproduction ou encore le développement de tumeurs et de maladies. Les ordres de grandeur des concentrations mentionnées varient de 0,05 à 65 ppm (UNEP, 2002).

Produits transformés

Aucune information concernant le devenir du mercure lors des transformations agroalimentaires n'a été trouvée.

Mobilité et biodisponibilité dans les écosystèmes d'eau douce

Eaux

Dans les biotopes aquatiques, le mercure se trouve majoritairement sous forme inorganique ($\text{Hg}(\text{OH})_2$, HgCl_2 , HgOCl) ; le mercure organique ne représente que quelques pourcents du mercure total. Les espèces dissoutes du mercure inorganique dépendent de la nature et des concentrations des ions en solution (Cl^- , OH^- , CO_3^{3-} , SO_2^{4-} , ...) et de faibles variations de pH entraînent la variation de leur répartition. En revanche, la spéciation chimique en solution du mercure organique est plus simple (une seule valence avec comme espèces dominantes CH_3HgCl , CH_3HgOH). La détermination du coefficient de partage octanol/eau K_{ow} ¹ varie de 0,05 pour $\text{Hg}(\text{OH})_2$ à 3,3 pour HgCl_2 . Le potentiel lipophile des composés du mercure demeure faible et n'explique en aucun cas les capacités importantes d'accumulation du méthyle mercure (MeHg), comme le démontre sa faible présence dans les graisses des organismes.

Le cycle biogéochimique du mercure est influencé par deux types de réactions chimiques : l'oxydation/réduction et la méthylation/déméthylation. L'enrichissement en mercure des eaux a pour origine le mercure présent dans l'atmosphère. Le mercure élémentaire est rejeté puis transporté via l'atmosphère (temps moyen de séjour : 3 ans) où il peut être oxydé en mercure inorganique (Hg^{2+}) par une réaction photochimique (en présence de substances chimiques libérés par le milieu marin, Cl^- et Br^-). Cette forme, hydrosoluble et faiblement volatile, et une partie du mercure adsorbée sur les aérosols s'accumulent dans les eaux de surface. Dans le milieu aquatique, le Hg^{2+} peut ensuite être transformé en méthyle mercure ou/et stocké dans les sédiments.

Sédiments

Les particules en suspension et les ligands organiques (acides fluviqques et humiques) de la colonne d'eau possédant de très fortes capacités de complexation, le mercure s'adsorbe facilement et s'accumule ensuite dans les sédiments. Les K_D répertoriés dans la littérature varient de trois ordres de grandeur, entre 10^3 l.kg^{-1} (Mason et Sullivan, 1998) et 10^6 l.kg^{-1} (Cossa et Ficht, 1999), en fonction des conditions de milieu et notamment de la charge en matière organique. La gamme de variation est similaire pour les formes organiques et inorganiques. Le temps de séjour du mercure dans les sédiments dépend des conditions d'oxydation. En milieu réducteur, le mercure se lie à l'ion sulfate (SO_2^{4-})

¹ K_{ow} reflète la liposolubilité d'un produit chimique et, indirectement, sa capacité de diffusion à travers les barrières biologiques.

en un complexe HgS insoluble. En milieu oxydant, Hg^{2+} et HgS peuvent être méthylés par des mécanismes abiotiques (pH acide et matière organique) et biotiques, favorisés par des conditions abiotiques particulières (surface du sédiment, présence de bactéries intervenant dans le cycle du soufre) Les modifications des conditions oxydiques du sédiment (naturelles ou anthropiques) modifient alors fortement ces réactions et contribuent à l'exposition des organismes au méthyle mercure. En termes de bilan de masse, les sédiments constituent une réserve importante de mercure (95 % du Hg accumulé dans les compartiments abiotique et biotique de l'écosystème des lacs finlandais sont accumulées dans le sédiment, Watras *et al.*, 1998). Enfin, les concentrations dans l'eau interstitielle sont faibles (<1%, Jahanbakt *et al.*, 2002).

Bactéries

Les bactéries jouent un rôle particulier dans la transformation du mercure. La méthylation bactérienne (milieu anoxique) résulterait du transfert (i) d'un groupement méthyle de la méthylcobalamine (dérivé de la vitamine B), (ii) de la première étape de la production de diméthylmercure (forme volatile et participant à la détoxification et l'excrétion des bactéries). A l'inverse, la déméthylation par réduction bactérienne permet de former du mercure élémentaire Hg^0 . Ces mécanismes sont assurés par des enzymes, la lyase organomercurielle et la réductase mercurique. Cet équilibre méthylation/déméthylation conduit à une faible production de méthyle mercure (environ 1% du mercure total), qui conduit néanmoins à la contamination des organismes aquatiques.

Végétaux

En milieu naturel, les niveaux d'accumulation dans les végétaux dépendent principalement des concentrations en méthyle mercure. Les concentrations varient en fonction des niveaux d'exposition et des végétaux étudiés ; les végétaux flottants présentent des niveaux d'accumulation inférieurs à ceux des organismes immergés tels que *Ceratophyllum demersum*, *Elodea* sp. et *Hydrilla* sp. En effet, ces derniers présentent un rapport surface/volume favorable à la bioaccumulation (Gutpa et Chandra, 1998). Les capacités d'accumulation dans les racines apparaissent supérieures à celles des feuilles, après contamination par la colonne d'eau. Toutefois, l'accumulation dans les feuilles d'*Elodea densa* est élevée ; les facteurs de concentration sont de l'ordre de 6700 pour le mercure inorganique et de 35 000 pour le méthyle mercure (Simon et Boudou, 2001). Ces valeurs dépendent des niveaux d'exposition et des transformations chimiques du mercure au sein même des organismes.

Chez les algues, les concentrations sans effet observé (NOEC) varient de 0,9 à 100 $\mu g.l^{-1}$ pour le mercure inorganique ($HgCl_2$) (INERIS, 2000).

Concernant les effets induits, le mercure perturbe le fonctionnement de la photosynthèse, en se substituant au magnésium présent dans la chlorophylle, et de la biosynthèse en se fixant sur les groupements thiol -SH. A l'intérieur de la cellule, une partie du mercure est prise en charge par les phytochélatines,

molécules riches en groupement thiol -SH (cystéine), réduisant les effets toxiques de cet élément. L'exposition des végétaux conduit à leur induction en fonction des niveaux de contamination. Les végétaux aquatiques, par leurs capacités élevées d'accumulation des métaux, en particulier le Hg, font l'objet d'études de phytoremédiation pour extraire ces substances du milieu naturel.

Animaux

Élément non essentiel au métabolisme, le mercure, principalement le méthyle-mercure, s'accumule dans les organismes. L'entrée du mercure est assurée par le mécanisme cellulaire de diffusion simple ou facilitée (utilisation de transporteur membranaire). La fixation rapide du mercure sur des protéines cytosoliques et le transport à travers la membrane basale des cellules favorisent cette diffusion en maintenant le gradient de concentration du mercure. Enfin, les protéines telles que les métallothionéines (à l'origine de la séquestration cytoplasmique de contaminant) ne semblent pas jouer un rôle prépondérant dans la régulation cellulaire du mercure ; le MeHg n'induisant pas la synthèse de ces protéines.

En milieu naturel, la mesure des concentrations dans les organismes fait apparaître un transfert cumulatif le long des réseaux trophique traduisant la bio-amplification du mercure. Ainsi, la principale source de contamination des organismes aquatiques est la nourriture. Le taux de transfert trophique proie/poissons du méthyle mercure est compris entre 65 et 100 % alors qu'il est proche de 10 % pour le mercure inorganique. Cette contamination peut conduire à l'exposition de populations humaines au mercure, pouvant engendrer des décès². En effet, en fin de réseaux trophiques, les poissons piscivores accumulent d'importantes quantités de mercure, principalement dans le muscle et sous forme de méthyle mercure (95 % du Hg total) : les poissons du lac Onondaga (USA) présentent ainsi des concentrations de l'ordre de 1100 µg.kg⁻¹. Ces niveaux élevés d'accumulation n'entraînent pas systématiquement la mort des organismes, contribuant de ce fait au transfert du mercure dans le réseau trophique. Les modalités d'accumulation préférentielle dans le muscle ne sont pas aujourd'hui connues.

Une autre caractéristique du mercure concerne sa répartition dans les organes ; elle suit l'ordre décroissant : foie, rein; cerveau et muscle. De plus, un flux de mercure est observé lors d'étude de décontamination à partir d'organes "donneurs" (foie et rein) vers des organes "receveurs" (masse viscérale de *C. fluminea* ; muscle de poisson). Les effets toxiques se caractérisent par un dysfonctionnement du rein (néphrite) et une atteinte du système nerveux central (encéphalopathie aiguë, tremblements, ataxies cérébelleuses, restriction du champ visuel). Le mercure se fixe sur les bases azotées de l'ADN. Les perturbations fonctionnelles et structurelles induites par l'accumulation du mercure se répercutent sur de nombreuses protéines membranaires (cholinestérases, protéines de transport,

² Le mercure fait partie des quelques métaux ayant causé lors des 40 dernières années la mort des personnes exposées (Jahanbakht *et al.*, 2002 : Japon -1400 morts à Minamata- Irak...)

canaux ioniques). Chez les organismes aquatiques, les effets toxiques s'observent dans les mécanismes de l'osmorégulation et de la reproduction (Wiener et Spry, 1994).

Les NOEC du MeHg varient de 0.08 à 19 $\mu\text{g.l}^{-1}$ pour les poissons d'eau douce, après une exposition semi-chronique (30 à 48 jours). La PNEC proposée par l'INERIS, est de 0.24 $\mu\text{g.l}^{-1}$ pour le HgII et de 0.01 $\mu\text{g.l}^{-1}$ pour le MeHg (valeur non officielle).

En résumé ...

Du fait de l'absence de rejets significatifs en ^{203}Hg , c'est essentiellement le cycle biogéochimique du mercure stable qui a été (très) étudié.

Dans l'environnement continental, la forme du mercure varie avec les saisons, les concentrations en oxygène, en nutriments et en matière organique des écosystèmes, ainsi qu'avec les interactions hydrologiques dans l'écosystème. Les formes dominantes, dont la répartition est susceptible de varier au gré des conditions de milieux, semblent toutefois être $\text{Hg}(0)$ et $\text{Hg}(\text{II})$. De façon très simplifiée, deux réactions dominent son comportement biogéochimique : la méthylation qui favorise son accumulation vers les organismes vivants et la réduction de $\text{Hg}(\text{II})$ en $\text{Hg}(0)$ forme susceptible de se transférer vers l'atmosphère, notamment à partir des eaux superficielles.

En milieu terrestre, la majorité des données disponibles sont des concentrations, les paramètres caractérisant la biodisponibilité et le transfert du mercure sont peu documentés. La mobilité de cet élément dans le sol comme dans les plantes apparaît toutefois limitée. Racines et feuillages se contaminent par des mécanismes différents, et n'échangent pas ou peu l'élément accumulé du fait d'une translocation très faible ou inexistante. La documentation relative à la contamination des chaînes alimentaires terrestres est encore peu abondante. Peu d'effets quantifiés ont été reportés pour le mercure, exception faite de celui associé aux fongicides. Les cas mentionnés dérivent généralement d'une exposition indirecte au milieu aquatique, surtout pour les oiseaux.

En milieu aquatique d'eau douce, les fortes capacités d'accumulation et de transfert trophique entraînent la contamination préférentielle des organismes consommateur de 1^{er} et 2nd ordre. Il convient de prendre en compte la voie trophique de contamination. La bioamplification du mercure nécessite de connaître les niveaux d'accumulation dans les biocénoses pour l'évaluation du risque écologique.

De façon générale, deux mots résument le comportement du mercure dans l'environnement : bioaccumulation et biomagnification. Les écosystèmes aquatiques comportant généralement plus de niveaux trophiques que les écosystèmes terrestres, les concentrations y sont généralement plus fortes.

Paramètres radioécologiques usuels : milieu terrestre

Coefficient de distribution eau-sol K_d (Bq.kg^{-1} de sol sec par Bq.l^{-1} d'eau)

	Formes organiques	Formes inorganiques	Forme non spécifiée
sol indifférencié	9	$1,3 \times 10^2$	$9,0 \times 10$
sol sableux	3	$8,0 \times 10$	-
sol argileux	$1,2 \times 10$	$2,5 \times 10^2$	-

(GRNC, 1999b ; 2002)

Facteur de transfert foliaire (Bq.kg^{-1} de végétal sec par Bq.m^{-2})

céréales	2×10^{-4} à 6×10^{-2}
légumes feuilles (ex. : épinard)	7×10^{-1}
légumes fruits (ex. : pois, haricot)	1×10^{-2}
légumes racines (ex. : carotte)	0
maïs d'ensilage	2×10^{-1}
herbe, foin	7×10^{-1}

(AIEA, 1994 ; GRNC, 1999b)

Facteur de transfert racinaire (Bq.kg^{-1} de végétal sec par Bq.kg^{-1} de sol sec)

céréales et maïs d'ensilage	$3,0 \times 10^{-1}$
légumes feuilles (ex. : épinard)	$1,2 \times 10^{-3}$ – $3,0 \times 10^{-1}$
légumes fruits (ex. : pois, haricots)	$2,0 \times 10^{-3}$ – $3,0 \times 10^{-1}$
légumes racines (ex. : carotte)	$6,6 \times 10^{-4}$ – $3,0 \times 10^{-1}$
herbe	$1,0 \times 10^{-2}$ – $9,0 \times 10^{-1}$

(GRNC, 1999b ; 2002)

Facteur de transfert aux produits d'origine animale (j.kg⁻¹ ou j.l⁻¹)

lait de vache	$4,7 \times 10^{-4} - 2,6 \times 10^{-3}$
viande de bœuf	$1,6 \times 10^{-3} - 1,0 \times 10^{-2}$
viande de mouton	$1,6 \times 10^{-2}$
viande de porc	$1,6 \times 10^{-2}$
viande de volaille	$1,6 \times 10^{-2}$
oeufs	$9,9 \times 10^{-4}$

(GRNC, 1999b, 2002)

Facteur de transfert par transformation alimentaire

Pas de donnée

Paramètres radioécologiques usuels : eaux douces

Coefficient de distribution eau-MES Kd (Bq.kg⁻¹ de solide sec par Bq.l⁻¹ d'eau)

valeur générale	MeHg	Hg ²⁺
Eau de rivière	1.8 10 ³ à 3.2 10 ⁵	1.6 10 ⁴ à 5.0 10 ⁶

(Bonzongo *et al.*, 1996 ; Lyon *et al.*, 1997)

Facteur de concentration dans les végétaux (Bq.kg⁻¹ de végétal frais par Bq.l⁻¹ d'eau)

	MeHg	Autres formes
phytoplancton : lac Onondaga	100 000	
plantes supérieures en général		1000
Macrophytes : Elodea densa : feuilles	35 000	6 700

(Burg et Greenwood, 1991; Simon et Boudou, 2001)

Facteur de concentration dans les animaux (Bq.kg⁻¹ d'animal frais par Bq.l⁻¹ d'eau)

	MeHg	Autres formes
crustacés : écrevisse organisme entier	7 000	HgII : 1 00
bivalves : <i>Corbicula fluminea</i> partie molle (voie directe seule)	33 000	HgII : 3 000
invertébrés en général	110-70 700	Hg : 100 000 HgII : 140-12 6
poissons : <i>Ctenopharyngodon idella</i> organisme entier (voie directe seule)	13 500	HgII : 1 000
poisson en général	4 300-35 000	Hg : 63 000 HgII : 1 800-5 700
poisson : <i>Haplios aimara</i> Muscle (in situ)	5 x 10 ⁷	

(Boudou A *et al.*, soumis ; Burg et Greenwood, 1991; INERIS, 2000 ; Simon et Boudou 2001)

Facteur de transfert trophique

	MeHg	HgII
crustacés (chlorophycée → Zooplancton)	60 %	10 %
Crustacés (bivalves → écrevisses)	20 %	0 %
poisson adulte (alevins → truite)	92%	41 %
Poissons adulte (feuilles d'élodée → Carpe C. idella)	17.5 %	2 %

(Simon et Boudou, 2001)

Bibliographie succincte

ATSDR (1999). Toxicological Profile for Mercury. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, US (accessible sur <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp46.html>, consulté le 6 janvier 2003).

Barkay T, Miller SM, Summers AO (2003). Bacterial mercury resistance from atoms to ecosystems. *FEMS Microbiol. Rev.*, 779, 1-30.

Boening DW (2000) Ecological effects, transport, and fate of mercury : a general review. *Chemosphere*, 40, 1335-1351.

Bonzongo JC, Heim KJ, Warwick JJ et Lyons WB (1996). Mercury levels in surface waters of the Carson river-Lahontan Reservoir system, Nevada: influence of historic mining activities. *Environ. Pollut.*, 92 (2), 193-201.

Boudou A et Charlet L (2002). Cet or qui file un mauvais mercure. *La recherche* 359, 52-59.

Boudou A, Maury-brachet R, Coquery M, Dauta C, Durrieu G, Cossa D. Impact of goldmining on mercury contamination of aquatic food webs: a comparative systemic approach strengthening the key role of methylmercury. *Nature, Soumis*.

Brabo ES, Angelica RS, Silva AP, Faial KRF, Mascarenhas AFS, Santos ECO, Jesus IM, Loureiro ECB (2003). Assessment of mercury levels in soils, waters, bottom sediments and fishes of acre state in brazilain amazon. *Water Air Soil Pollut.*, 147, 61-77.

Burg RV et Greenwood MR (1991). Mercury in "Metals and their compounds in the environment" (Ed E Merian), VCH, Cambridge pp1045-1088.

Cavallini A, Natali L, Durante M, Maserti B (1999). Mercury uptake, distribution and DNA affinity in durum wheat (*Triticum durum* Desf.) plants. *Sci. Total Environ.*, 243/244, 119-127.

Cossa D et Ficht A (1999). La dynamique du mercure – Programme scientifique Seine Aval, *L'IFREMER SA*, septembre 1999, n°11, 24p.

Dastoor AP et Laroque Y (sous presse). Global circulation of atmospheric mercury : a modelling study. *Atmos. Environ.*

Environnement Canada (2003). Le mercure dans l'environnement : Données de base (consulté sur <http://www.ec.gc.ca/mercury/bf-i-f.html> le 4 septembre 2003)

EPA (2003). ECOTOX database. Environmental Protection Agency, US (accessible sur <http://www.epa.gov/ecotox/>, consulté le 19 novembre 2003)

Ericksen JA, Gustin MS, Schorran DE, Johnson DW, Lindberg SE, Coleman JS (2003). Accumulation of atmospheric mercury in forest foliage. *Atmos Environ*, 37, 1613-1622.

Falandysz J, Kawano M, Swieczkowski A, Brzotowski A, Dadej M (2003). Total mercury in wild-grown mushrooms and underlying soil from Wdzydze Landscape Park, Northern Poland. *Food Chem*, 81(1), 21-26.

GRNC (1999a). Inventaire des rejets radioactifs des installations nucléaires. Volume 1 du rapport de mission du Groupe Radioécologique Nord Cotentin, IRSN, Paris, 196 p.

- GRNC (1999b). Modèles de transfert des radionucléides dans l'environnement. Annexe VIII-2, volume 3 du rapport de mission du Groupe Radioécologique Nord Cotentin, IRSN, Paris, 15 p.
- GRNC (2002). Risques pour la santé. Évaluation des risques associés aux rejets chimiques des installations nucléaires du Nord-Cotentin. Annexe 5, volume 2 du rapport de mission du Groupe Radioécologique Nord Cotentin, IRSN, Paris, 32p.
- Gutpa M et Chandra P (1998). Bioaccumulation and toxicity of mercury in rooted-submerged macrophyte *Vallisneria spiralis*. *Environ. Pollut.*, 103, 327-332.
- INERIS (2000). Mercure et dérivés du mercure, version n°1. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances dangereuses. Institut National de l'environnement industriel et des risques (accessible sur <http://www.ineris.fr/recherches/fiches/fiches.htm> , consulté le 4 septembre 2003).
- INRA (2003). Teneurs totales en éléments traces dans les sols (France). Gammes de valeurs « ordinaires » et d'anomalies naturelles Institut National de la recherche agronomique (accessible sur <http://etm.orleans.inra.fr/gammes3.htm>, consulté le 24 janvier 2003).
- Jahanbakht S, Livardjani F, Jaeger A (2002). An experimental ecotoxicological study and its application to the behavioural study of organic mercury (CH₃HgCl) in the environment: influence of temperature and pH. *Chemosphere*, 49, 1339-1405.
- Lloyd JR (2003). Microbial reduction of metals and radionuclides. *FEMS Microbiol Rev*, 777, 1-15.
- Lyon BF, Ambrose R, Rice G et Maxwell CJ (1997). Calculations of soil-water and benthic sediment partition coefficients for mercury. *Chemosphere*, 35 (4), 791-808.
- Mason RP et Sullivan KA (1998). Mercury and methyl-mercury transport through an urban watershed. *Wat. Res.*, 32, 310-330.
- Mélières MA, Pourchet M, Charles-Dominique P, Gaucher P (2003). Mercury in canopy leaves of French Guiana in remote areas. *Sci. Total Environ.*, 311, 261-267.
- Nicholson FA, Smith SR, Alloway BJ, Carlton-Smith C, Chambers BJ (2003). An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Sci. Total Environ.*, 311, 205-219.
- Nuclides 2000 (1999). An Electronic Chart of the Nuclides on Compact Disc, version 1.2. Institute for Transuranium Elements, Joint research center, European commission.
- Palheta D, Taylor A (1995). Mercury in environmental and biological samples from a gold mining area in the Amazon region of Brazil. *Sci. Total Environ.*, 168, 63-69.
- Pirrone N, Wichmann-Fiebig M (2003). Some recommendations on mercury measurements and research activities in the European Union. *Atmos. Environ.*, 37(1), 3-8.
- Pokorny B, Ribaric-Lasnik C (2002). Seasonal variability of mercury and heavy metals in roe deer (*Capreolus capreolus*) kidney. *Environ. Pollut.* 117, 35-46.
- Rea AW, Lindberg SE, Keeler GJ (2000). Assessment of Dry Deposition and Foliar Leaching of Mercury and Selected Trace Elements Based on Washed Foliar and Surrogate Surfaces. *Environ Sci. Technol.*, 34, 2418-2425.
- Schwesig D et Matzner E (2000). Pools and fluxes of mercury and methylmercury in two forested catchments in Germany. *Sci. Total Environ.*, 260, 213-223

Simon O et Boudou A (2001). Direct and trophic contamination of the herbivorous carp *Ctenopharyngodon idella* by inorganic mercury and methylmercury. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 50, 48-59.

Stein ED, Cohen Y, Winer AM (1996)/ Environmental distribution and transformation of mercurial compounds. *Environ. Sci. Technol.* 26, 1-43.

United Nations Environment Programme -UNEP- (2002). Global Mercury Assessment. Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals (IOMC), UNEP Chemicals, Geneve, 258 p. (accessible sur <http://www.chem.unep.ch/mercury/Report/Final%20Assessment%20report.htm>)

Walcek C, De Santis S, Gentile T (2003). Preparation of mercury emissions inventory for eastern North America. *Environ Pollut*, 123, 375-381.

Watras CJ, Back RC, Halvorsen S, Hudson RJM, Morrison KA, Wentz SP (1998). Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. *The Science of the Total Environment*, 219: 183-208.

Wedepohl KK (1995). The composition of the continental crust. *Geochim. Cosmochim. Ac.*, 59, 1217-1232.

Wiener JG et Spry DJ (1994). Toxicological significance of mercury in freshwater fish. In "Interpreting concentrations of environmental contaminants in wildlife tissues", Heinz G & Beyer N Editors. Lewis publishers, Chelsea, pp 42-71.

World Health Organization (1991). Inorganic mercury, Environmental Health Criteria 118, WHO (accessible sur <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc118.htm>, consulté le 4 septembre 2003).