



Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : Protection de la vie aquatique

MERCURE Mercure inorganique et méthylmercure

Le mercure (CAS 7439-97-6; masse atomique : 200,6) est l'un des métaux les plus toxiques que l'on retrouve dans l'environnement. Il appartient au groupe IIB du tableau périodique des éléments et est parfois appelé vif-argent parce qu'il se présente sous la forme d'un liquide blanc argenté à la température ambiante. Le mercure possède trois états de valence (0, I et II) et, sous sa forme élémentaire (Hg^0), diffère chimiquement des deux autres membres du groupe IIB des métaux, qui sont le cadmium et le zinc. Le Hg élémentaire a un point de fusion très faible (-39°C) comparativement à ceux du cadmium (321°C) et du zinc (420°C). Le Hg^0 est relativement volatil (pression de vapeur de 0,16 Pa à 20°C) et ne se dissout pas facilement dans l'eau, mais les eaux naturelles tendent à en être sursaturées, comparativement à l'air, ce qui donne lieu à sa volatilisation (Morel *et al.*, 1998). La tension superficielle élevée et le volume d'expansion uniforme du mercure en font une substance idéale pour utilisation dans les thermomètres, les baromètres et d'autres appareils de mesure (Smith et Rowan-West, 1996).

Dans l'eau, le mercure à l'état mercurieux [Hg(II)] est présent sous la forme d'un ion binucléaire à double charge (dimère), Hg_2^{2+} . Le Hg(II) se combine très facilement avec les molécules inorganiques (Weber, 1993). Les composés chimiques de l'ion mercurique [Hg(II)] sont très stables et beaucoup plus nombreux que ceux du Hg(I) (OCDE, 1994). Le cation mercurique, Hg^{2+} , forme une liaison relativement faible avec les chlorures, comparativement aux liaisons formées avec d'autres anions inorganiques, mais le chlorure mercurique (HgCl_2) peut être la forme dominante lorsque les sels de chlorure sont abondants (Alberta Environmental Protection, 1992). Le HgCl_2 est plutôt associé aux sédiments dont la valeur du $\log K_{\text{sed}}$ se situe entre 3,4 et 4,1 (Hurley *et al.*, 1994). L'anion hydroxyle ($\log K_1=10,6$) présente une plus grande affinité pour le Hg en l'absence d'agents complexants organiques et domine dans la plupart des eaux douces à moins que le pH ne soit faible ou que la teneur en chlorures ne soit élevée. En conditions réductrices, le Hg^{2+} a plutôt tendance à former des liaisons stables, surtout de covalence, avec les sulfures (y compris les thiols) et les sélénures chaque fois que ces ligands sont présents (Jackson, 1998).

Les formes mercuriques du Hg peuvent être modifiées par des procédés abiotiques et biotiques en des composés

d'alkylmercure comme le monométhylmercure [CH_3Hg^+], le diméthylmercure [$(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$] et des composés arylés, comme le phénylmercure (Alberta Environmental Protection, 1992). Le monométhylmercure est généralement appelé méthylmercure, dont l'abréviation est MeHg. Il est très toxique et s'accumule facilement dans le biote aquatique (Beckvar *et al.*, 1996; Organisation mondiale de la santé, 1989). La forme diméthylmercure est volatile. L'expression mercure total signifie la concentration totale de toutes les espèces mercuriennes (formes inorganiques et organiques).

Le mercure est naturellement présent dans l'environnement, mais des quantités appréciables pénètrent dans les écosystèmes à partir des émissions, des réémissions et des rejets anthropiques. On compte, comme sources naturelles de mercure, les dépôts géologiques de ce métal, la météorisation des roches, les incendies de forêt et autres combustions de matières ligneuses, les failles et les volcans (terrestres et océaniques), les sources thermales et une partie de la volatilisation à partir des océans. Au Canada, les principales sources anthropiques de mercure sont : la fonte des métaux, les centrales thermiques au charbon, l'incinération des déchets municipaux, l'incinération des résidus d'eaux usées et des déchets d'hôpitaux, la combustion du charbon et d'autres combustibles fossiles, la fabrication du ciment et les pertes à partir des sites d'enfouissement ou d'entreposage (Pilgrim et Ecological Monitoring and Assessment Network, 1998).

**Tableau 1. Recommandations pour la qualité des eaux :
protection de la vie aquatique (Environnement Canada, 2003)*.**

Vie aquatique	Recommandations ($\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$)
Eaux douces	
Mercure inorganique	26
Méthylmercure	4 [†]
Eaux marines	
Mercure inorganique	16 [†]
Méthylmercure	AR [‡]

*Pourrait ne pas protéger les espèces sauvages qui consomment des organismes aquatiques (voir le texte pour plus de précisions).

[†]Recommandation provisoire. Pourrait ne pas protéger totalement les poissons de niveaux trophiques supérieurs.

[‡]Aucune recommandation.

Le mercure est utilisé dans les amalgames dentaires, les peintures extérieures, les thermomètres, les baromètres et d'autres produits électriques, comme les piles sèches, les lampes fluorescentes, les interrupteurs et d'autres dispositifs de contrôle. Il est aussi utilisé pour la production par électrolyse du chlore et de la soude caustique (industrie du chlore et de la soude caustique) et constitue une substance chimique importante à l'échelle mondiale pour l'industrie aurifère où il sert à isoler l'or d'autres minéraux sous forme d'amalgame or-mercure. Le mercure a déjà aussi été utilisé comme fongicide appliqué sur les semences et les gazons (Alberta Environmental Protection, 1992).

De façon générale, le MeHg constitue moins de 10 % du Hg total présent dans les eaux de surface, mais cette valeur peut dépasser les 30 % dans les systèmes perturbés, comme ceux des réservoirs récemment créés. Dans les eaux de surface naturelles (douces et marines), les concentrations de mercure total varient de <1 à 20 ng·L⁻¹ et les concentrations de MeHg y sont généralement inférieures à 1 ng·L⁻¹, mais des concentrations pouvant atteindre 4,1 ng·L⁻¹ ont été signalées dans la rivière Gatineau (Fisher *et al.*, 1984; Kelly *et al.*, 1997; Mierle, 1990; Mierle et Ingram, 1991; Schintu *et al.*, 1989). Les eaux s'écoulant de zones humides tendent à présenter des concentrations de MeHg supérieures, en moyenne de 0,626 ng·L⁻¹, comparativement aux eaux de bassins versants où les terres humides sont absentes, en moyenne de 0,03 ng·L⁻¹ (Kelly *et al.*, 1995; St. Louis *et al.*, 1994). Les concentrations moyennes de MeHg ont augmenté pour passer de moins de 0,1 à plus de 1 ng·L⁻¹ après la création d'un réservoir expérimental, mais les concentrations de mercure total sont demeurées relativement constantes à 2,5-3,0 ng·L⁻¹ (Kelly *et al.*, 1997; Paterson *et al.*, 1998). Des concentrations de mercure total et de méthylmercure de la gamme de celles observées dans les eaux de surface naturelles ont aussi été décelées dans des échantillons de pluie et de neige.

La production nette de méthylmercure dans les milieux aquatiques résulte d'un équilibre entre la méthylation et la déméthylation, ces deux phénomènes pouvant se produire par l'intermédiaire de procédés abiotiques et biotiques (microbiens). Plusieurs facteurs influent sur le taux de production nette de MeHg, notamment la concentration et la disponibilité du Hg²⁺, la composition de la population microbienne, les éléments nutritifs et le substrat minéral, le pH, la température, le potentiel d'oxydo-réduction, la matière organique dissoute et particulaire (MOD et MOP), la salinité, le fer et les sulfates. L'activité bactérienne s'accroît avec la température et la quantité de carbone organique biodégradable. La vitesse de

méthylation tend donc à être plus élevée dans les sédiments de surface où de la matière organique s'est récemment déposée et dans les sédiments en eau chaude peu profonde où l'activité bactérienne est intense (Ramlal *et al.*, 1986; Winfrey et Rudd, 1990). Il arrive souvent que la création de réservoirs donne lieu, peu de temps après, à une augmentation temporaire de la quantité de méthylmercure dans les systèmes aquatiques, y compris les chaînes alimentaires, à cause d'une accélération de la méthylation microbienne du Hg inorganique libéré par la décomposition de la végétation inondée (Abernathy et Cumbie, 1977; Schetagne *et al.*, 1999).

Le méthylmercure est source de préoccupations particulières non seulement à cause de sa toxicité, mais aussi parce qu'il tend à subir une bioamplification au sein des niveaux trophiques supérieurs des réseaux alimentaires aquatiques. Les composés du mercure se lient fortement aux groupes sulphydryle des protéines. Le MeHg traverse facilement les parois du tube digestif et se concentre dans les tissus tandis que le Hg inorganique a plutôt tendance à être excrété (Boudou et Ribeyre, 1985). Les organismes des niveaux trophiques inférieurs présentent généralement les plus faibles proportions de mercure total sous forme de MeHg et son assimilation se fait surtout selon un processus passif d'adsorption ou d'absorption sur la cellule (Beckvar *et al.*, 1996). Les plantes aquatiques présentent un faible pourcentage de MeHg, normalement inférieur à 50 % du Hg total. Chez les invertébrés, la répartition est habituellement de 50 % environ de MeHg et de 50 % de mercure inorganique (Hildebrand *et al.*, 1980). L'alimentation constitue la plus importante voie d'assimilation du MeHg chez les organismes occupant une position plus élevée dans la chaîne alimentaire, notamment les poissons piscivores (doré, touladi, etc.), les oiseaux aquatiques (huard, héron, etc.), les mammifères piscivores (vison, loutre, etc.) et les mammifères marins. Chez ces animaux, une proportion très élevée du Hg total peut être présente sous forme de MeHg dans les tissus musculaires (90 – 100 %).

De nombreuses variables chimiques et physiques des eaux de surface déterminent le potentiel de bioaccumulation du mercure dans les poissons (Environnement Canada, 2002). Ainsi, ce sont dans les lacs où le pH est faible (<6), l'alcalinité (capacité de neutraliser les acides, de 50 µeq·L⁻¹ ou moins) peu élevée et la concentration de calcium réduite (<5 mg·L⁻¹) que l'on retrouve des concentrations de mercure élevées dans les poissons (Grieb *et al.*, 1990; Spry et Wiener, 1991).

Élaboration de recommandations pour la qualité des eaux

Les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique contre les effets du mercure inorganique et du méthylmercure ont été élaborées à partir du protocole du CCME (CCME, 1991). Les données actuelles sont insuffisantes pour formuler une recommandation pour le méthylmercure dans les eaux marines.

Le protocole ne traite pas de l'exposition par la nourriture ou la bioaccumulation dans les niveaux trophiques supérieurs. Ainsi, les organismes aquatiques qui sont surtout exposés au méthylmercure présent dans leur alimentation (p. ex., poissons piscivores) pourraient ne pas être suffisamment protégés. De plus, **ces recommandations pour le mercure peuvent ne pas prévenir l'accumulation du méthylmercure dans les organismes aquatiques de sorte que la recommandation visant les résidus dans les tissus (33 µg MeHg·kg⁻¹ m/m) pour la protection des espèces fauniques qui consomment des organismes aquatiques pourrait être dépassée** (Environnement Canada, 2002). Par conséquent, si l'objectif de gestion définitif du mercure consiste à protéger la vie aquatique des niveaux trophiques supérieurs ou les animaux qui se nourrissent d'organismes aquatiques, il pourra s'avérer nécessaire d'appliquer ces recommandations pour la qualité des eaux de façon plus stricte en certains lieux (voir les Autres points). L'utilisation et l'élaboration d'objectifs de qualité des eaux particuliers à des lieux et à des espèces sont prévues par Environnement Canada (Environnement Canada, 2003).

Organismes dulçaquicoles

Mercure inorganique

Dans les eaux douces, les concentrations toxiques aiguës (CL₅₀-24 à 96 h) du Hg inorganique varient de 5 à 5 600 µg Hg·L⁻¹ pour les invertébrés et de 150 à 900 µg Hg·L⁻¹ pour les poissons (Biesinger et Christensen, 1972; Call *et al.*, 1983; Rehwoldt *et al.*, 1973; Wobeser, 1975). Certaines données limitées de toxicité aiguë indiquent que les algues sont sensibles au Hg inorganique, la gamme des CL₅₀-24 h étant de 9 à 27 µg Hg·L⁻¹ (Chen et Lin, 1997).

Il a été démontré, au cours d'essais d'exposition chronique (7 à 21 jours), que les invertébrés étaient pratiquement aussi sensibles que les poissons au mercure. La concentration efficace (CE₅₀) chez les invertébrés se situait dans la gamme de 1,28 à 12,0 µg Hg·L⁻¹ pour le Hg inorganique

(Biesinger *et al.*, 1982; Spehar et Fiandt, 1986). Chez les poissons, les concentrations de Hg inorganique de toxicité chronique se situaient entre 0,26 et >64 µg Hg·L⁻¹ au cours d'essais variant de 5 à 60 jours (Niimi et Kissoon, 1994; Snarski et Olson, 1982). Les amphibiens sont, eux-aussi, sensibles au Hg inorganique, les CL₅₀ pour des essais de 5 à 21 jours se situant entre 1,3 et 67,2 µg Hg·L⁻¹ (Birge *et al.*, 1979). On compte, parmi les effets nocifs couramment signalés dans toutes les études, des effets sur la croissance, une perturbation de la reproduction et du développement et la mortalité.

La recommandation pour le Hg inorganique est fondée sur la concentration minimale avec effet nocif observé, la CMENO qui est de 0,26 µg Hg·L⁻¹ pour le méné tête-de-boule juvénile (*Pimephales promelas*), valeur la plus sensible signalée par Snarski et Olson (1982). Au cours d'essais en écoulement continu de 60 jours, ces auteurs ont observé une réduction de la croissance (poids) des jeunes dont les parents avaient été exposés ainsi qu'une inhibition de la reproduction prenant la forme d'une réduction du frai et de la ponte.

La CMENO a été divisée par un facteur de sécurité de 10, à 0,026 µg Hg·L⁻¹ ou 26 ng Hg·L⁻¹, pour l'établissement d'une recommandation canadienne pour la qualité des eaux.

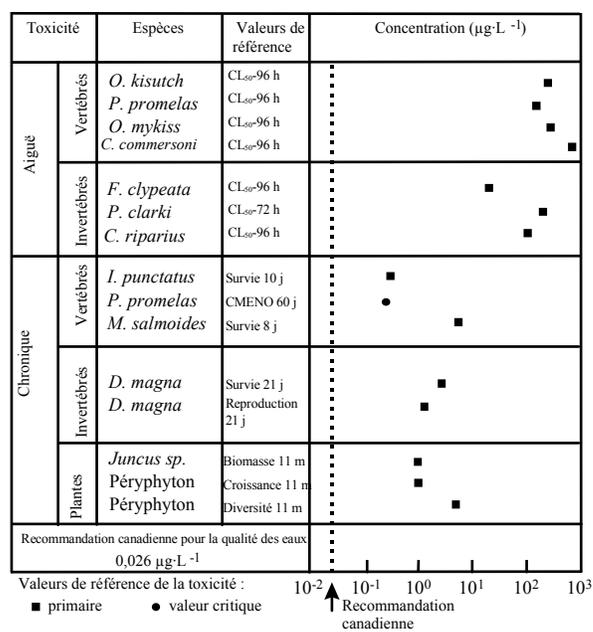


Figure 1. Données choisies sur la toxicité du mercure inorganique pour des espèces dulçaquicoles

Méthylmercure

La gamme des concentrations de toxicité aiguë (24 – 96 h) du MeHg se situe entre 24 et 125 µg Hg·L⁻¹ pour les poissons et entre 3,5 et 6,3 µg Hg·L⁻¹ pour les algues, aucune donnée n'étant disponible pour les invertébrés (Thomas et Montes, 1978; Wobeser, 1975). Au cours d'essais relatifs aux effets chroniques, la CE₅₀ variait de 0,04 à 1,14 µg Hg·L⁻¹ pour les invertébrés et de 0,93 à 63 µg Hg·L⁻¹ pour les poissons (Biesinger *et al.*, 1982; McKim *et al.*, 1976; Spehar et Fiandt, 1986). En essais en parallèle, le MeHgCl s'avère généralement plus de dix fois plus toxique que le HgCl₂ pour les poissons, les invertébrés et les plantes aquatiques (Biesinger *et al.*, 1982; Niimi et Kissoon, 1994; Thomas et Montes, 1978).

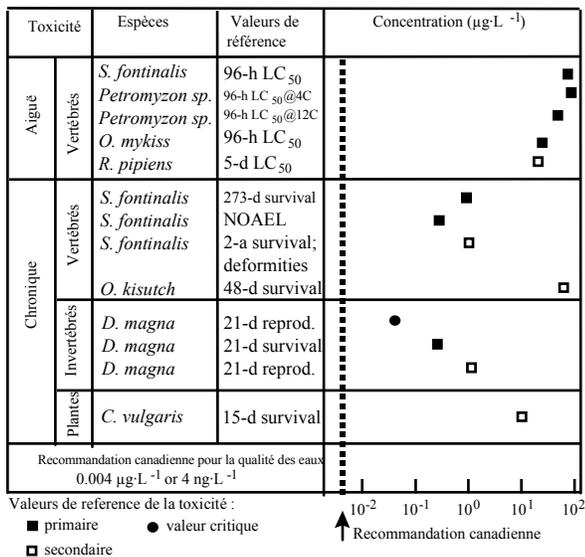


Figure 2. Données choisies sur la toxicité du méthylmercure pour des espèces dulçaquicoles

Une recommandation provisoire pour le MeHg a été présentée. Elle était fondée sur les résultats d'une étude de grande qualité où l'on signalait des effets sur la reproduction de *Daphnia magna* et sur plusieurs autres travaux de recherche où l'on comparait la toxicité du Hg inorganique à celle MeHg. Une gamme de concentrations mesurées allant de 0,04 à 0,26 µg Hg·L⁻¹ (sous forme de MeHg) utilisées au cours d'essais en écoulement continu a donné lieu à une diminution appréciable de la production de jeunes chez *D. magna* (Biesinger *et al.*, 1982).

La CMENO de 0,04 µg Hg·L⁻¹ a été divisée par un facteur de 10 pour obtenir une recommandation canadienne provisoire pour la qualité des eaux de 0,004 µg L⁻¹ ou 4 ng·L⁻¹. Cette recommandation vise la protection des

organismes dulçaquicoles des niveaux trophiques peu élevés (généralement 1 ou 2) contre les effets nocifs d'une exposition directe au méthylmercure présent dans l'eau. Elle pourrait ne pas protéger les organismes des niveaux trophiques plus élevés (généralement des niveaux 3 et 4) qui sont surtout exposés au méthylmercure se trouvant dans leur nourriture. Cette valeur pourrait aussi ne pas prévenir l'accumulation de méthylmercure dans les organismes aquatiques de sorte que la recommandation pour les résidus dans les tissus (33 µg·kg⁻¹ de nourriture m/m) visant la protection des espèces fauniques qui consomment le biote aquatique pourrait être dépassée (Environnement Canada, 2002).

Organismes marins

Mercuré inorganiqué

Les données pour les eaux marines sont beaucoup plus limitées, mais l'on y observe les mêmes tendances que pour les eaux douces. Une étude unique sur les effets aigus (96 h) du Hg inorganique sur les poissons faisait état d'une CL₅₀ de 68 µg Hg·L⁻¹ (Sharp et Neff, 1982). Dans le cas des invertébrés, la CL₅₀ (24 à 96) se situait entre 3,5 et 161 µg Hg·L⁻¹ (Lussier *et al.*, 1985; Nelson *et al.*, 1988).

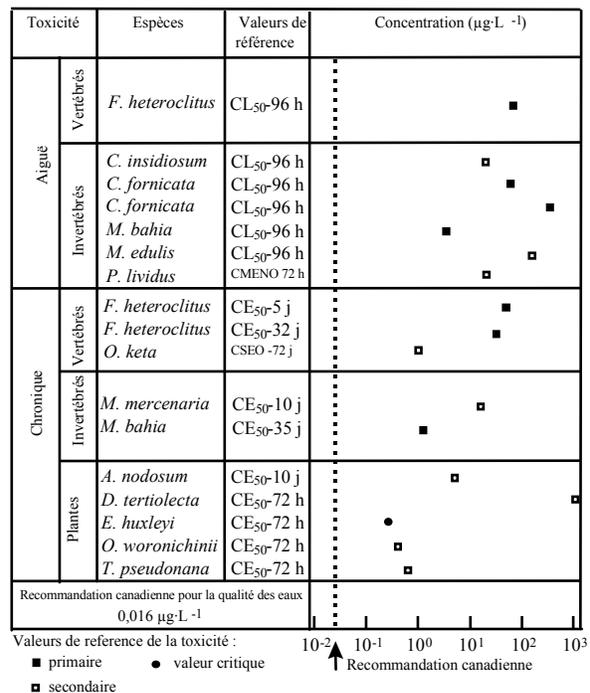


Figure 3. Données choisies sur la toxicité du mercure inorganiqué pour des espèces marines

Comme pour les études en eaux douces, les études d'exposition chronique des organismes marins font état d'une réduction de la croissance et de la survie et de troubles de développement (p. ex., incidence accrue des malformations). La CE_{50} du Hg inorganique variait de <5 à 55 $\mu\text{g Hg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les poissons, de 1,2 à 20 $\mu\text{g Hg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les invertébrés et de 0,16 à 1 002 $\mu\text{g Hg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les plantes et les algues (Brown et Parsons, 1978; Fisher *et al.*, 1984; Lussier *et al.*, 1985; Sharp et Neff, 1982; Warnau *et al.*, 1996).

La CMENO de 0,16 $\text{mg Hg}\cdot\text{L}^{-1}$ a été utilisée pour établir la recommandation. Au cours d'un essai en milieu statique, l'exposition au mercure inorganique (sous forme de HgCl_2) pendant 72 heures a donné lieu à une réduction de la croissance de la population d'une algue coccolithophore, *Emiliania huxleyi*, de 50 % et une concentration de 0,32 $\text{mg Hg}\cdot\text{L}^{-1}$ provoquait un arrêt complet de la croissance (Fisher *et al.*, 1984). La CMENO a été divisée par un facteur de sécurité de 10 afin d'établir une recommandation canadienne provisoire pour la qualité des eaux de 0,016 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ou 16 $\text{ng Hg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Autres points

Afin d'atteindre le plus haut degré de protection environnementale, toutes les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement pour le mercure (eau, sédiments, tissus, sol) devraient être appliquées en simultanéité.

La toxicité du mercure présente une corrélation inverse avec la salinité, la concentration de sélénium et la teneur en oxygène et une corrélation positive avec la température (revu par Cuvin-Aralar et Furness, 1991; Heit et Fingerman, 1977; MacLeod et Pessah, 1973; McKenney, Jr. et Costlow, Jr., 1981; Slooff *et al.*, 1991; Snell *et al.*, 1991). La dureté de l'eau a un effet négligeable sur la toxicité du mercure, contrairement à d'autres métaux toxiques, comme le cuivre ou l'aluminium, pour lesquels la toxicité diminue de façon appréciable à mesure que la dureté augmente (Keller et Zam, 1991).

Bon nombre de gestionnaires de l'environnement sont confrontés au problème d'assurer la protection des espèces sauvages qui consomment du poisson contaminé par le mercure. Les calculs faisant appel à des concentrations¹ de référence du MeHg pour les espèces fauniques et les facteurs de bioaccumulation (FBA) déterminés sur le terrain permettent d'obtenir des estimations des concentrations dans l'eau qui pourraient protéger les espèces sauvages qui consomment le biote aquatique. Ces calculs d'ordre général ont pour but d'établir des objectifs de qualité des eaux spécifiques à des lieux et à des espèces. Des hypothèses prudentes montrent que des concentrations de MeHg inférieures à 0,007 $\text{ng Hg}\cdot\text{L}^{-1}$ pourraient être nécessaires pour assurer la protection de toutes les espèces sauvages au Canada, tandis que des concentrations supérieures à 0,2 $\text{ng Hg}\cdot\text{L}^{-1}$ pourraient poser un risque pour les espèces sauvages. Des concentrations de MeHg dans l'eau se situant entre ces limites pourraient présenter un certain danger pour des espèces, tout dépendant de leur mode d'alimentation (de leurs proies préférées et du niveau trophique et du FBA de ces proies). Des renseignements plus détaillés sont donnés dans la documentation à l'appui de ces recommandations (Environnement Canada, 2003).

Références

- Abernathy, A. R. et P. M. Cumbie, 1977. Mercury accumulation by largemouth bass (*Micropterus salmoides*) in recently impounded reservoirs. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 17:595-602.
- Alberta Environmental Protection, 1992. Mercury and its compounds in the environment: their chemistry, toxicology and human health hazards with special reference to Alberta. Standards Research and Development Branch. Environmental Assessment Division Edmonton, Alberta.
- Beckvar, N., J. Field, S. Salazar et D. J. Hoffman, 1996. Contaminants in aquatic habitats at hazardous waste sites: mercury. National Oceanic and Atmospheric Administration, Hazardous Materials Response and Assessment Division, NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 100. Seattle, WA.
- Biesinger, K. E., L. E. Anderson et J. G. Eaton, 1982. Chronic effects of inorganic and organic mercury on *Daphnia magna*: toxicity, accumulation, and loss. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 11:769-774.
- Biesinger, K. E. et G. M. Christensen, 1972. Effects of various metals on survival, growth, reproduction, and metabolism of *Daphnia magna*.

¹ Une concentration de référence est la concentration de MeHg dans les tissus du biote aquatique en deçà de laquelle des effets nocifs ne sont pas prévus pour une espèce donnée d'organismes sauvages qui consomment le biote aquatique (voir le chapitre 8). Des concentrations de référence pour le MeHg ont été obtenues pour une série d'espèces sauvages canadiennes et la plus faible d'entre elles, celle du pétrel océanique (*Oceanites oceanicus*), de 33 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de nourriture m/m , a été choisie comme recommandation canadienne de résidus dans les tissus (Environnement Canada, 2002).

- Journal de l'office des recherches sur les pêcheries du Canada. 29:1691-1700.
- Birge, W. J., J. A. Black, A. G. Westerman, J. E. Hudson, 1979. The effects of mercury on reproduction of fish and amphibians. In: The biogeochemistry of mercury in the environment, ed. J. O. Nriagu, pp. 629-655. Elsevier/North-Holland Biomedical Press New York.
- Boudou, A. et F. Ribeyre, 1985. Experimental study of trophic contamination of *Salmo gairdneri* by two mercury compounds - HgCl₂ and CH₃HgCl - analysis at the organism and organ levels. Water Air Soil Pollut. 26:137-148.
- Brown, D. A. et T. R. Parsons, 1978. Relationship between cytoplasmic distribution of mercury and toxic effects to zooplankton and chum salmon (*Oncorhynchus keta*) exposed to mercury in a controlled ecosystem. Journal de l'office des recherches sur les pêcheries du Canada. 35:880-884.
- Call, D. J., L. T. Brooke, N. Ahmad et J. E. Richter, 1983. Toxicity and metabolism studies with EPA priority pollutants and related chemicals in freshwater organisms. US Environmental Protection Agency, NTIS, EPA-600/3-83-095. Springfield, VA.
- CCME, 1991. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement pp. 1-9. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.
- Chen, C.-Y. et K.-C. Lin, 1997. Optimization and performance evaluation of the continuous algal toxicity test. Environ. Toxicol. Chem. 16:1337-1344.
- Cuvin-Aralar, M. L. A. et R. W. Furness, 1991. Mercury and selenium interaction: a review. Ecotoxicol. Environ. Safe. 21:348-364.
- Environnement Canada. 2002. Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique - méthylmercure. Document scientifique complémentaire, La santé des écosystèmes : Solutions fondées sur la science, Rapport no 1-4, Bureau national des recommandations et des normes, Direction de la qualité de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa. 193 pp.
- Environnement Canada. 2003. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: inorganic mercury and methylmercury. Scientific Supporting Document. Ecosystem Health: Science-based Solutions Report No. 1-7. National Guidelines and Standards Office, Water Policy and Coordination Directorate, Environnement Canada. Ottawa. 107 pp.
- Fisher, N. S., M. Bohe et J.-L. Teysse, 1984. Accumulation and toxicity of Cd, Zn, Ag, and Hg in four marine phytoplankters. Mar. Ecol. Prog. Ser. 18:201-213.
- Grieb, T. M., C. T. Driscoll, S. P. Gloss, C. L. Schofield, G. L. Bowie et D. B. Porcella, 1990. Factors affecting mercury accumulation in fish in the Upper Michigan Peninsula. Environ. Toxicol. Chem. 9:919-930.
- Heit, M. et M. Fingerma, 1977. The influence of size, sex and temperature on the toxicity of mercury to two species of crayfishes. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 18:572-580.
- Hildebrand, S. G., R. H. Strand et J. W. Huckabee, 1980. Mercury accumulation in fish and invertebrates of the North Fork Holston River, Virginia and Tennessee. J. Environ. Qual. 9:393-400.
- Hurley, J. P., D. P. Krabbenhoft, C. L. Babiarz, A. W. Andren, 1994. Cycling of mercury across the sediment-water interface in seepage lakes. In: Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs, ed. L. Baker, pp. 425-449. American Chemical Society Washington DC.
- Jackson, T. A., 1998. Mercury in aquatic systems. In: Metal Metabolism in Aquatic Environments, eds. W. J. Langston and M. J. Bebianno, pp. 77-158. Chapman & Hall London.
- Keller, A. E. et S. G. Zam, 1991. The acute toxicity of selected metals to the freshwater mussel, *Anodonta imbecilis*. Environ. Toxicol. Chem. 10:539-546.
- Kelly, C. A., J. W. M. Rudd, R. A. Bodaly, N. P. Roulet, V. L. St. Louis, A. Heyes, T. R. Moore, S. L. Schiff, R. Aravena, K. J. Scott, B. Dyck, R. Harris, B. Warner et G. Edwards, 1997. Increases in fluxes of greenhouse gases and methyl mercury following flooding of an experimental reservoir. Environ. Sci. Technol. 31:1334-1344.
- Kelly, C. A., J. W. M. Rudd, V. L. St. Louis et A. Heyes, 1995. Is total mercury concentration a good predictor of methyl mercury concentration in aquatic systems. Water Air Soil Pollut. 80:715-724.
- Lussier, S. M., J. H. Gentile et J. Walker, 1985. Acute and chronic effects of heavy metals and cyanide on *Mysidopsis bahia* (Crustacea: Mysidacea). Aquat. Toxicol. 7:25-35.
- MacLeod, J. C. et E. Pessah, 1973. Temperature effects on mercury accumulation, toxicity and metabolic rate in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Journal de l'office des recherches sur les pêcheries du Canada. 30:485-492.
- McKenney, C. L., Jr., J. D. Costlow, Jr., 1981. The effects of salinity and mercury on developing megalopae and early crab stages of the blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun. In: Biological Monitoring of Marine Pollutants, eds. F. J. Vernberg, A. Calabrese, F. P. Thurberg et W. B. Vernberg, pp. 241-262. Academic Publishers New York.
- McKim, J. M., G. F. Olson, G. W. Holcombe et E. P. Hunt, 1976. Long-term effects of methylmercuric chloride on three generations of brook trout (*Salvelinus fontinalis*): toxicity, accumulation, distribution, and elimination. Journal de l'office des recherches sur les pêcheries du Canada. 33:2726-2739.
- Mierle, G., 1990. Aqueous inputs of mercury to Precambrian Shield lakes in Ontario. Environ. Toxicol. Chem. 9:843-851.
- Mierle, G. et R. Ingram, 1991. The role of humic substances in the mobilization of mercury from watersheds. Water Air Soil Pollut. 56:349-357.
- Morel, F. M. M., A. M. L. Kraepiel et M. Amyot, 1998. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. Annu. Rev. Ecol. Syst. 29:543-566.
- Nelson, D. A., J. E. Miller et A. Calabrese, 1988. Effect of heavy metals on bay scallops, surf clams, and blue mussels in acute and long-term exposures. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 17:595-600.
- Niimi, A. J. et G. P. Kissoon, 1994. Evaluation of the critical body burden concept based on inorganic and organic mercury toxicity to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 26:169-178.
- OCDE, 1994. Risk Reduction Monograph Number 4: Mercury. Organisation de Coopération et de Développement économiques, Vol. II, 92. Paris, France.
- Paterson, M. J., J. W. M. Rudd et V. St. Louis, 1998. Increases in total and methylmercury in zooplankton following flooding of a peatland reservoir. Environ. Sci. Technol. 32:3868-3874.
- Pilgrim, W. et Ecological Monitoring and Assessment Network, 1998. Mercury activities and measurements in the eastern Canadian provinces, Ch VIII in: Northeast states and eastern Canadian provinces - Mercury Study - a framework for action, ed. M. Tatsutani, pp. 1-64. NESCAUM, NEWMOA, NEIWPCC, EMAN.
- Ramlal, P. S., J. W. M. Rudd et R. E. Hecky, 1986. Methods for measuring specific rates of mercury methylation and degradation and their use in determining factors controlling net rates of mercury methylation. Appl. Environ. Microbiol. 51:110-114.
- Rehwoldt, R., L. Lasko, C. Shaw et E. Wirhowski, 1973. The acute toxicity of some heavy metal ions toward benthic organisms. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 10:291-294.
- Schetagne, R., M. Lucotte, N. Thérien, C. Langlois et A. Tremblay, 1999. Synthesis. In: Mercury in the biogeochemical cycle: mercury in natural environments and hydroelectric reservoirs of northern Québec, eds. M. Lucotte, R. Schetagne, N. Thérien, C. Langlois, and A. Tremblay, pp. 295-311. Springer-Verlag Berlin.
- Schintu, M., T. Kauri et A. Kudo, 1989. Inorganic and methyl mercury in inland waters. Water Res. 23:699-704.
- Sharp, J. R. et J. M. Nef, 1982. The toxicity of mercuric chloride and methylmercuric chloride to *Fundulus heteroclitus* embryos in relation to exposure conditions. Env. Biol. Fish. 7:277-284.

- Slooff, W., P. F. H. Bont, M. van Ewijk et J. A. Janus, 1991. Exploratory report mercury. National Institute of Public Health and Environmental Protection, 710401006. Bilthoven, Pays-Bas.
- Smith, C. M. et C. Rowan-West, 1996. Mercury in Massachusetts: An evaluation of sources, emissions, impacts and controls. Mass. Dept. of Environ. Protection Massachusetts.
- Snarski, V. M. et G. F. Olson, 1982. Chronic toxicity and bioaccumulation of mercuric chloride in the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Aquat. Toxicol.* 2:143-156.
- Snell, T. W., B. D. Moffat, C. Janssen et G. Persoone, 1991. Acute toxicity tests using rotifers. III. Effects of temperature, strain and exposure time on the sensitivity of *Brachionus plicatilis*. *Environ. Toxicol. Water Qual. An Inter. J.* 6:63-75.
- Spehar, R. L. et J. T. Fiandt, 1986. Acute and chronic effects of water quality criteria-based metal mixtures on three aquatic species. *Environ. Toxicol. Chem.* 5:917-931.
- Spry, D. J. et J. G. Wiener, 1991. Metal bioavailability and toxicity to fish in low-alkalinity lakes: a critical review. *Environ. Pollut.* 71:243-304.
- St. Louis, V. L., J. W. M. Rudd, C. A. Kelly, K. G. Beaty, N. S. Bloom et R. J. Flett, 1994. Importance of wetlands as sources of methyl mercury to boreal forest ecosystems. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques.* 51:1065-1076.
- Thomas, D. L. et J. G. Montes, 1978. Spectrophotometrically assayed inhibitory effects of mercuric compounds on *Anabaena flos-aquae* and *Anacystis nidulans* (Cyanophyceae). *J. Phycol.* 14:494-499.
- Warnau, M., M. Iaccarino, A. De Biase, A. Temara, M. Jangoux, P. Dubois et G. Pagano, 1996. Spermiotoxicity and embryotoxicity of heavy metals in the echinoid *Paracentrotus lividus*. *Environ. Toxicol. Chem.* 15:1931-1936.
- Weber, J. H., 1993. Review of possible paths for abiotic methylation of mercury (II) in the aquatic environment. *Chemosphere* 26:2063-2077.
- Winfrey, M. R. et J. W. M. Rudd, 1990. Environmental factors affecting the formation of methylmercury in low pH lakes. *Environ. Toxicol. Chem.* 9:853-869.
- Wobeser, G., 1975. Acute toxicity of methyl mercury chloride and mercuric chloride for rainbow trout (*Salmo gairdneri*) fry and fingerlings. *Journal de l'office des recherches sur les pêcheries du Canada.* 32:2005-2013.
- Organisation mondiale de la Santé, 1989. Mercury- Environmental Aspects. Organisation mondiale de la santé, 86. Genève, Suisse.

Liste de références :

Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2003. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique : mercure inorganique et méthylmercure. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour une information scientifique plus détaillée, communiquer avec :

Environnement Canada
Division des recommandations et des normes
351, boul. St. Joseph
Hull (Québec) K1A 0H3
Téléphone : (819) 953-1550
Télécopieur : (819) 953-0461
Courriel : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Internet: <http://www.ec.gc.ca>

Pour obtenir des exemplaires du présent document, communiquer avec :

Documents du CCME
Sans frais : 1 (800) 805-3025
www.ccme.ca

Also available in English.