



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

ARGENT 2015

L'argent est un élément naturel, et environ 60 % de l'argent présent dans l'eau provient de sources naturelles, le reste étant attribuable à des sources anthropiques comme les activités d'exploitation minière et la production de métaux. Les concentrations d'argent dans l'eau sont élevées à proximité de gisements minéraux, mais elles sont très faibles partout ailleurs dans l'environnement (Purcell et Peters 1998).

La présente révision des recommandations pour la qualité des eaux publiées en 1987 par le Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement (CCMRE) à l'égard de l'argent, fondée sur les résultats de 30 années de recherches (1980 à 2013) sur la toxicité de l'argent en milieu aquatique, s'appuie sur la version révisée du Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique (CCME 2007). Les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux visant l'argent sont présentées au tableau 1. La présence de nanoparticules d'argent en milieu aquatique, préoccupation relativement récente, est abordée brièvement dans le document mais, pour l'instant, ces nanoparticules ne font pas l'objet d'une recommandation pour la qualité des eaux en raison des incertitudes liées à la mesure du danger que présentent les nanoparticules d'argent.

Concentrations ambiantes : Comparativement à d'autres métaux, l'argent est généralement peu abondant dans l'environnement. Au Canada, on a mesuré de 2008 à 2013 les concentrations totales d'argent dans des milliers d'échantillons d'eaux de surface se distinguant par leur chimie et par le degré d'activités humaines (Environnement Canada 2013). En Colombie-Britannique et

Tableau 1. Recommandations canadiennes révisées pour la qualité des eaux visant l'argent^{1,2} : protection de la vie aquatique (d'après le document CCME [2007]). Les recommandations ont été élaborées d'après la méthode fondée sur la distribution de la sensibilité des espèces (type A).

	Exposition de longue durée (µg Ag/L)	Exposition de courte durée (µg Ag/L)
Eau douce	0,25	AR ³
Eau salée	AR ⁴	7,5

AR = aucune recommandation.

¹ Cette recommandation ne s'applique pas aux nanoparticules d'argent.

² Les RCQE ont été élaborées en fonction de la concentration totale d'Ag.

³ Puisque le 5^e centile de la DSE pour l'exposition de courte durée et le 5^e centile de la DSE pour l'exposition de longue durée (RCQE) sont essentiellement égaux, aucune limite n'est recommandée pour l'exposition de courte durée en eau douce.

⁴ Les données n'étant pas suffisantes, il a été impossible d'élaborer une recommandation visant l'exposition de longue durée en milieu marin

au Yukon, les concentrations allaient de valeurs inférieures à la limite de détection (0,001 µg/L) à 10 µg/L, la moyenne se situant à 0,005 µg/L. Dans la région des Prairies et du Nord, regroupant l'Alberta, le Manitoba, la Saskatchewan et les Territoires du Nord-Ouest, les concentrations se situaient entre des valeurs inférieures à la limite de détection (0,001 µg/L) et 0,69 µg/L, la moyenne étant de 0,005 µg/L. Dans la région de l'Atlantique, comprenant l'Île-du-Prince-Édouard, la Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve et le Nouveau-Brunswick, les concentrations se situaient entre des valeurs inférieures au seuil de détection (0,001 µg/L) et 1,13 µg/L, la majorité des concentrations étant égales ou inférieures à la limite de détection (Environnement Canada 2013). Les concentrations d'argent dissous (< 45 µm) mesurées dans des cours d'eau du Québec entre 2008 et 2011 allaient de moins de 0,001 µg/L à 0,032 µg/L, et les concentrations totales d'argent extractible allaient de moins de 0,001 µg/L à 0,085 µg/L (Hébert 2012). Les valeurs plus basses rapportées pour le Québec sont le fait de l'utilisation de méthodes propres d'échantillonnage et d'analyse de métaux traces, à haute résolution.

Devenir et comportement : Les degrés d'oxydation 0 ou 1+ de l'argent sont les plus courants, alors que les degrés d'oxydation 2+ ou 3+ sont rares en milieu naturel. La majeure partie (plus de 94 %) de l'argent rejeté dans l'environnement est susceptible de rester dans le sol ou dans les boues d'épuration au site d'émission et, dans les milieux d'eau douce, l'Ag sera aussi adsorbé sur les sédiments ou les particules en suspension (Ratte 1999). Dans les milieux aquatiques, l'argent peut être fractionné en fonction de la taille c'est-à-dire que la phase particulaire est de plus de 0,45 µm; les colloïdes, supérieurs à 10 kDa et inférieurs à 0,45 µm; la phase véritablement dissoute, inférieure à 10 kDa. L'argent véritablement dissous comprend l'ion libre ainsi que les hydroxydes, les chlorures, les nitrates et les sulfates. La concentration d'argent dissous est habituellement très faible en raison de la formation de complexes stables avec le carbone organique dissous (COD) ou encore avec les sulfures organiques ou inorganiques. En milieu estuarien ou marin, les formes chimiques sous lesquelles l'argent est présent dépendent fortement des chlorures. À mesure que la salinité augmente, de l'eau douce aux estuaires puis à l'océan, l'argent lié aux colloïdes se dissocie, et la formation de complexes d'argent et de chlorures prédomine. En général, en milieu estuarien, la majeure partie de l'argent se dépose dans les sédiments (Ratte 1999); cependant, il se peut que de l'argent lié aux chlorures demeure en solution.

Bioaccumulation et partage : L'absorption potentielle de métaux par l'épithélium des systèmes respiratoires, gastrointestinal ou par d'autres surfaces épithéliales dépend de la structure et de la fonction de ces surfaces, des formes géochimiques (espèces chimiques métalliques) présentes dans le milieu d'exposition ainsi que des interactions qui se produisent à l'interface entre le tissu et l'environnement. Chez les poissons, par exemple, l'argent est absorbé par l'intermédiaire de cellules spécialisées participant à certaines fonctions physiologiques liées à l'absorption des éléments nutritifs et à l'ionorégulation, dans le tube digestif et dans les branchies. L'argent ionique est la forme la plus réactive et la plus toxique, mais d'autres formes peuvent aussi être absorbées, comme le thiosulfate, l'AgCl non dissocié, des complexes organiques lipophiles non chargés (par exemple, certains agents de flottation utilisés pour l'extraction minière) et les sulfures, dont la contribution à la toxicité est variable (voir ci-dessous). Dans une étude sur les truites (*Oncorhynchus mykiss*) (Galvez et Wood 2002), la majeure partie de l'argent accumulé en provenance de l'eau se logeait dans le foie, les intestins et les branchies. Au niveau subcellulaire,

environ 60 % de l'argent se trouvait dans la membrane du noyau, et le reste, dans le cytosol. De cette fraction, environ 70 % de l'argent semblait être lié à des protéines de type métallothionéines. Les métallothionéines se lient très fortement à l'argent, et elles jouent un rôle important dans le transport, la métabolisation et la détoxification des métaux en général.

En eau douce, les algues pourraient constituer une source très importante du métal se retrouvant dans la chaîne alimentaire aquatique à cause de leur rôle crucial dans le cycle biogéochimique de l'argent (Ratte 1999; Fortin et Campbell 2001; Garnier et Baudin 1989). En Angleterre, les tissus des bryophytes aquatiques (*Scapania undulate*) poussant à proximité de cours d'eau associés à des activités d'exploitation minière du plomb renfermaient des concentrations d'argent (un coproduit de l'exploitation de mines de plomb) plus élevées que les eaux qui les abritaient, selon Jones *et al.* (1985). Les moules zébrées (*Dreissena polymorpha*) sont d'autres indicateurs biologiques appropriés de la contamination par des métaux (Roditi et Fisher 1996). On suppose que la bioaccumulation de l'argent chez les invertébrés filtreurs dépend de la taille des particules retenues puisque les particules plus petites s'accumuleraient plus vite que les grosses (Ribeiro Guevara *et al.* 2005). Chez les oligochètes (*Lumbriculus variegatus*) exposés à du sulfure d'argent, on a noté peu d'accumulation, et on n'a observé aucun effet toxique, tandis que l'absorption de l'argent était proportionnelle à la concentration de ce métal dans l'eau chez la daphnie *Daphnia magna* (Hirsch 1998; Lam et Wang 2006). Chez l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) et le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*), on a noté une accumulation sur une période de deux mois après l'atteinte de l'équilibre entre l'eau constituant la source d'exposition et les tissus des poissons (Coleman et Cearley 1974).

En milieu marin comme en milieu dulcicole, l'absorption de l'argent par le phytoplancton était rapide. En outre, elle était indépendante du taxon, inversement proportionnelle à la salinité et directement proportionnelle aux concentrations d'éléments nutritifs. Chez les mollusques, de nombreux facteurs avaient une incidence sur l'absorption de l'argent, notamment le taxon (les pétoncles et les huîtres accumulaient davantage l'argent que les moules), le sexe, l'âge, la taille, le stade de reproduction, la saison et la latitude. Les mollusques sont en général des organismes qui accumulent les métaux et qui sont capables de stocker ceux-ci sous forme détoxifiée. Les résultats obtenus en fonction des différentes classes taxonomiques étaient dans certains cas paradoxaux. Les bivalves fouisseurs provenant d'un site contaminé accumulaient deux fois plus d'argent que les bivalves fouisseurs nouvellement exposés, mais ils effectuaient la dépuración deux fois plus rapidement. À l'inverse, les polychètes nouvellement exposés accumulaient deux fois plus d'argent que ceux qui provenaient d'une zone polluée. Chez les crustacés, l'absorption de l'argent par les crevettes était mieux corrélée pour le chlorure d'argent que dans le cas de toutes les autres formes d'argent, mais l'absorption diminuait à mesure que la salinité augmentait (Warrington 1996). Dans une étude menée sur la sole, on a observé que l'accumulation d'Ag n'était pas significative. L'argent ne se comporte pas de la même manière que les autres métaux traces en ce sens que les réactions de formation d'espèces d'Ag qui accroissent la solubilité de ce métal font également augmenter la biodisponibilité et la dispersion dans les milieux estuariens ou marins (Luoma *et al.* 1995).

L'exposition à l'argent par voie alimentaire est beaucoup moins étudiée que l'exposition par l'eau. Chez les mollusques, l'absorption du produit par voie alimentaire est inférieure à

l'absorption du produit à partir de l'eau (Metayer *et al.* 1990). Wang et Fisher (1998) ont déterminé que 30 à 70 % de la charge corporelle en Ag d'un copépode marin (*Temora longicornis*) est susceptible d'être attribuable à l'absorption à partir de l'eau et non à l'absorption par voie alimentaire, et que l'organisme retient moins efficacement l'Ag lorsque celui-ci provient de l'absorption par voie alimentaire.

Facteurs de bioconcentration, de bioaccumulation et de bioamplification : Ces facteurs sont moins utiles dans le cas des substances inorganiques que dans le cas des substances organiques puisque de nombreux organismes sont capables de piéger les métaux sous des formes inactives. La bioaccumulation de l'argent augmente avec l'exposition, mais pas de manière proportionnelle. Les FBC et les FBA diminuent à mesure que l'exposition augmente (selon l'examen de McGeer *et al.* 2003). L'argent peut atteindre de très fortes concentrations par bioaccumulation mais, selon la forme chimique sous laquelle il se trouve, sa présence n'est pas nécessairement associée à des effets physiologiques (Hogstrand *et al.* 1996). Rien n'indique que l'argent soit bioamplifié (Terhaar *et al.* 1977; Ratte, 1999; McGeer *et al.* 2003). En fait, les facteurs de bioconcentration et de bioaccumulation diminuent à mesure que la concentration d'exposition augmente (McGeer *et al.* 2003).

Mode d'action : Rien n'indique que l'argent ait quelque fonction biologique essentielle que ce soit chez les organismes aquatiques. La toxicité aiguë de l'ion argent semble être liée à une absorption active accidentelle par la surface apicale des branchies, empruntant un canal d'absorption du Na⁺ lié à une pompe à protons, qui entraîne un empoisonnement subséquent de la Na⁺-K⁺ adénosine triphosphatase (Na⁺-K⁺ ATPase, ou NKA) basolatérale dans les cellules à chlorure de l'épithélium des branchies. Cela a pour résultat de déséquilibrer l'ionorégulation, puis d'entraîner la mort. La toxicité aiguë s'exerce aussi par inhibition de l'anhydrase carbonique, une enzyme, dans les ionocytes branchiaux (Wood 2012). En ce qui concerne les mécanismes de toxicité chronique, l'interférence avec la régulation du Na⁺ et du Cl⁻ est similaire à ce que l'on observe dans le cas de la toxicité aiguë : les concentrations des ions diminuent dans le corps entier (Wood 2012). Chez les poissons marins, les organes cibles comprennent les intestins et les branchies, et les fonctions cibles incluent l'ionorégulation gastrointestinale et l'ionorégulation branchiale (Wood 2012).

Facteurs modifiant la toxicité : Diverses formes chimiques d'argent peuvent être toxiques pour les organismes aquatiques. En laboratoire, des sels comme l'AgNO₃ se dissocient rapidement pour donner des ions Ag⁺ libres hautement biodisponibles. Par contre, en eaux naturelles, les ions argent forment des complexes avec les matières organiques et les sulfures portant une charge négative, qui sont abondants, ce qui fait diminuer la toxicité.

Dureté. Dans les études sur la toxicité aiguë, les cations responsables de la dureté (Ca²⁺ et Mg²⁺) se sont montrés relativement inefficaces pour ce qui est de réduire l'accumulation et la toxicité de l'Ag (Karen *et al.* 1999).

Sodium. La présence de fortes concentrations (> 37 mg Na/L) faisait diminuer l'accumulation d'argent dans les branchies des poissons (Janes et Playle 1995). En concentrations plus faibles (1 à 37 mg/L), on n'a pas enregistré de réduction de l'accumulation d'argent, mais le sodium

avait tout de même un effet protecteur (Goss et Wood 1991), que l'on suppose être lié à une protection physiologique conférée par l'excès de sodium disponible.

Alcalinité. Des résultats indiquant que l'alcalinité réduisait la toxicité de l'argent ont par la suite été attribués à l'effet du sodium décrit ci-dessus (Naddy *et al.* 2007b). Comme l'Ag ne forme pas de complexes avec le carbonate, il est peu probable que l'alcalinité ait un quelconque effet protecteur.

pH. Janes et Playle (1995) ont montré que, chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), les ions H^+ n'entrent pas en concurrence avec l' Ag^+ pour les sites de liaison dans les branchies, et ce, à des pH de 4,5 à 6,8 dans une eau pauvre en ions dont la concentration en COD est faible. Il pourrait y avoir des effets indirects attribuables aux interactions entre le pH et le COD (voir ci-dessous).

Anions. Il a été établi que, comparativement à l' $AgNO_3$, les complexes inorganiques de l'argent comme le thiosulfate d'argent, le chlorure d'argent et le sulfure d'argent ont une très faible toxicité (LeBlanc *et al.* 1984; Hogstrand *et al.* 1996), ce qui démontre l'effet de la formation de complexes sur la toxicité de l'argent. Comme il s'agit d'un métal de type B, on s'attend à ce que la formation d'espèces inorganiques d'Ag dépende de la complexation avec les sulfures et les chlorures. Dans de nombreuses études visant à caractériser la réduction de la toxicité de l'Ag par le Cl^- , le cation accompagnant le chlorure a été une source de confusion, c'est-à-dire que, dans bien des études, on a utilisé du NaCl comme source de Cl^- . Par conséquent, toute réduction de la toxicité est susceptible d'être en partie due au sodium présent en solution. Les études sur l'effet protecteur du Cl^- (0,3 à 43 mg/L) chez diverses espèces de poissons d'eau douce (*Pimephales promelas*, *Fundulus heteroclitus* et *Danio rerio*; Bielmyer *et al.* 2007) et sur l'anguille d'Europe (*Anguilla anguilla*; Grosell *et al.*, 2000) ont révélé que le Cl^- procure peu de protection, ce qui ne concorde pas avec les études sur la truite arc-en-ciel (Galvez et Wood 1997; McGeer et Wood 1998). Il semble que, parmi les poissons, seule la truite arc-en-ciel soit protégée par le Cl^- contre la toxicité de l'Ag. Par contre, les daphnies (*Ceriodaphnia dubia* et *Daphnia magna*) semblent bénéficier de la présence de Cl^- , mais les effets protecteurs de cet ion ne sont observés que lorsque les concentrations de Cl^- dépassent 50 mg/L (Karen *et al.* 1999; Naddy *et al.* 2007a).

Carbone organique dissous. Les matières organiques naturelles (MON, mesurées en termes de COD, en mg C/L) présentes dans les eaux naturelles sont probablement les ligands complexants les plus importants, à part le sulfure, pour l'Ag et la plupart des autres métaux. Des études sur de l'acide humique (couramment utilisé comme substitut aux MON) ont révélé un effet protecteur notable contre la toxicité de l'Ag. Par exemple, les travaux sur des têtes-de-boule (*Pimephales promelas*) exposés à de l'Ag en présence ou en l'absence de COD ont montré que la CL_{50} était multipliée par un facteur d'environ 4 (Karen *et al.* 1999; Bury *et al.* 1999; Erickson *et al.* 1998). De manière similaire, la toxicité de l'Ag pour les invertébrés est considérablement réduite en présence de COD (Karen *et al.*; 1999; Glover *et al.* 2005a; 2005b; Naddy *et al.* 2007b). Récemment, on a tâché d'utiliser de préférence des MON provenant d'eaux naturelles, concentrées à partir d'importants volumes d'eau et reconstituées dans de l'eau de laboratoire (Glover *et al.* 2005a). L'une des caractéristiques intéressantes des MON est leur variabilité en

fonction de leur source. Cette variabilité se traduit également en une efficacité variable de réduction de la toxicité de l'Ag. Dans l'état actuel des recherches, il semble que des mesures optiques relativement simples traduisant l'aromaticité des MON, comme l'indice de fluorescence, pourraient être en corrélation avec la réduction de la toxicité des métaux, y compris l'Ag (Schwartz *et al.* 2004; Glover *et al.* 2005b).

Malgré ce que l'on sait sur les facteurs modifiant la toxicité susmentionnés, il est actuellement impossible d'élaborer des recommandations canadiennes pour la qualité des eaux en fonction de l'un ou l'autre d'entre eux. Aucun modèle de ligand biotique (MLB) n'existe encore pour évaluer la toxicité chronique de l'argent. L'utilisation d'un MLB pour l'élaboration de recommandations futures est actuellement à l'étude.

Toxicité à court terme et à long terme de l'argent : La concentration toxique maximale acceptable (CTMA) de l'argent pour une exposition à long terme des espèces d'eau douce allait de 0,24 à 1,33 µg/L chez les poissons (croissance) jusqu'à 0,78 µg/L chez les invertébrés (reproduction). La concentration sans effet nocif observé (CSEO) se situait entre 4 et 13 µg/L pour les invertébrés, tandis que la CI_{20} pour l'invertébré *Daphnia magna* était de 2,95 µg/L. Les concentrations toxiques mortelles à long terme (CL_{10}) de l'argent se situaient entre 1,9 et 23 µg/L chez les poissons. On disposait d'un paramètre d'effet à long terme acceptable pour les plantes, soit une CTMA de 0,63 µg/L sur 7 jours. Des CL_{50} à court terme sur 48 et 96 h sont présentées dans la littérature sur la toxicité de l'argent respectivement pour une vaste gamme d'espèces de poissons et d'invertébrés.

Guadagnolo *et al.* (2001) ont montré que le stade de développement de l'embryon chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) constitue un facteur important de la sensibilité à l'argent. Le chorion de l'embryon joue un rôle important dans la défense de l'embryon contre la toxicité de l'argent en limitant le taux de pénétration de l'argent dans l'oeuf (Guadagnolo *et al.* 2001). Galvez *et al.* (1998) ont étudié les effets physiologiques de l'exposition au nitrate d'argent chez la truite arc-en-ciel juvénile. Une exposition à des concentrations de 0,5 et de 2,0 µg/l pendant 28 jours a eu des effets négatifs sur les taux de consommation alimentaire et de croissance (Galvez *et al.* 1998). Galvez et Wood (2002) ont par la suite exposé des truites juvéniles à des concentrations différentes de nitrate d'argent (0, 0,1, 1, 3 et 5 µg Ag⁺/l) pendant 23 jours et ils ont observé que l'efficacité de la conversion des aliments et la vitesse critique de nage sont également touchées. Les données publiées sur la toxicité pour le *Ceriodaphnia dubia* et la *Daphnia magna* indiquaient des effets toxiques aigus à des concentrations moyennes de ~ 1 et 2 µg/L; il s'agit donc des espèces les plus sensibles parmi celles étudiées jusqu'à maintenant. Les invertébrés sont en général plus sensibles aux métaux que les poissons. Différents effets sur la reproduction et la physiologie ont été observés chez des *D. magna* fraîchement écloses exposées à des concentrations d'Ag dissous de 2 µg/L pendant 21 jours, notamment des effets sur la survie, la croissance, le délai avant la première ponte, le nombre moyen de rejetons par adulte, le nombre de pontes, le nombre de rejetons par ponte, la teneur en Na⁺ dans le corps entier et l'activité de la NKA. La réponse des crustacés à l'Ag semble différente de celle de la truite arc-en-ciel puisqu'on observe une absence de perturbation du Cl⁻ dans l'ionorégulation chez les invertébrés (Bianchini *et al.* 2002).

En milieu marin, les concentrations d'argent provoquant de graves effets toxiques à court terme (CL₅₀ sur 48 heures à 12 jours) tirées d'études acceptables variaient de 100 à 1 876 µg/L chez les poissons, de 5,8 à 647 µg/L chez les invertébrés, et de 21 à 86 µg/L chez les algues. Les CE₅₀ indiquées (sur 20 minutes à 120 heures) pour les poissons se situaient entre 356 et 800 µg/L.

En milieu marin, l'argent est considérablement moins toxique qu'en eau douce. L'une des différences fondamentales est que, chez les poissons marins, la toxicité de l'Ag s'exerce au niveau des intestins, car c'est là que le transport actif des ions destiné à combattre les pertes d'eau a lieu chez ces organismes. Les ions en excès sont excrétés par les branchies, ce qui réduit leur accumulation dans l'organisme. Chez les poissons d'eau douce, les branchies sont le principal site de l'ionorégulation puisque les poissons pompent constamment des ions dans leur sang pour combler l'écart d'osmolalité entre le sang et l'eau environnante (Wood *et al.* 1999). En outre, les espèces d'argent formées et leur incidence sur la toxicité de l'argent ne sont pas les mêmes selon le milieu aquatique. La formation des espèces d'argent dépend fortement du Cl⁻ puisque l'argent est en grande partie présent sous forme de complexes avec le chlorure, ce qui réduit la toxicité en milieu marin (Luoma *et al.* 1995). La formation de complexes avec les matières organiques est négligeable. Bien que les mécanismes de toxicité chez les espèces marines ne soient pas entièrement élucidés, les intestins et les branchies sont selon toute vraisemblance des organes en jeu dans l'absorption et la toxicité de l'argent, vu les différences caractérisant l'ionorégulation chez les formes de vie en eau douce et les formes de vie en milieu marin.

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux : La recommandation canadienne pour la qualité des eaux (RCQE) relative à l'exposition de longue durée à l'argent en eau douce, aux fins de protection de la vie aquatique, a été élaborée en fonction du protocole du CCME (CCME 2007) et au moyen de l'approche statistique (type A). Aucune limite n'a été recommandée pour l'exposition de courte durée en eau douce puisque la concentration était essentiellement égale à la RCQE (voir les détails ci-après). La limite pour l'exposition de courte durée en milieu marin a été obtenue au moyen d'une approche de type A. Les données étaient insuffisantes pour établir une quelconque recommandation pour l'exposition de longue durée en milieu marin.

Concentration limite pour l'exposition de courte durée en eau douce : Les concentrations limites pour l'exposition de courte durée sont établies à partir des données sur les effets graves (comme la létalité) sur des périodes d'exposition de courte durée précises (24 à 96 heures). Ces recommandations sont des estimations du seuil des effets létaux chez les organismes aquatiques. Elles donnent une idée des effets découlant de circonstances graves, mais transitoires (par exemple, déversements en milieu aquatique et rejets peu fréquents de substances de courte durée de vie ou non persistantes). En conséquence les concentrations limites pour l'exposition à court terme *ne protègent pas* les organismes aquatiques contre les effets néfastes.

Les exigences minimales en matière de données nécessaires à la détermination d'une concentration limite selon la méthode de type A étaient remplies et 18 points de données (tous étant des CL₅₀, sauf deux) ont été utilisés pour élaborer la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) (tableau 2). Chaque espèce pour laquelle il existait des données appropriées sur la

toxicité à court terme a été classée en fonction de la concentration produisant un effet, et sa position dans la DSE (fraction d'espèces touchées) a été déterminée d'après Hazen (estimation de la probabilité cumulative de la position d'un point).

Tableau 2. Paramètres d'effet utilisés afin de définir la DSE pour l'exposition de courte durée à l'argent en eau douce.

Espèce	Paramètre d'effet	Concentration (µg/L)
Poissons		
<i>O. mykiss</i>	CL ₅₀ sur 96 h	1,48
<i>P. promelas</i>	CL ₅₀ sur 96 h	1,99
<i>J. floridae</i>	CL ₅₀ sur 96 h	10,7
<i>L. macrochirus</i>	CL ₅₀ sur 96 h	13
<i>I. punctatus</i>	CL ₅₀ sur 96 h	17,3
<i>A. anguilla</i>	CL ₅₀ sur 96 h	34,4
Invertébrés		
<i>C. dubia</i>	CL ₅₀ sur 48 h	0,16
<i>D. magna</i>	CL ₅₀ sur 48 h	0,26
<i>G. pseudolimnaeus</i>	CL ₅₀ sur 48 h	4,7
<i>Simocephalus sp.</i>	CL ₅₀ sur 48 h	27
<i>C. diogenes</i>	CL ₅₀ sur 96 h	65,9
<i>diogenes</i>		
<i>N. obscura</i>	CL ₅₀ sur 96 h	29
<i>A. hypnorum</i>	CL ₅₀ sur 96 h	83
<i>T. dissimilis</i>	CL ₅₀ sur 48 h	420
<i>O. immunis</i>	CL ₅₀ sur 96 h	560
Algues		
<i>C. reinhardtii</i>	CE ₅₀ sur 6 h (croissance)	1,29
<i>P. subcapitata</i>	CE ₅₀ sur 6 h (croissance)	2,8
Protozoaires		
<i>S. ambiguum</i>	CL ₅₀ sur 48 h	8,8

C'est le modèle log-logistique qui s'est révélé le mieux ajusté; la statistique d'ajustement d'Anderson-Darling, A², était de 0,141. L'équation du modèle logistique est la suivante :

$$f(x) = \frac{1}{1 + e\left(-\frac{x - \mu}{\sigma}\right)}$$

où, pour le modèle ajusté, $\mu = 1,026$ et $\sigma = 0,574$.

La DSE relative à l'exposition de courte durée en eau douce est présentée à la figure 1, et les statistiques sommaires concernant la DSE relative à l'exposition de courte durée en eau douce sont présentées au tableau 3. Le 5^e centile de la DSE relative à l'exposition de courte durée est de 0,22 µg/L.

Tableau 3. CD₅ pour l'exposition de courte durée à l'argent en eau douce selon la méthode fondée sur la DSE (LII = limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 %; LSI = limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 %).

	Concentration ($\mu\text{g Ag/L}$)
5 ^e centile de la DSE	0,22
5 ^e centile de la DSE, LII à 95 %	0,15
5 ^e centile de la DSE, LSI à 95 %	0,31

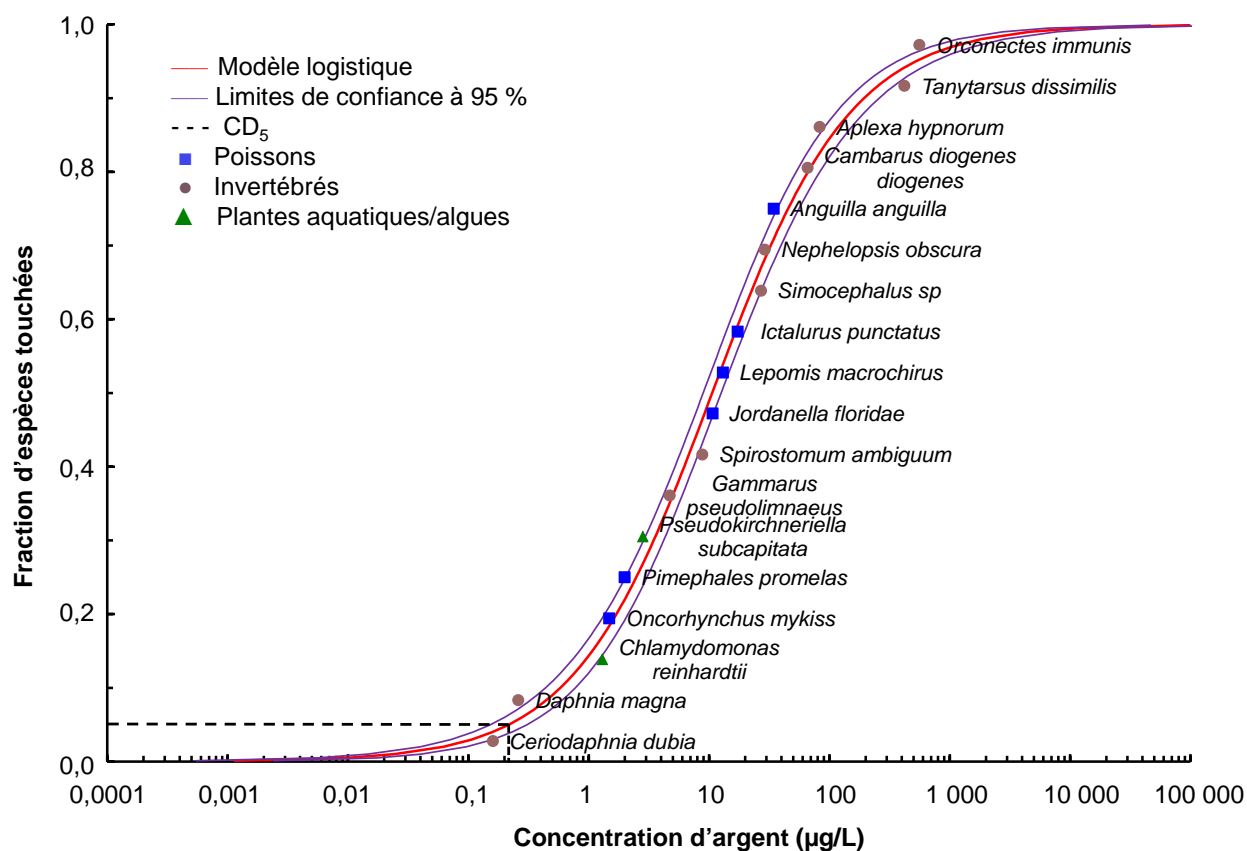


Figure 1. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) d'eau douce exposées à l'argent sur une courte durée, déterminée par ajustement du modèle log-logistique à la CL₅₀ ou à la CE₅₀ à court terme chez 18 espèces aquatiques.

Aucune limite n'est recommandée pour l'exposition de courte durée à l'argent en eau douce. Puisque le 5^e centile de la DSE pour l'exposition de courte durée (0,22 $\mu\text{g/l}$), et le 5^e centile de la DSE pour l'exposition de longue durée et la RCQE (0,25 $\mu\text{g/l}$) [voir ci-après] sont essentiellement égaux, aucune concentration limite n'est recommandée pour l'exposition de courte durée. En général, on s'attend à ce que la limite pour l'exposition de courte durée soit plus élevée que la recommandation pour l'exposition de longue durée puisque pour la plupart des produits chimiques, des concentrations supérieures sont nécessaires pour causer un effet dans le

cas d'une exposition de plus courte durée. La proximité des 5^{es} centiles pour les expositions de courte et de longue durée peut s'expliquer par des paramètres d'effet de faible valeur inclus dans la DSE pour l'exposition de courte durée, ces paramètres étant tirés d'expériences réalisées dans des eaux reconstituées et en l'absence de nourriture. Les eaux reconstituées reflètent des conditions de grande biodisponibilité (avec une formation limitée de complexes d'argent) qui ne sont pas observées dans des eaux naturelles et qui donnent lieu à des paramètres d'effet de faible valeur. L'absence de nourriture pendant des périodes d'exposition de courte durée représente également des conditions de grande biodisponibilité avec une formation limitée de complexes. Par contre, l'alimentation des organismes d'essai est nécessaire lors des expositions de longue durée, ce qui donne lieu à la formation de complexes d'argent par les particules de nourriture et, par conséquent, à une réduction de la toxicité. Bien que ce concept vaille pour tous les métaux, il est particulièrement pertinent dans le cas de l'argent en raison de la forte relation entre l'affinité de liaison et la toxicité.

Recommandation pour la qualité de l'eau douce pour une exposition de longue durée : Les recommandations pour l'exposition de longue durée indiquent les concentrations dans l'écosystème aquatique qui visent à protéger toutes les formes de vie aquatique pendant des périodes d'exposition illimitées.

Les exigences minimales en matière de données pour les recommandations élaborées à l'aide de la méthode de type A étaient respectées et, au total, 9 points de données ont été utilisés pour établir la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) (tableau 4). Chaque espèce pour laquelle il existait des données appropriées sur la toxicité à long terme a été classée en fonction de la sensibilité, et a été représentée sur un graphique d'après Hazen.

Sur les quatre modèles mis à l'essai, le modèle de Gumbel s'est révélé le mieux adapté aux données. Un des critères pour la meilleure concordance était la statistique d'ajustement d'Anderson, où $A^2 = 0,181$. L'équation du modèle de Gumbel est la suivante :

$$f(x) = e^{-e^{-\frac{L-x}{s}}}$$

où, pour le modèle ajusté, $L = 0,007$ et $s = 0,548$.

Tableau 4. Paramètres d'effet utilisés pour établir la DSE relative à l'exposition de longue durée à l'argent en eau douce.

Espèce	Paramètre d'effet	Concentration (µg/L)
Poissons		
<i>O. mykiss</i>	CTMA (croissance)	0,24
<i>P. promelas</i>	CTMA (croissance)	0,83
<i>I. punctatus</i>	CL ₁₀	1,9
<i>M. salmoides</i>	CL ₁₀	23
Invertébrés		
<i>C. dubia</i>	CTMA (reproduction)	0,78
<i>D. magna</i>	CI ₂₀ (reproduction)	2,12
<i>H. azteca</i>	CSEO (reproduction)	4
<i>C. tentans</i>	CSEO (poids sec)	13
Plante		
<i>L. gibba</i>	CTMA sur 7 jours (nombre de frondes)	0,63

La DSE relative à l'exposition de longue durée en eau douce est présentée à la figure 2. Les statistiques sommaires concernant la DSE relative à l'exposition de longue durée en eau douce sont présentées au tableau 5. Le 5^e centile de la DSE relative à l'exposition de longue durée est de 0,25 µg/L.

Tableau 5. Concentration prescrite pour l'exposition de longue durée à l'argent en eau douce selon la méthode fondée sur la DSE (LII = limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 %; LSI = limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 %).

	Concentration (µg Ag/L)
5 ^e centile de la DSE	0,25
5 ^e centile de la DSE, LII à 95 %	0,17
5 ^e centile de la DSE, LSI à 95 %	0,39

Par conséquent, la recommandation pour l'exposition de longue durée en eau douce aux fins de protection de toutes les formes de vie aquatique pour des périodes d'exposition indéfinies est de 0,25 µg/l.

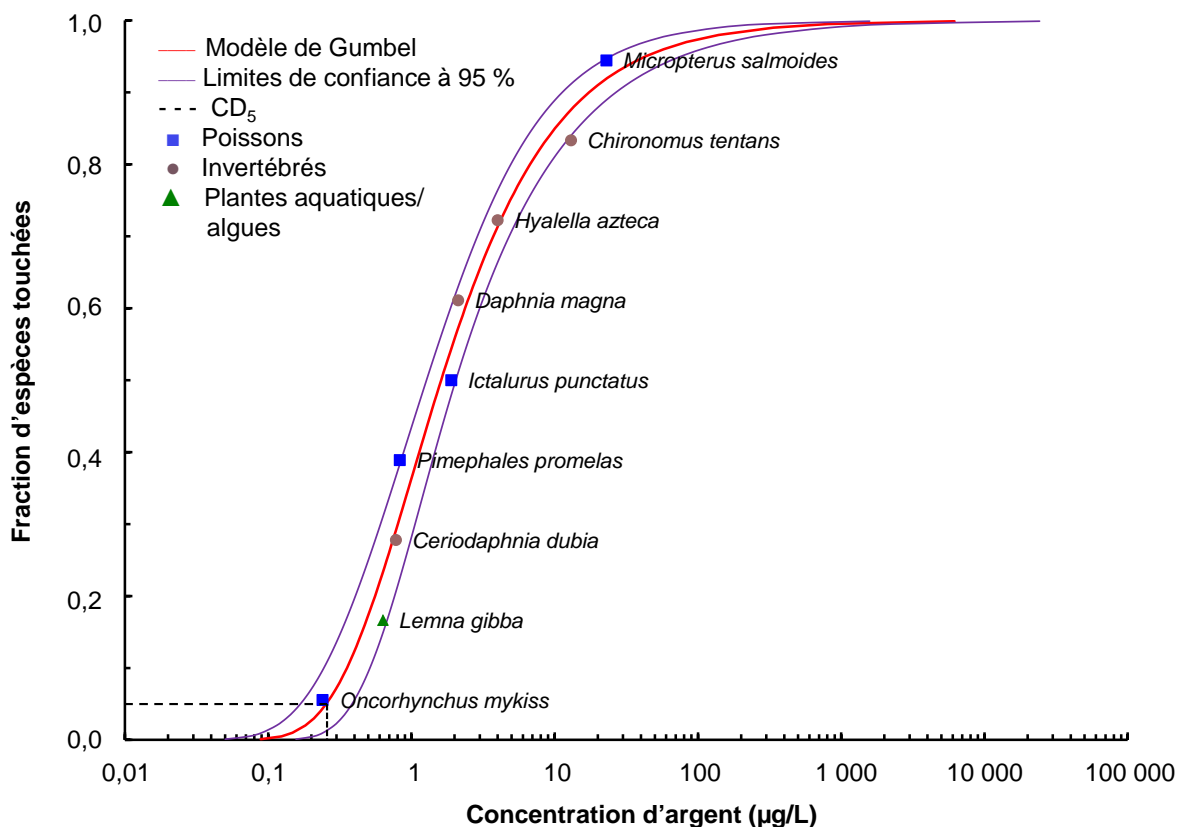


Figure 2. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) d'eau douce exposées à l'argent sur une longue durée déterminée par ajustement du modèle de Gumbel aux paramètres d'effet à long terme chez 9 espèces aquatiques

Selon le protocole du CCME pour la formulation des recommandations (CCME 2007), la clause de protection peut être invoquée « si un paramètre (ou, le cas échéant, une moyenne géométrique) acceptable et à effet léthal (c'est-à-dire CL_x , où $x \geq 15\%$) pour toute espèce est inférieur à la recommandation proposée ». Dans le jeu de données acceptables pour l'exposition de courte durée, il existe certains paramètres à effet léthal pour *Ceriodaphnia dubia* qui sont inférieurs à la RCQE de $0,25 \mu\text{g/l}$. Cependant, la majorité des CL_{50} pour cette espèce riche en données sont supérieures à la RCQE, avec une moyenne géométrique de $0,68 \mu\text{g/l}$. Dans le cas des CL_{50} de *C. dubia* qui sont inférieures à la RCQE, elles sont toutes tirées d'une même étude dans le cadre de laquelle la totalité ou la majorité de l'argent est à l'état dissous dans de l'eau très pure (tandis que la recommandation est fondée sur la concentration totale d'argent). D'autres CL_{50} de *C. dubia*, d'une étude différente menée dans de l'eau naturelle ou de l'eau du robinet, varient entre $0,34$ et $9,52 \mu\text{g/l}$ et sont donc supérieures à la RCQE. Le point de donnée de *C. dubia* utilisé dans la DSE pour l'exposition de longue durée est une CMAT 30 j de $0,78 \mu\text{g/l}$ pour les effets sur la reproduction. Par conséquent, il existe un paramètre d'effet non léthal et sensible pour *C. dubia* au-dessus de $0,25 \mu\text{g/l}$. Selon ces résultats, la clause de protection n'a pas

été invoquée puisqu'il n'y avait aucune raison suffisante de contester la capacité de la RCQE pour l'exposition de longue durée dans l'atteinte du niveau de protection visé.

Recommandation pour la qualité de l'eau salée : Les concentrations limites pour l'exposition de courte durée sont établies à partir des données sur les effets graves (comme la létalité) sur des périodes d'exposition de courte durée précises (24 à 96 heures). Ces recommandations sont des estimations du seuil des effets létaux chez les organismes aquatiques. Elles donnent une idée des effets découlant de circonstances graves, mais transitoires (par exemple, déversements en milieu aquatique et rejets peu fréquents de substances de courte durée de vie ou non persistantes). En conséquence les concentrations limites pour l'exposition à court terme *ne protègent pas* les organismes aquatiques contre les effets néfastes.

Les exigences minimales en matière de données nécessaires à la détermination d'une concentration limite selon la méthode de type A étaient remplies et 19 points de données ont été utilisés pour élaborer la recommandation (tableau 6). Chaque espèce pour laquelle il existait des données appropriées sur la toxicité à court terme a été classée en fonction de la sensibilité, et a été représentée sur un graphique de distribution de la sensibilité des espèces (DSE) d'après Hazen.

Le modèle normal était le modèle le mieux ajusté. La statistique d'ajustement d'Anderson-Darling, A^2 , était de 0,349. L'équation du modèle normal est la suivante :

$$f(x) = \frac{1}{2} \left(1 + \operatorname{erf} \left(\frac{x - \mu}{\sigma \sqrt{2}} \right) \right)$$

où, pour le modèle ajusté, $\mu = 2,014$, $\sigma = 0,692$ et erf est la fonction d'erreur.

La DSE relative à l'exposition de courte durée en eau salée est présentée à la figure 3. Les statistiques sommaires concernant la DSE relative à l'exposition de courte durée en eau salée sont présentées au tableau 7. Le 5^e centile de la DSE relative à l'exposition de courte durée est de 7,5 µg/L.

Tableau 6. Paramètres d'effet utilisés afin de définir la DSE pour l'exposition de courte durée à l'argent en eau salée.

Espèce	Paramètre d'effet indiqué	Concentration (µg/L)
Poissons		
<i>S. acanthus</i>	CL ₅₀ sur 96 h	100
<i>O. maculosus</i>	CL ₅₀ sur 96 h	331
<i>C. aggregata</i>	CE ₅₀ sur 96 h (mobilité)	356
<i>O. mykiss</i>	CL ₅₀ sur 96 h	401,5
<i>C. variegatus</i>	CL ₅₀ sur 96 h	441
<i>O. kisutch</i>	CE ₅₀ sur 96 h (mobilité)	488
<i>P. vetulus</i>	CE ₅₀ sur 96 h (mobilité)	800
Invertébrés		
<i>C. virginica</i>	CL ₅₀ sur 48 h	5,8
<i>C. gigas</i>	CL ₅₀ sur 48 h	19
<i>M. mercenaria</i>	CL ₅₀ sur 42 à 48 h	21
<i>A. punctulata</i>	CE ₅₀ sur 96 h	40
<i>A. tonsa</i>	CL ₅₀ sur 48 h	43,2
<i>A. hudsonica</i>	CL ₅₀ sur 48 h	43,2
<i>A. bahia</i>	CL ₅₀ sur 96 h	65
<i>T. brevicornis</i>	CL ₅₀ sur 96 h	95
<i>N. areanaceodontata</i>	CL ₅₀ sur 96 h	145
<i>H. diversicolor</i>	CL ₅₀ sur 4 j	647
Algues		
<i>G. splendens</i>	CL ₅₀ sur 48 h	21
<i>I. galbana</i>	CL ₅₀ sur 48 h	81

Tableau 7. Concentration limite pour l'exposition de courte durée à l'argent en eau salée selon la méthode fondée sur la DSE (LII = limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 %; LSI = limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 %).

	Concentration (µg/L)
5 ^e centile de la DSE	7,5
5 ^e centile de la DSE, LII à 95 %	5,8
5 ^e centile de la DSE, LSI à 95 %	9,7

Par conséquent, la concentration limite pour l'exposition de courte durée à l'argent est de 7,5 µg/L pour la protection des formes de vie aquatique en milieu marin.

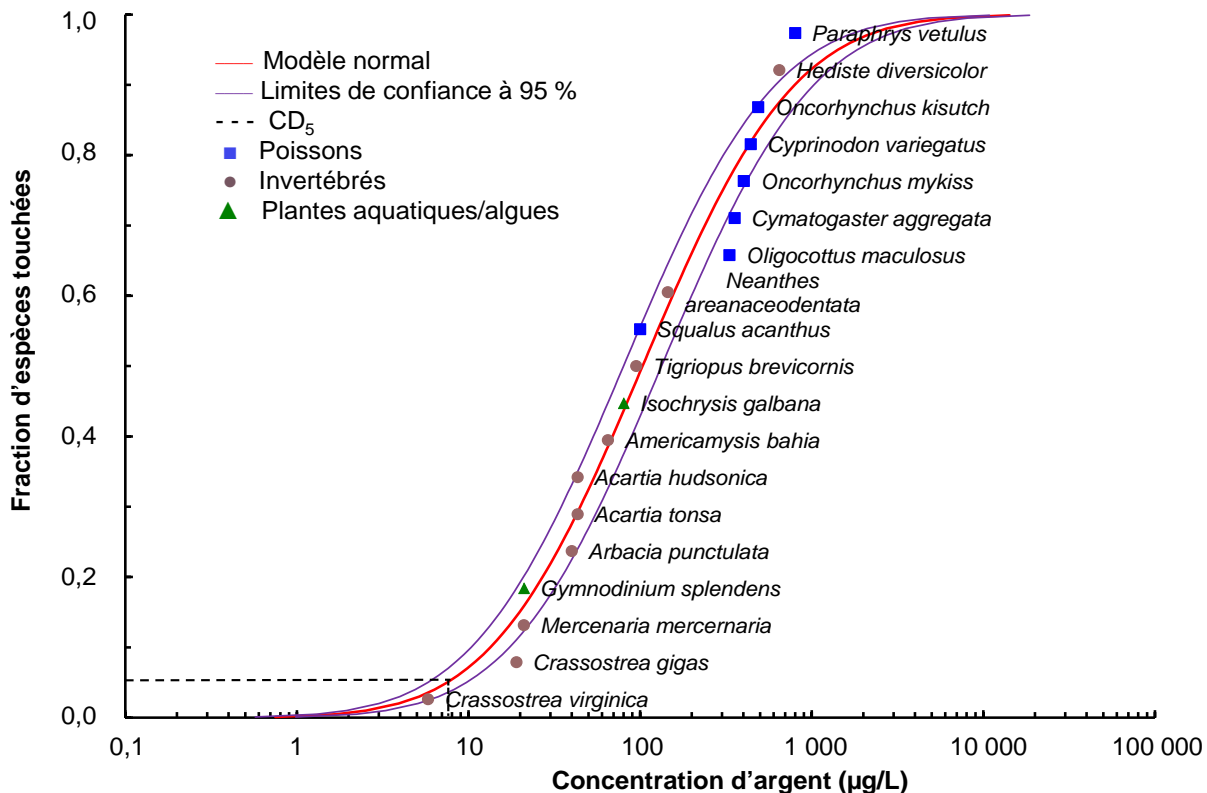


Figure 3. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) exposées à l'argent sur une courte durée en eau salée, déterminée par ajustement du modèle normal à la CL₅₀ ou à la CE₅₀ à court terme chez 19 espèces aquatiques.

Références

- Bianchini, A., Bowles, K.C., Gorsuch, J.W., Kramer, J.R., and Wood, C.M. 2002. Evaluation of the effect of reactive sulfide on the acute toxicity of silver (I) to *Daphnia magna*. Part 2: toxicity results. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21(6): 1294-1300.
- Bielmyer, G.K., Grosell, M., Paquin, P.R., Mathews, R., Wu, K.B., Santore, R.C., and Brix, K.V. 2007. Validation study of the acute biotic ligand model for silver. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 26(10): 2241-2246.
- Bury, N.R., Galvez, F., and Wood, C.M. 1999. Effects of chloride, calcium and dissolved organic carbon on silver toxicity: comparison between rainbow trout and fathead minnow. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 56-62.
- CCME 2015. Scientific criteria document for the development of the Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life – silver. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Manitoba
- CCME 2007. A Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. 2007. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Manitoba.
- Coleman, R.L. and Cearley, J.E. 1974. Silver toxicity and accumulation in largemouth bass and bluegill. *Bulletin of Environment Contamination and Toxicology* 12(1): 53-61.
- Environment Canada. 2013. Email correspondence of raw data for regional surface water quality. Fresh Water Quality Monitoring, Environment Canada. October 11, 2013.
- Erickson, R.J., Brooke, L.T., Kahl, M.D., Venter, F.V., Harting, S.L., Markee, T.P., and Spehar, R.L. 1998. Effects of laboratory test conditions on the toxicity of silver to aquatic organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17(4): 572-578.
- Fortin, C. and Campbell, P.G.C. 2001. Thiosulfate enhances silver uptake by a green alga: Role of anion transporters in metal uptake. *Environmental Science and Technology* 35(11), 2214-2218.
- Galvez, F., Hogstrand, C., and Wood, C.M. 1998. Physiological responses of juvenile Rainbow trout to chronic low level exposures of waterborne silver. *Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology* 119(2): 131-137.
- Galvez, F. and Wood, C.M. 1997. The relative importance of water hardness and chloride levels in modifying the acute toxicity of silver to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 16, 2363-2368.
- Galvez, F. and Wood, C.M. 2002. The mechanisms and costs of physiological and toxicological acclimation to waterborne silver in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Journal of Comparative Physiology B Biochemical Systemic and Environmental Physiology* 172(7): 587-597.
- Garnier, J. and Baudin, J.P. 1989. Accumulation and depuration of 110mAg by a planktonic alga, *Scenedesmus obliquus*. *Water, Air and Soil Pollution* 45(3-4): 287-299
- Glover, C., Playle, R.C., and Wood, C.M. 2005a. Heterogeneity of natural organic matter amelioration of silver toxicity to *Daphnia magna*: effect of source and equilibration time. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24: 2934-2940.
- Glover, C., Sharma, S., and Wood, C.M. 2005b. Heterogeneity of physiochemical properties explains difference in silver toxicity amelioration by natural organic matter to *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24: 2941-2947.
- Goss, G. G. and Wood, C. M. (1991). Two-substrate kinetic analysis: a novel approach linking ion and acid–base transport at the gills of freshwater trout, *Oncorhynchus mykiss*. *J. Comp. Physiol. B* 161, 635–646.
- Grosell, M., Hogstrand, C., Wood, C.M., and Hansen, H. 2000. A nose-to-nose comparison of the physiological effects of exposure to ionic silver versus silver chloride in the European eel (*Anguilla anguilla*) and the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology Amsterdam* 48(2-3): 327-342.
- Guadagnolo, C.M., Brauner, C.J., and Wood, C.M. 2001. Chronic effects of silver exposure on ion levels, survival, and silver distribution within developing rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) embryos. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20(3): 553-560.

- Hirsch, M.P. 1998. Bioaccumulation of silver from laboratory-spiked sediments in the oligochaete (*Lumbriculus variegatus*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 17: 605-609.
- Hébert, Serge 2012. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Québec. communication personnelle Décembre 7, 2012.
- Hogstrand, C., Galvez, F., and Wood, C.M. 1996. Toxicity, silver accumulation and metallothionein induction in freshwater rainbow trout during exposure to different silver salts. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15: 1102-1108.
- Janes, N. and Playle, R.C. 1995. Modeling silver binding to gills of rainbow trout. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14: 1847-1858.
- Jones, K.C., P.J. Peterson and Davies, B.E. 1985. Silver and other metals in some aquatic bryophytes from streams in the lead mining district of mid-Wales, Great Britain. *Water Air and Soil Pollution* 24: 329-338.
- Karen, D.J., Ownby, D.R., Forsythe, B.L., Bills, T.P., La Point, T.W., Cobb, G.B., and Klaine, S.J. 1999. Influence of water quality on silver toxicity to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), fathead minnows (*Pimephales promelas*) and water fleas (*Daphnia magna*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 63-70.
- Lam, I.K.S. and Wang, W-X. 2006. Accumulation and elimination of aqueous and dietary silver in *Daphnia magna*. *Chemosphere* 64: 26-35.
- Leblanc, G.A., Mastone, J.D., Paradise, A.P., Wilson, B.F., Lockhart Jr., H.B., and Robillard, K.A. 1984. The influence of speciation on the toxicity of silver to fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 3:37-46.
- Luoma, S.N., Ho, Y.B., and Bryan, G.W. 1995. Fate, bioavailability and toxicity of silver in estuarine environments. *Marine Pollution Bulletin* 31(1-3): 44-54.
- McGeer, J.C., and Wood, C.M. 1998. Protective effects of water Cl⁻ on physiological responses to waterborne silver in rainbow trout. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55(11), 2447-2454.
- McGeer, J.C., Brix, K.V., Skeaff, J.M., Deforest, D.K., Brigham, S.I., Adams, W.J., and Green, A. 2003. Inverse relationship between bioconcentration factor and exposure concentration for metals: Implications for hazard assessment of metals in the aquatic environment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22(5): 1017-1037.
- Metayer, C., Amiard-Triquet, C., and J.P. Baud. 1990. Species related variations of silver related bioaccumulation and toxicity to three marine bivalves. *Water Research* 24(8): 995-1001.
- Naddy, R.B., Rehner, A.B., McNerney, G.R., Gorsuch, J.W., Kramer, J.R., Wood, C.M., Paquin, P.R., and Stubblefield, W.A. 2007a. Comparison of short-term chronic and chronic silver toxicity to fathead minnows in unamended and sodium chloride-amended waters. *Environmental Toxicology and Chemistry* 26(9): 1922-1930.
- Naddy, R., Gorsuch, J.W., Rehner, A., McNerney, G., Bell, R., and Kramer, J. 2007b. Chronic toxicity of silver nitrate to *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia magna*, and potential mitigating factors. *Aquatic Toxicology* 84: 1-10.
- Purcell, T.W., and Peters, J.J. 1998. Sources of silver in the environment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17(4): 539-546.
- Ratte, H. 1999. Bioaccumulation and toxicity of silver compounds: a review. *Environmental Science and Technology* 18(1): 89-108.
- Ribeiro Guevara, S., Arribére, M., Bubach, D., Vigliana, P., Rizzo, A., Alonso, M., and Sanchez, R. 2005. Silver contamination on abiotic and biotic compartments of Nahuel Huapi National Park lakes, Patagonia, Argentina. *Science of the Total Environment* 336: 119-134.
- Roditi, H.A., and Fisher, N.S. 1996. Metal assimilation in the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *Proceedings, 4th Argentum International conference on the Transport, Fate, and Effects of Silver in the Environment*, Madison, WI, USA, August 25-28, pp. 241-244.
- Schwartz, M.L., Curtis, P.J., and Playle, R.C. 2004. Influence of natural organic matter source on acute copper, lead, and cadmium toxicity to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 23(17): 2889-2899.
- Terhaar, C.J., Ewell, W.S., Dziuba S.P., White W.W., and Murphy P.J. 1977. A laboratory model for evaluating the behavior of heavy metals in an aquatic environment. *Water Research* 11: 101-110.
- Wang, W., and Fisher, N. 1998. Accumulation of trace elements in a marine copepod. *Limnology and Oceanography* 43(2): 272-283.

- Warrington, P.D. 1996. Ambient Water Quality Criteria for Silver. Ministry of Environment, Lands and Park. Water Quality Branch, Environmental Protection Department. Victoria, British Columbia.
- Wood, C.M., Playle, R.C., and Hogstrand, C. 1999. Physiology and modeling of mechanisms of silver uptake and toxicity in fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 18(1): 71-83.
- Wood, C.M. 2012. Silver In: *Metals: Homeostasis and Toxicology: Non-essential Metals. Fish Physiology, Vol. 31B*. Ed: C.M. Wood, A.P. Farrell, and C.A. Brauner. pp: 1-65.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2015. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : Argent. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour des questions de nature scientifique, veuillez communiquer avec Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
Place Vincent Massey
351 St-Joseph Blvd.
Gatineau, QC K1A 0H3
Phone: 800-668-6767 (in Canada only) or 819-997-2800 (National Capital Region)
Courriel : ceqg-rcqe@ec.gc.ca

Pour des copies supplémentaires, communiquez avec :
www.ccme.ca

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 2015
Extrait de la publication n° 1539; ISBN 1-896997-36-8