



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

CADMIUM

Le cadmium est présent de façon naturelle dans l'environnement. Son numéro de registre du Chemical Abstracts Service (CAS) est 7440-43-9. Il s'agit d'un métal de transition d'une densité de $8,642 \text{ g cm}^{-3}$ et d'un poids moléculaire de $112,40 \text{ g mol}^{-1}$. On le trouve généralement dans la roche en tant que composé mineur dans des minéraux sulfurés, notamment le sulfure de zinc comme la sphalérite et la wurtzite (Nriagu, 1980).

Les deux états d'oxydation du cadmium sont l'état métallique (Cd^0) et l'état bivalent (Cd^{2+}). L'état métallique est rare; par conséquent, l'état bivalent prédomine dans la plupart des dépôts naturels (CNRC, 1979). Bien que le cadmium métallique soit insoluble dans l'eau, plusieurs de ses sels sont entièrement solubles (Merck, 1989).

Le cadmium peut exister sous forme de diverses espèces chimiques dans les eaux naturelles. Une telle spéciation chimique est importante relativement à ses processus géochimique et biochimique dans l'environnement ainsi qu'à sa toxicité. Dans la phase dissoute, le cadmium peut être présent sous la forme d'ions hydratés, de sels chlorés, de complexes contenant des ligands inorganiques ou de complexes chélatés contenant des ligands organiques (Raspor, 1980). La principale forme toxique du cadmium est l'ion libre Cd^{2+} ; toutefois, d'autres formes du cadmium, par exemple celles qui sont liées à divers ligands, peuvent également causer des effets nocifs.

Méthodes de détection analytique pour les échantillons environnementaux : Plusieurs méthodes comme la spectrométrie d'absorption atomique par la flamme, la spectrométrie d'absorption atomique avec four graphite, la spectroscopie d'émission de plasma à courant continu, la spectrométrie d'émission atomique à plasma à couplage inductif ou la spectrométrie de masse (ICP-MS) sont utilisées pour mesurer les concentrations de cadmium dans les échantillons environnementaux (Beaty et Kerber, 2002).

La spéciation des métaux, y compris le cadmium, dans l'eau est souvent liée à la toxicité observée. Cependant, la plupart des méthodes de détection mesurent la quantité totale de cadmium dans un échantillon et donnent peu ou pas de renseignements sur sa spéciation dans l'eau. La

spéciation du cadmium peut être estimée à l'aide de modèles géochimiques, par exemple, le modèle Windermere Humic Aqueous Model (WHAM) (Tipping, 1994; Vigneault et Campbell, 2005). Toutefois, dans la plupart des études de toxicité et de surveillance de l'environnement, les concentrations de cadmium sont déclarées comme étant du cadmium total ou dissous, où le terme « dissous » est défini sur le plan opérationnel comme le cadmium passant par un filtre de $0,45 \mu\text{m}$.

Production et utilisations : Parmi les quelque 77 mines de métaux en activité au Canada en 2007, une seule était répertoriée comme produisant du cadmium. Il s'agit de la mine Kidd Creek (exploitée par Xstrata Copper Canada), qui envoie des minerais au site métallurgique de Kidd, situé à Timmins en Ontario (Ressources naturelles Canada, 2007). La production de cadmium est demeurée relativement constante au cours de la fin des années 1980 et des années 1990, mais elle a diminué depuis 1999. Des estimations préliminaires de 2005 indiquent que la production de cadmium ne représente que 30 % à 50 % de celle observée au milieu des années 1990; cette dernière était alors de 1 500 000 kg. Toutefois, une contamination par le cadmium peut se produire dans les régions où d'autres métaux, par exemple, le zinc, sont extraits, même si le cadmium n'est pas le principal métal produit.

Tableau 1. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE) en vue de la protection de la vie aquatique pour le cadmium.

	Exposition de long terme ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Exposition de court terme ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
Eau douce	0,09 ^a	1,0 ^b
Eau de mer	0,12 ^c	AR

AR = aucune recommandation

^a La RCQE à long terme de $0,09 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ est pour une dureté de l'eau de $50 \text{ mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. À d'autres valeurs de dureté de l'eau, la RCQE peut être calculée avec l'équation $\text{RCQE} = 10^{(0,83(\log[\text{dureté}]) - 2,46)}$, valide pour une dureté de l'eau entre 17 et $280 \text{ mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$.

^b La concentration de référence à court terme de $1,0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ est pour une dureté de l'eau de $50 \text{ mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. À d'autres valeurs de dureté de l'eau, la concentration de référence peut être calculée avec l'équation $\text{Référence} = 10^{(1,016(\log[\text{dureté}]) - 1,71)}$, valide pour une dureté de l'eau entre 5,3 et $360 \text{ mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$.

^c Cette valeur n'a pas été évaluée dans la présente mise à jour; elle provient de CCME (1996).

Le cadmium est principalement récupéré sous la forme d'un sous-produit de la fusion du zinc et d'autres minerais métalliques, et de précipités obtenus au cours de la purification du sulfate de zinc (Brown, 1977). Environ 90 % de la production canadienne est exportée, principalement aux États-Unis et au Japon (Ressources naturelles Canada, 2005). En 2004, 210 tonnes de cadmium ont été utilisées au Canada (Ressources naturelles Canada, 2005). En 2004, les cinq principales utilisations industrielles de cadmium à l'échelle mondiale étaient dans des batteries au nickel-cadmium (79 %), des pigments (11 %), des revêtements (7 %), des stabilisateurs dans des produits plastiques et synthétiques (2 %), et des alliages (moins de 1 %) (Ressources naturelles Canada, 2005). Les batteries de nickel-cadmium ne sont pas fabriquées au Canada (Environnement Canada, 1994).

Sources anthropiques dans l'environnement : À l'échelle mondiale, les rejets anthropiques de cadmium dans les milieux d'eau douce sont estimés entre 2 100 et 17 000 tonnes par an, dont environ 40 % peuvent être attribués aux effluents provenant des secteurs de la fusion et de l'affinage de métaux, et aux dépôts atmosphériques (Nriagu et Pacyna, 1988). Dans l'environnement marin, 2 600 tonnes de cadmium pénètrent dans les océans du monde chaque année par l'entremise des dépôts atmosphériques, tandis que 1 500 à 2 000 tonnes y pénètrent chaque année par l'entremise d'eaux de ruissellement fluviales (Yeats et Bowers, 1987).

Concentrations environnementales : Tout comme pour un élément d'origine naturelle, la présence de cadmium dans l'eau n'indique pas nécessairement la pollution. À la suite de processus géochimiques, certaines zones contiennent naturellement des concentrations élevées de cadmium dans des roches sous-jacentes. La variabilité spatiale et temporelle de concentrations de fond naturelles de cadmium dans les plans d'eau est déterminée non seulement par la composition minérale du milieu environnant, mais également par des processus abiotiques tels que l'altération atmosphérique, le climat, le type de sol, le pH, la dilution (p. ex. en raison de précipitations, de la fonte des neiges ou d'autres variations saisonnières), et le potentiel d'oxydoréduction (Ressources naturelles Canada, 2004). Dans d'autres zones, l'activité humaine peut entraîner des concentrations élevées de cadmium dépassant les niveaux de fond naturels.

Les eaux de surface du Canada présentent une vaste plage de concentrations de cadmium. La base de données sur la qualité de l'eau dans l'environnement (1992) indique des niveaux de cadmium allant de moins de 0,1 $\mu\text{g L}^{-1}$ à 1,3 $\mu\text{g L}^{-1}$ (moyenne = 0,1 $\mu\text{g L}^{-1}$) dans le Yukon et de

moins de 0,1 à 15,4 $\mu\text{g L}^{-1}$ (moyenne = 0,4 $\mu\text{g L}^{-1}$) dans les Territoires du Nord-Ouest. La base de données indique également que les concentrations de cadmium en eau douce en Colombie-Britannique variaient de moins de 0,1 à 8,6 $\mu\text{g L}^{-1}$, avec une moyenne de 0,2 $\mu\text{g L}^{-1}$ (ENVIRODAT, 1992). En ce qui concerne les provinces des Prairies, les eaux de surface affichaient des concentrations variant de moins de 0,1 à 112 $\mu\text{g L}^{-1}$ (une valeur extrême) (moyenne = 0,3 $\mu\text{g L}^{-1}$) en Alberta, de moins de 0,1 à 0,4 $\mu\text{g L}^{-1}$ (moyenne = 0,2 $\mu\text{g L}^{-1}$) en Saskatchewan, et de moins de 0,1 à 2,2 $\mu\text{g L}^{-1}$ (moyenne = 0,2 $\mu\text{g L}^{-1}$) au Manitoba (ENVIRODAT, 1992). Les concentrations dissoutes et particulières de cadmium dans les eaux de surface provenant de l'Ontario varient de moins de 0,001 à 4,78 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Allan et Ball, 1990; Campbell et Evans, 1991; Hinch et Stephenson, 1987; Lum, 1987; Stephenson et Mackie, 1988). Les données sur les concentrations de cadmium dans l'eau de surface au Québec, résumées dans ENVIRODAT (1992), indiquent une concentration moyenne de 0,3 $\mu\text{g L}^{-1}$ (< 0,1 à 10,8 $\mu\text{g L}^{-1}$). Les données de surveillance des eaux de surface des Grands Lacs indiquent des plages de concentrations de cadmium variant de valeurs inférieures aux limites de détection (< 0,001 $\mu\text{g L}^{-1}$) à 0,098 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Lochner et Division de la surveillance de la qualité de l'eau, 2008). Les concentrations de cadmium dans les échantillons d'eau de surface de différents lacs et bassins de la Nouvelle-Écosse affichaient une concentration médiane de cadmium inférieure à 0,6 $\mu\text{g L}^{-1}$, avec une plage allant de moins de 0,6 à 2,9 $\mu\text{g L}^{-1}$ (ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse, 2008). Les données analysées des eaux de surface de Terre-Neuve-et-Labrador pour la teneur en cadmium total indiquent des valeurs de <0,001 à 2,3 $\mu\text{g/L}$ (moyenne = 0,1 $\mu\text{g/L}$) à travers la province (ENVIRODAT 1992).

Devenir et comportement dans l'environnement : Le devenir et le comportement du cadmium dans l'environnement dépend des conditions abiotiques, comme le pH, la dureté, l'alcalinité et les matières organiques naturelles. Ces facteurs ont une incidence sur la toxicité et la mobilité du cadmium en modifiant sa spéciation ou ses formes physicochimiques dans les systèmes aquatiques. Des facteurs tels que le pH, le potentiel d'oxydoréduction ainsi que le type et l'abondance des ligands organiques, des hydroxydes et des cations présents pourraient influencer sur la spéciation du cadmium dans des conditions de pH élevé (Raspor, 1980). Compte tenu du fait que le cadmium a une grande affinité pour les surfaces de particules à charge négative, comme les hydroxydes, les carbonates et les matières organiques, les processus de sorption et la complexation peuvent avoir une incidence sur le devenir du cadmium dans les eaux contenant des concentrations élevées de ligands organiques et inorganiques (Callahan *et al.*, 1979).

Mode d'action : Le cadmium est un métal non essentiel dans les organismes aquatiques, sauf pour la diatomée marine (*Thalassiosira weissflogii*) pour laquelle il est un élément nutritif mineur à de faibles concentrations (Lane et Morel, 2000; Lee *et al.*, 1995; Price et Morel, 1990). De toute évidence, le cadmium, au moins dans des expositions à court terme, exerce ses effets toxiques dans les organismes aquatiques en bloquant l'absorption du calcium à partir de l'eau. Le calcium (Ca^{2+}) est un élément essentiel qui est absorbé par les organismes à partir de l'eau par l'intermédiaire de canaux calciques spécialisés. Cependant, lorsque le cadmium (Cd^{2+}) est présent dans l'eau, ce métal est en concurrence avec le calcium pour atteindre les sites de fixation, ce qui empêche l'absorption du calcium et entraîne l'hypocalcémie (Roch et Maly, 1979).

Facteurs modifiant la toxicité : Les conditions chimiques de l'eau peuvent également influencer la toxicité du cadmium dans les organismes aquatiques. L'influence de la dureté, de l'alcalinité, du pH, des matières organiques dissoutes, et de la température sur la toxicité du cadmium a été évaluée. Cependant, seule la dureté donnait suffisamment de données pour démontrer un lien clair entre la dureté de l'eau et la toxicité du cadmium.

La dureté de l'eau est définie comme la somme des cations polyvalents, principalement les cations de calcium (Ca^{2+}) et de magnésium (Mg^{2+}), dans une solution. Elle influence grandement la toxicité du cadmium dans les organismes aquatiques. En général, une dureté de l'eau plus élevée réduit la toxicité du cadmium dans les organismes aquatiques. Étant donné que la toxicité du cadmium dans les organismes aquatiques est causée par une carence calcique, une plus forte dureté de l'eau (en particulier la dureté du calcium) réduit la toxicité du cadmium, notamment car les ions de calcium rivalisent plus efficacement avec le cadmium pour les sites d'absorption (Niyogi et Wood, 2004).

Parmi les paramètres de la qualité de l'eau qui pourraient potentiellement influencer sur l'absorption du cadmium (dureté, pH, alcalinité, et matières organiques dissoutes), la dureté est le principal facteur influençant la toxicité du cadmium (Calamari *et al.*, 1980; Hansen *et al.*, 2002; Hollis *et al.*, 1997; Hollis *et al.*, 2000a; Hollis *et al.*, 2000b; Penttinen *et al.*, 1998). Des relations empiriques ont été déterminées (pour les études à court terme et à long terme) en vue de convertir ces données en valeurs normalisées de dureté, et ces relations ont été utilisées pour établir cette recommandation canadienne pour la qualité des eaux relativement au cadmium. Tout d'abord, cette relation a été utilisée pour ajuster les paramètres de toxicité pour une dureté commune de 50 mg L^{-1} sous forme de carbonate de calcium (CaCO_3) afin de comparer les données sur la toxicité du cadmium provenant de

différentes études pour toutes les espèces utilisées dans l'établissement des recommandations canadiennes pour la qualité des eaux. Ces pentes dureté-toxicité ont également été incorporées dans les recommandations qui sont présentées comme des équations plutôt que comme des valeurs uniques, ce qui permet à l'utilisateur d'établir une recommandation relative au cadmium fondée sur la dureté de l'eau du site à l'étude.

Les équations des recommandations canadiennes pour la qualité des eaux sont calculées sur la base des méthodes établies par Stephan *et al.* (1985), notamment en étudiant les relations bilogarithmiques et en calculant une pente combinée basée sur une analyse de covariance. Cette relation a été établie en sélectionnant les espèces aquatiques d'eau douce pour lesquelles des données sur la toxicité aiguë étaient disponibles dans une vaste plage de valeurs de dureté de l'eau. Pour qu'une espèce soit incluse, des valeurs de toxicité aiguë définitives devaient être disponibles dans une plage de valeurs de dureté de l'eau telle que la plus forte dureté soit trois fois plus grande que la plus faible, et qu'elle soit d'au moins 100 mg L^{-1} plus élevée que la plus faible (USEPA, 2001). Treize espèces respectaient ces critères de données à court terme (tableau 2), tandis que sept ont été utilisées pour le calcul de la pente dureté-toxicité à long terme (tableau 3). Les données choisies ont été représentées dans une régression de logarithme (échelle logarithmique de base 10) de la concentration de toxiques en tant que variable dépendante par rapport au logarithme de la dureté comme variable indépendante. Une pente de la relation dureté-toxicité a été calculée pour chacune de ces espèces de poissons et d'invertébrés pour l'exposition à court terme et à long terme, séparément. Un test F a montré que les pentes pour toutes les espèces n'étaient pas significativement différentes les unes des autres. Une analyse de covariance a été effectuée pour calculer la pente combinée pour la dureté de l'eau en utilisant des valeurs de logarithmes de toxicité comme la variable dépendante, les espèces comme la variable de traitement ou de groupement, et le logarithme de la dureté comme covariable ou variable indépendante. La pente combinée est, par conséquent, équivalente à une courbe de régression découlant d'un ensemble de données combinées, où chaque variable est ajustée par rapport à la moyenne (USEPA, 2001). Les pentes des espèces individuelles et les pentes combinées pour les relations dureté-toxicité à court et à long terme sont présentées dans les tableaux 2 et 3, respectivement.

Tableau 2. Pente de régression individuelle dureté-toxicité à court terme pour chaque espèce et pente de régression combinée globale.

Espèces	N ^{bre}	Pente	R ²
<i>Carassius auratus</i>	3	1,729	0,619
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	3	0,293	0,504
<i>Daphnia magna</i>	5	1,179 ^a	0,909
<i>Daphnia pulex</i>	4	1,473 ^a	0,975
<i>Hyaella azteca</i>	3	0,629	0,988
<i>Lepomis cyanellus</i>	3	1,037	0,938
<i>Morone saxatilis</i>	2	0,467	-
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	21	1,197 ^a	0,53
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	4	1,329 ^a	0,993
<i>Pimephales promelas</i>	11	1,27 ^a	0,814
<i>Salmo trutta</i>	4	1,37 ^a	0,96
<i>Tubifex tubifex</i>	3	0,418	0,9
<i>Danio rerio</i>	2	0,917	-
Pente combinée pour toutes les espèces	68	1,016 ^{a,b}	0,966

^a La pente est significativement différente de 0 ($p < 0,05$).

^b Les pentes individuelles ne diffèrent pas significativement ($p = 0,286$).

Tableau 3. Pente de régression individuelle dureté-toxicité à long terme pour chaque espèce et pente de régression combinée globale.

Espèces	N ^{bre}	Pente	R ²
<i>Salmo trutta</i>	3	1,234 ^a	0,995
<i>Daphnia magna</i>	3	1,123	0,903
<i>Hyaella azteca</i>	4	0,799 ^a	0,93
<i>Aeolosoma headleyi</i>	3	0,749	0,786
<i>Daphnia pulex</i>	4	0,504	0,617
<i>Salvelinus fontinalis</i>	4	0,619 ^a	0,98
<i>Pimephales promelas</i>	2	0,891	-
Pente combinée pour toutes les espèces	23	0,83 ^{a,b}	0,985

^a La pente est significativement différente de 0 ($p < 0,05$).

^b Les pentes individuelles ne diffèrent pas significativement ($p = 0,397$).

Toxicité pour les organismes d'eau douce : La toxicité du cadmium pour la vie aquatique est influencée par la qualité de l'eau ambiante. La section suivante résume les espèces les plus et les moins sensibles dans chaque groupe taxinomique dans des études à court et à long terme. Il est à noter que cette section concerne uniquement les données sélectionnées aux fins d'inclusion dans la distribution de la sensibilité des espèces (DSE). Leurs valeurs de toxicité décrites dans la présente section, qui ont été ajustées à une dureté de 50 mg·L⁻¹ (en tant qu'équivalents de CaCO₃), ont été désignées comme telles en utilisant le terme « à dureté ajustée ».

L'espèce la plus sensible était la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) avec une CL₅₀ après 96 h à dureté ajustée de 0,47 µg·L⁻¹ (Hollis *et al.*, 2000b) et une CE₁₀ après 62 jours à dureté ajustée pour le poids de 0,23 µg L⁻¹ au stade précoce de l'espèce (Mebane *et al.*, 2008). Le poisson le moins sensible dans des expériences à court terme était l'amour blanc (*Ctenopharyngodon idellus*) avec une CL₅₀ après 96 h de 9 420 µg·L⁻¹ (Yorulmazlar et Gül, 2003). Le paramètre à long terme le moins sensible pour les poissons était une concentration maximale acceptable de toxiques (CAMT) après 35 jours de 8,03 µg·L⁻¹ pour une baisse de la biomasse pour les embryons de grand brochet (*Esox lucius*) (Eaton *et al.*, 1978).

Pour les invertébrés, les espèces les plus sensibles étaient les cladocères (puces d'eau, daphnies), les amphipodes (p. ex. *Hyaella sp.*) et les hydres dans l'exposition à court et à long terme. Le paramètre le plus sensible à court terme pour les invertébrés était celui du *Hyaella azteca* avec une CL₅₀ après 96 h à dureté ajustée de 0,84 µg·L⁻¹ (Schubauer-Berigan *et al.*, 1993). Le paramètre le plus sensible à long terme était une CE₁₀ après 10 jours (pour la reproduction et l'inhibition de l'alimentation) de 0,045 µg L⁻¹ pour la *Daphnia magna* (Barata et Baird, 2000). L'espèce la moins sensible à une exposition à court terme était la demoiselle (*Enallagma sp.*) avec une CL₅₀ après 96 h à dureté ajustée de 28 900 µg·L⁻¹ (Mackie, 1989). Parmi toutes les données à long terme, le paramètre le moins sensible était une CMAT après 7 jours à dureté ajustée pour la survie de la libellule *Pachydiplax longipennis*, avec une valeur de 76 500 µg L⁻¹ (Tollett *et al.*, 2009).

L'espèce d'amphibien la plus sensible était la salamandre foncée (*Ambystoma gracile*) avec une CL₅₀ après 96 h à dureté ajustée de 521 µg L⁻¹ et une CMAT après 24 jours à dureté ajustée de 106 µg·L⁻¹ (Nebeker *et al.*, 1995). L'espèce la moins sensible était le crapaud buffle (*Bufo arenarum*) avec une CL₅₀ après 96 h à dureté ajustée de 1 360 µg·L⁻¹ (Ferrari *et al.*, 1993).

En raison de la croissance et du roulement rapides des espèces algales et végétales aquatiques, il est difficile d'obtenir des données à court terme. La plupart des études de toxicité sont menées sur une période de 1 à 4 jours, ce qui pourrait les classer comme des études à long terme relativement à la durée de vie de nombreuses algues et plantes. Par conséquent, aucune donnée convenable sur la toxicité à court terme n'a été obtenue pour les algues et les plantes. Dans des expériences à long terme, l'espèce la plus sensible était l'algue verte *ankistrodesmus falcatus* avec une concentration sans effet observé (CSEO) après 96 h à dureté ajustée pour la croissance de 4,9 µg·L⁻¹ (Baer *et al.*, 1999). L'espèce la moins sensible était une lentille d'eau (*Lemna minor*) avec une CE₅₀ après 7 jours à

dureté ajustée pour la croissance de $79,0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Drost *et al.*, 2007).

Élaboration des Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : Les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau douce à court et à long terme visant le cadmium pour la protection de la vie aquatique ont été élaborées d'après le protocole du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2007) à l'aide de l'approche statistique (type A).

Concentrations de référence dans l'eau douce à court terme : Les concentrations de référence liées à une concentration à court terme sont établies à l'aide de données sur les effets graves (comme la létalité) des périodes d'exposition à court terme définies (de 24 h ou de 96 h). Ces points de référence déterminent les estimateurs d'effets graves sur l'écosystème aquatique et visent à servir d'orientation pour les situations graves mais transitoires (p. ex. les déversements dans des milieux récepteurs aquatiques et les rejets peu fréquents de substances de courte durée de vie et non persistantes). Les concentrations de référence à court terme *ne donnent pas* d'indication sur les niveaux de protection d'une substance dans le milieu aquatique, étant donné qu'elles *ne protègent pas* contre les effets nocifs.

Les exigences minimales en matière de données pour l'approche liée aux recommandations de type A ont été respectées, et un total de 62 points de données a été utilisé dans le calcul de la concentration de référence à court terme. Des études sur la toxicité respectant les exigences de données primaires et secondaires, conformément au protocole du CCME (2007), ont été prises en compte dans le calcul de la DSE à court terme. Chacune des espèces pour laquelle la toxicité à court terme pertinente était disponible a été classée selon la concentration avec effet, et son niveau de distribution de la sensibilité des espèces (proportion des espèces touchées) a été déterminé à l'aide de la méthode de distribution empirique de Hazen (estimation de la probabilité cumulative d'un point de données). Lorsque plus d'un paramètre était disponible pour une espèce, une moyenne géométrique des valeurs était prise en compte notamment si les paramètres avaient un stade de cycle de vie, une durée, un effet et des conditions expérimentales identiques. Toutes les concentrations « avec effet » ont été ajustées à une dureté de $50 \text{ mg L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ dans la mesure du possible, à l'aide de la pente à court terme de la relation dureté-toxicité. Le tableau 4 présente l'ensemble de données final qui a été utilisé pour générer la DSE ajustée à court terme pour le cadmium.

Tableau 4. Paramètres utilisés pour déterminer la concentration de référence de cadmium en eau douce à court terme.

Espèces	Paramètre	Concentration ($\mu\text{g Cd}\cdot\text{L}^{-1}$)
Poissons		
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL ₅₀ après 96 h	0,47
<i>Salmo trutta</i>	CL ₅₀ après 96 h	1,61
<i>Morone saxatilis</i>	CL ₅₀ après 96 h	1,71
<i>Cottus bairdi</i>	CL ₅₀ après 96 h	1,74
<i>Salvelinus confluentus</i>	CL ₅₀ après 96 h	1,97*
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	CL ₅₀ après 96 h	3,96
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	CL ₅₀ après 96 h	4,16
<i>Thymallus arcticus</i>	CL ₅₀ après 96 h	4,89
<i>Prosopium williamsoni</i>	CL ₅₀ après 96 h	4,92
<i>Pimephales promelas</i>	CL ₅₀ après 96 h	10,1
<i>Danio rerio</i>	CL ₅₀ après 96 h	603
<i>Carassius auratus</i>	CL ₅₀ après 96 h	844
<i>Catostomus commersoni</i>	CL ₅₀ après 96 h	3 130
<i>Lebistes reticulatus</i>	CL ₅₀ après 96 h	3 220
<i>Perca flavescens</i>	CL ₅₀ après 96 h	3 350
<i>Lepomis macrochirus</i>	CL ₅₀ après 96 h	4 920
<i>Ictalurus punctatus</i>	CL ₅₀ après 96 h	5 050
<i>Lepomis cyanellus</i>	CL ₅₀ après 96 h	7 210
<i>Ctenopharyngodon idellus</i>	CL ₅₀ après 96 h	9 420
Invertébrés		
<i>Hyaella azteca</i>	CL ₅₀ après 96 h	0,84
<i>Daphnia magna</i>	CL ₅₀ après 72 h	0,91
<i>Hydra viridissima</i>	CL ₅₀ après 96 h	7,81
<i>Daphnia ambigua</i>	CL ₅₀ après 48 h	10,1
<i>Lampsilis rafinesqueana</i>	CE ₅₀ après 96 h	22,8
<i>Simocephalus serrulatus</i>	CL ₅₀ après 48 h	28,2
<i>Daphnia pulex</i>	CL ₅₀ après 96 h	30,3
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	CL ₅₀ après 48 h	31,5
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	CL ₅₀ après 48 h	37,4
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	CL ₅₀ après 96 h	40,4
<i>Lampsilis siliquoides</i>	CE ₅₀ après 48 h	44,6*
<i>Hydra vulgaris</i>	CL ₅₀ après 96 h	54,9
<i>Simocephalus vetulus</i>	CL ₅₀ après 48 h	66,3
<i>Aplexa hypnorum</i>	CL ₅₀ après 96 h	104,9
<i>Lumbriculus variegatus</i>	CL ₅₀ après 96 h	131
<i>Tubifex tubifex</i>	CL ₅₀ après 96 h	250
<i>Chironomus plumosus</i>	CL ₅₀ après 96 h	300
<i>Paraleptophlebia praepedita</i>	CL ₅₀ après 96 h	334
<i>Procambarus acutus</i>	CL ₅₀ après 96 h	414
<i>Orconectes placidus</i>	CL ₅₀ après 96 h	553
<i>Procambarus clarkii</i>	CL ₅₀ après 96 h	589
<i>Chironomus tentans</i>	CL ₅₀ après 96 h	727
<i>Chironomus riparius</i>	CL ₅₀ après 96 h	762
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	CL ₅₀ après 96 h	1 660
<i>Brachiura sowerbyi</i>	CL ₅₀ après 96 h	2 350
<i>Pisidium casertanum</i>	CL ₅₀ après 96 h	2 570*
<i>Pisidium compressum</i>	CL ₅₀ après 96 h	2 690*
<i>Orconectes juvenilis</i>	CL ₅₀ après 96 h	2 770
<i>Quistadrilus multisetosus</i>	CL ₅₀ après 96 h	3 130
<i>Procambarus alleni</i>	CL ₅₀ après 96 h	3 360
<i>Spirosperma ferox</i>	CL ₅₀ après 96 h	3 420
<i>Varichaeta pacifica</i>	CL ₅₀ après 96 h	3720
<i>Orconectes virilis</i>	CL ₅₀ après 96 h	3890
<i>Spirosperma nikolskyi</i>	CL ₅₀ après 96 h	4 400

Espèces	Paramètre	Concentration ($\mu\text{g Cd}\cdot\text{L}^{-1}$)
<i>Stylodrilus heringianus</i>	CL ₅₀ après 96 h	5 380
<i>Rhyacodrilus montana</i>	CL ₅₀ après 96 h	6 160
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	CL ₅₀ après 48 h	7 200
<i>Rhithrogena hageni</i>	CL ₅₀ après 96 h	10 900
<i>Orconectes immunis</i>	CL ₅₀ après 96 h	11 500
<i>Ammicola limosa</i>	CL ₅₀ après 96 h	13 400*
<i>Enallagma sp.</i>	CL ₅₀ après 96 h	28 900*
Amphibiens		
<i>Ambystoma gracile</i>	CL ₅₀ après 96 h	521
<i>Bufo arenarum</i>	CL ₅₀ après 96 h	1 360

*La valeur présentée est la moyenne géométrique des valeurs comparables.

Le modèle log-normal correspondait le mieux aux modèles testés (statistique Anderson-Darling (A^2) = 1,5). L'équation du modèle se présente ainsi :

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

Où, pour le modèle ajusté : $x = \log$ (concentration), $\mu = 2,52$ et $\sigma = 1,52$ sont les paramètres de lieu et d'échelle, et $f(x)$ est la proportion de taxons touchés. La distribution de la sensibilité des espèces (DSE) à court terme est présentée à la figure 1. Les statistiques sommaires pour la DSE à court terme sont présentées au tableau 5. Le 5^e centile de la DSE à court terme est de $1,0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le cadmium.

Tableau 5. Concentration de référence à court terme pour le cadmium obtenue à l'aide de la méthode de distribution de la sensibilité des espèces. (LCI = limite de confiance inférieure; LCS = limite de confiance supérieure).

	Concentration ($\mu\text{g Cd}\cdot\text{L}^{-1}$)
5 ^e centile de la DSE	1,0
5 ^e centile de la DSE, LCI (5 %)	0,86
5 ^e centile, LCS (95 %)	1,3

Étant donné que la dureté de l'eau diminue la toxicité du cadmium pour les organismes aquatiques d'eau douce, la recommandation pour la qualité de l'eau douce est exprimée sous forme d'équation dans laquelle la dureté de l'eau locale doit être prise en compte pour établir une concentration de référence propre au un site. L'équation de référence à court terme est basée sur la relation toxicité-dureté à court terme à une valeur de pente de 1,016 et la valeur du 5^e centile pour le cadmium de 50 mg L^{-1} de la dureté de $1,0 \mu\text{g Cd}\cdot\text{L}^{-1}$. L'équation générale décrivant cette régression linéaire et, par conséquent, **l'équation servant à obtenir la concentration de référence d'eau douce à court terme** est la suivante :

$$\text{Référence} = 10^{\{1,016(\log[\text{dureté}]) - 1,71\}}$$

où la référence est exprimée dans la concentration totale de cadmium ($\mu\text{g L}^{-1}$) et la dureté est mesurée comme des équivalents de CaCO_3 dans $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

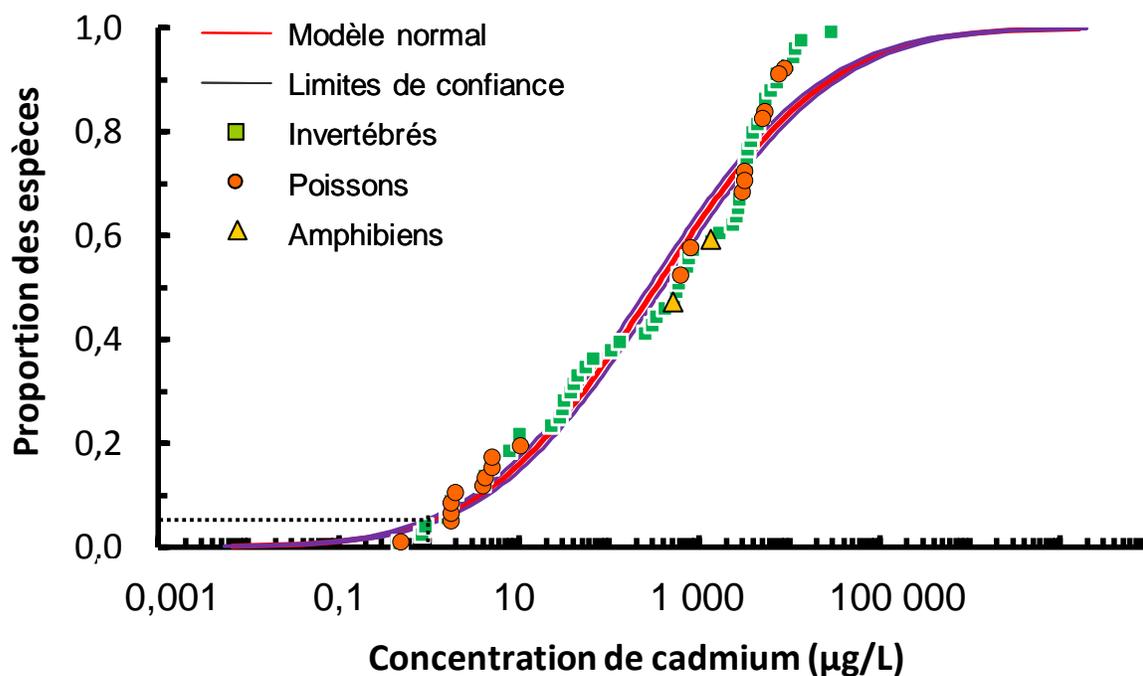


Figure 1. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour le cadmium dans l'eau douce, calculée en faisant correspondre le modèle log-normal aux CL_{50} à court terme de 62 espèces aquatiques

Recommandations pour la qualité de l'eau douce à long terme : Les recommandations relatives à l'exposition à long terme indiquent les concentrations de référence dans l'écosystème aquatique qui visent à protéger toutes les formes de vie aquatique pendant des périodes d'exposition indéfinies. Les exigences minimales en matière de données pour l'approche liée aux recommandations de type A ont été respectées et un total de 36 points de données a été utilisé dans le calcul de la recommandation. Des études sur la toxicité respectant les exigences de données primaires et secondaires, conformément au protocole du CCME (2007), ont été prises en compte dans le calcul de la DSE à long terme. Chacune des espèces pour laquelle la toxicité à long terme pertinente était disponible a été classée selon la concentration avec effet, et son niveau de distribution de la sensibilité des espèces (proportion des espèces touchées) a été déterminé à l'aide de la méthode de distribution empirique de Hazen (estimation de la probabilité cumulative d'un point de données). Lorsque plus d'un paramètre était disponible pour une espèce, une moyenne géométrique des valeurs était prise en compte notamment si les paramètres avaient un stade de cycle de vie, une durée, un effet et des conditions expérimentales identiques. Toutes les concentrations de cadmium avec effet ont été ajustées à une dureté de $50 \text{ mg L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ à l'aide de la pente à long

terme de la relation dureté-toxicité. Le tableau 6 présente l'ensemble de données final qui a été utilisé pour générer la DSE ajustée pour le cadmium.

Tableau 6. Paramètres utilisés pour déterminer les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux à long terme pour le cadmium.

Espèces	Paramètre	Concentration ($\mu\text{g Cd}\cdot\text{L}^{-1}$)
Poissons		
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CE ₁₀ après 62 jours (poids)	0,233
<i>Salvelinus confluentus</i>	CMAT après 55 jours (croissance)	0,825
<i>Cottus bairdi</i>	CE ₅₀ après 21 jours (biomasse)	0,964
<i>Salmo salar</i>	CMAT après 496 jours (biomasse)	0,987
<i>Acipenser transmontanus</i>	CL ₂₀ après 58 jours (mortalité)	1,14
<i>Prosopium williamsoni</i>	CI ₁₀ après 90 jours (poids, biomasse)	1,25
<i>Salmo trutta</i>	CI ₂₀ après 30 jours (biomasse)	1,36
<i>Salvelinus fontinalis</i>	CMAT après 126 jours (biomasse)	2,23
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	CL ₁₀ après 8 jours (mortalité)	2,29
<i>Pimephales promelas</i>	CMAT après 7 jours (mortalité)	2,36
<i>Catostomus commersoni</i>	CMAT après 40 jours (biomasse)	7,75
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	CMAT après 62 jours (biomasse)	7,81
<i>Salvelinus namaycush</i>	CMAT après 64 jours (biomasse)	8,03
<i>Esox lucius</i>	CMAT après 35 jours (biomasse)	8,03
Invertébrés		
<i>Daphnia magna</i>	CE ₁₀ après 7 jours (inhibition de l'alimentation)	0,045
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	CMAT après 7 jours (reproduction)	0,117
<i>Hyalella azteca</i>	CI ₂₅ après 28 jours (biomasse)	0,122
<i>Hydra viridissima</i>	CSENO/L après 7 jours (croissance de la population)	0,874
<i>Chironomus tentans</i>	CI ₂₅ après 60 jours (succès d'éclosion)	0,957
<i>Echinogammarus meridionalis</i>	CMAT après 6 jours (inhibition de l'alimentation)	1,30
<i>Atyaephyra desmarestii</i>	CMAT après 6 jours (inhibition de l'alimentation)	1,32
<i>Gammarus pulex</i>	DSEO/L après 7 jours (inhibition de l'alimentation)	1,86

Espèces	Paramètre	Concentration ($\mu\text{g Cd}\cdot\text{L}^{-1}$)
<i>Daphnia pulex</i>	CMAT après 42 jours (reproduction)	2,07
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	CMAT après 14 jours (reproduction)	4,90
<i>Lampsilis siliquoidea</i>	CI ₁₀ après 28 jours (longueur)	5,12
<i>Aeolosoma headleyi</i>	CMAT après 14 jours (croissance de la population)	14,7
<i>Lymnaea stagnalis</i>	CSEO/L après 4 semaines (croissance)	18,9
<i>Chironomus riparius</i>	CMAT après 17 jours (mortalité)	27,1
<i>Lymnaea palustris</i>	CE ₅₀ après 4 semaines (croissance)	58,2
<i>Rhithrogena hageni</i>	CE ₁₀ après 10 jours (mortalité)	2 659
<i>Erythemis simplicicollis</i>	CSEO/L après 7 jours (survie)	48 400
<i>Pachydiplax longipennis</i>	CMAT après 7 jours (survie)	76 500
Amphibiens		
<i>Ambystoma gracile</i>	CMAT après 24 jours (poids)	106
Plantes/algues		
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	CSEO/L après 96 h (croissance)	4,9
<i>Pseudokirchneria lla subcapitata</i>	CE ₁₀ après 72 h (taux de croissance)	19,8*
<i>Lemma minor</i>	CE ₅₀ après 7 jours (taux de croissance)	79,0

*La valeur présentée est la moyenne géométrique des valeurs comparables.

Le modèle log-logistique correspondait le mieux aux modèles testés (statistique Anderson-Darling (A^2) = 1,07). L'équation du modèle se présente ainsi :

$$f(x) = \frac{1}{1 + e^{-(x-\mu)/s}}$$

Où dans le cas du modèle ajusté, $x = \log(\text{concentration})$, $\mu = 0,55$, et $s = 0,54$ sont les paramètres de lieu et d'échelle, et $f(x)$ est la proportion de taxons touchés.

La DSE à long terme est présentée dans la figure 2. Les statistiques sommaires pour la DSE à long terme sont présentées au tableau 7. Le 5^e centile de la DSE est de $0,09 \mu\text{g L}^{-1}$.

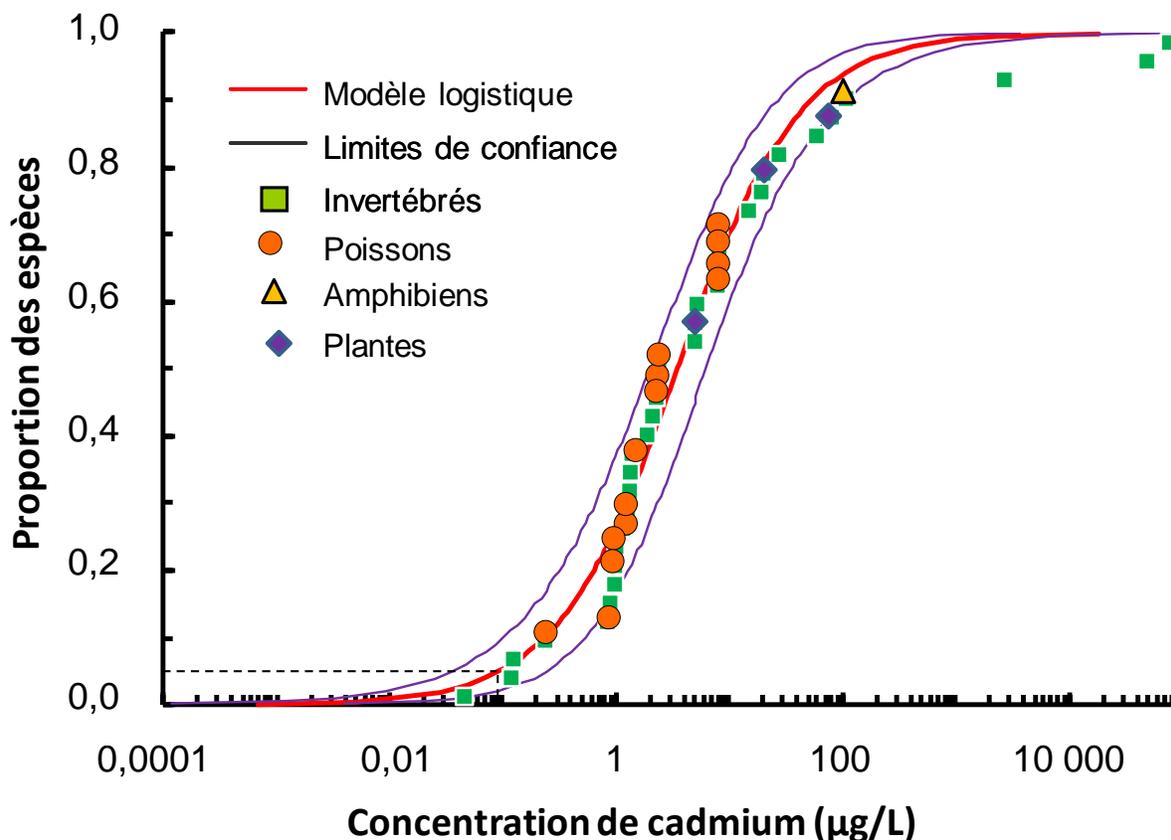


Figure 2. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) à long terme pour le cadmium dans l'eau douce calculée en faisant correspondre le modèle log-logistique aux paramètres à long terme de 36 espèces aquatiques.

Tableau 7. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux à long terme pour le cadmium établies à l'aide de la méthode de distribution de la sensibilité des espèces. (LCI = limite de confiance inférieure; LCS = limite de confiance supérieure).

	Concentration (µg Cd·L ⁻¹)
5 ^e centile de la DSE	0,09
5 ^e centile de la DSE, LCI (5 %)	0,04
5 ^e centile, LCS (95 %)	0,24

La recommandation à long terme est exprimée sous la forme d'une équation dans laquelle la dureté de l'eau locale doit être prise en compte pour établir une RCQE propre au site. L'équation de référence à long terme est basée sur la relation toxicité-dureté à long terme à une valeur de pente de 0,83 et la valeur du 5^e centile pour le cadmium de 50 mg L⁻¹ de la dureté de 0,09 µg Cd·L⁻¹. L'équation générale décrivant cette régression linéaire et, par conséquent, l'équation servant à obtenir la RCQE qui vise à protéger la vie aquatique est la suivante :

$$RCQE = 10^{(0,83(\log[\text{dureté}]) - 2,46)}$$

où la RCQE est exprimée dans la concentration totale de cadmium (µg L⁻¹) et la dureté est mesurée comme des équivalents de CaCO₃ dans mg·L⁻¹.

Le tableau 8 ci-dessous donne des exemples de valeurs recommandées qui pourraient s'appliquer aux eaux douces présentant une dureté de l'eau variable; ces valeurs ont été calculées en utilisant les équations de la dureté de l'eau douce.

Tableau 8. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux pour le cadmium dans l'eau douce à différents niveaux de dureté de l'eau.

Dureté (mg·L ⁻¹ CaCO ₃)	Valeur recommandée (µg Cd·L ⁻¹)	
	Court terme	Long terme
Limite inférieure*	0,11	0,04
Faible (60)	1,2	0,10
Moyenne (120)	2,5	0,18
Forte (180)	3,8	0,26
Limite supérieure**	7,7	0,37

Les limites supérieure et inférieure pour la dureté reflètent les valeurs maximales et minimales de la dureté de l'eau, respectivement, qui ont été utilisées dans le calcul des pentes de dureté et au-delà desquelles les valeurs ne devraient pas être extrapolées.

*Une limite inférieure de 0,11 µg·L⁻¹ est la valeur de référence à court terme qui s'applique à toutes les eaux ayant une dureté inférieure à 5,3 mg CaCO₃·L⁻¹. Une limite inférieure de 0,04 µg·L⁻¹ est la valeur de référence à long terme qui s'applique à toutes les eaux ayant une dureté inférieure à 17 mg CaCO₃·L⁻¹.

**Une limite supérieure de 7,7 µg·L⁻¹ est la valeur de référence à court terme qui s'applique à toutes les eaux ayant une dureté supérieure à 360 mg CaCO₃·L⁻¹. Une limite supérieure de 0,37 µg·L⁻¹ est la valeur de référence à long terme qui s'applique à toutes les eaux ayant une dureté supérieure à 280 mg CaCO₃·L⁻¹.

Recommandation pour la qualité des eaux marines: Aucune recommandation pour la qualité des eaux marines relativement au cadmium n'a été établie pour le moment. La valeur antérieurement calculée de 0,12 µg L⁻¹ a donc été retenue.

Facteurs à considérer dans l'élaboration des recommandations : La concentration naturelle de fond de substances présentes naturellement dans l'environnement est un facteur propre au site. Des concentrations naturellement élevées de ces substances peuvent donner naissance à des communautés écologiques spécifiques adaptées à l'échelle locale, qui peuvent répondre différemment aux rejets anthropiques de la substance comparativement aux communautés non adaptées. Cet aspect ne peut être intégré dans une valeur recommandée applicable à l'échelle nationale. Par conséquent, dans certaines situations, comme lorsque la valeur recommandée à l'échelle nationale est inférieure (ou supérieure) à la concentration de fond naturelle, il peut être nécessaire ou avantageux d'établir une recommandation (ou un objectif) propre au site. Ces recommandations nationales devraient donc être utilisées comme base pour l'établissement de recommandations et d'objectifs propres aux sites, au besoin. Pour obtenir de plus amples renseignements sur les procédures d'établissement de recommandations pour la qualité de

l'eau, veuillez vous reporter au document d'orientation du CCME (2003).

Références

- Allan, R. J. and Ball, A. J. 1990. An overview of toxic contaminants in water and sediments of the Great Lakes- Part 1. *Water Pollution Research Journal of Canada* 25: 387-505.
- Baer, K. N., Ziegenfuss, M. C., Banks, D., and Ling, Z. 1999. Suitability of high-hardness COMBO medium for ecotoxicity testing using algae, daphnids, and fish. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 63: 289-296.
- Barata, C. and Baird, D. J. 2000. Determining the ecotoxicological mode of action of chemicals from measurements made on individuals: Results from instar-based tests with *Daphnia magna* Straus. *Aquatic Toxicology* 48: 195-209.
- Beaty, R. D. and Kerber, J. D. 2002. Concepts, instrumentation, and techniques in atomic absorption spectrophotometry. Shelton, CT, PerkinElmer Instruments. AA-914C 993-9533 (REV C).
- Brown, D. H. 1977. Cadmium. *In* Canadian minerals yearbook. Ottawa, Mineral Resources Branch, Energy, Mines, and Resources Canada.
- Calamari, D., Marchetti, R., and Vailati, G. 1980. Influence of water hardness on cadmium toxicity to *Salmo gairdneri*. *Water Research* 14: 1421-1426.
- Callahan, M. A., Slimak, M. W., Gabel, N. W., May, I. P., Fowler, C. F., Freed, J. R., Jennings, P., Durfee, R. L., Whitmore, F. C., Maestri, B., Mabey, W. R., Holt, B. R., and Gould, C. 1979. Water-related environmental fate of 129 priority pollutants. Volume 1: Introduction and technical background, metals and inorganics, pesticides and PBCs. Washington, D.C. 20460, Office of Water Planning and Standards Office of Water and Waste Management, U.S. Environmental Protection Agency. EPA-440/4-79-029a.
- Campbell, J. A. and Evans, R. D. 1991. Cadmium concentrations in the freshwater mussel (*Elliptio complanata*) and their relationship to water chemistry. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 20: 125-131.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME 1996). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life for Cadmium. Published in: Canadian Environmental Quality Guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment. Winnipeg, Manitoba.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME 2003). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: guidance on the site-specific application of water quality guidelines in Canada: Procedures for deriving numerical water quality objectives. *In* Canadian Environmental Quality Guidelines, 1999. Canadian Council of Ministers of the Environment. Winnipeg, Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) 2007. A Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. *In* Canadian Environmental Quality Guidelines. 1999. Winnipeg, Canadian Council of Ministers of the Environment. Available online at <http://documents.ccme.ca/>.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) 2013. Canadian Water Quality Guidelines: Cadmium. Scientific Criteria Document. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- Drost, W., Matzke, M., and Backhaus, T. 2007. Heavy metal toxicity to *Lemna minor*: Studies on the time dependence of growth inhibition and the recovery after exposure. *Chemosphere* 67: 36-43.
- Eaton, J. G., McKim, J. M., and Holcombe, G. W. 1978. Metal toxicity to embryos and larvae of seven freshwater fish species - I.

- Cadmium. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 19: 95-103.
- ENVIRODAT. 1992. National Environmental Quality Data Bank codes dictionary. Ottawa, Water Quality Branch, Inland Waters Directorate, Environment Canada.
- Environment Canada (EC) 1994. CEPA (Canadian Environmental Protection Act) Priority Substances List Assessment Report: Cadmium and its compounds. Government of Canada, Environment Canada Health Canada. Ottawa ON, Minister of Supply and Services Canada. En 40-215/40E.
- Ferrari, L., Salibián, A., and Muñio, C. V. 1993. Selective protection of temperature against cadmium acute toxicity in *Bufo arenarum* tadpoles. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 50: 212-218.
- Hansen, J. A., Welsh, P. G., Lipton, J., Cacela, D., and Dailey, A. D. 2002. Relative sensitivity of bull trout (*Salvelinus confluentus*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to acute exposures of cadmium and zinc. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21: 67-75.
- Hinch, S. G. and Stephenson, L. A. 1987. Size and age-specific patterns of trace metal concentrations in freshwater clams from an acid-sensitive and a circumneutral lake. *Canadian Journal of Zoology* 65: 2436-2442.
- Hollis, L., McGeer, J. C., McDonald, D. G., and Wood, C. M. 2000a. Effects of long term sublethal Cd exposure in rainbow trout during soft water exposure: Implications for biotic ligand modelling. *Aquatic Toxicology* 51: 93-105.
- Hollis, L., McGeer, J. C., McDonald, D. G., and Wood, C. M. 2000b. Protective effects of calcium against chronic waterborne cadmium exposure to juvenile rainbow trout. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 2725-2734.
- Hollis, L., Muench, L., and Playle, R. C. 1997. Influence of dissolved organic matter on copper binding, and calcium on cadmium binding, by gills of rainbow trout. *Journal of Fish Biology* 50: 703-720.
- Lane, T. W. and Morel, F. M. M. 2000. A biological function for cadmium in marine diatoms. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 97(9): 4627-4631.
- Lee, J. G., Roberts, S. B., and Morel, F. M. M. 1995. Cadmium: a nutrient for the marine diatom. *American Society of Limnology and Oceanography* 40(6): 1056-1063.
- Lochner, C. and Water Quality Monitoring and Surveillance, E.C. 2008. Environmental levels of cadmium. Personal communication via email, raw data.
- Lum, K. R. 1987. Cadmium in fresh waters: The Great Lakes and St. Lawrence River. *In Cadmium in the aquatic environment*. Nriagu, J. O. and Sprague, J. B. (ed.) Toronto, John Wiley and Sons.
- Mackie, G. L. 1989. Tolerances of five benthic invertebrates to hydrogen ions and metals (Cd, Pb, Al). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 18: 215-223.
- Mebane, C. A., Hennessy, D. P., and Dillon, F. S. 2008. Developing acute-to-chronic toxicity ratios for lead, cadmium, and zinc using rainbow trout, a mayfly, and a midge. *Water, Air, and Soil Pollution* 188: 41-66.
- Merck 1989. The Merck Index: An encyclopedia of chemicals, drugs, and biologicals. Rahway, New Jersey, Merck and Co. Inc.
- National Research Council of Canada (NRCC). 1979. Effects of cadmium in the Canadian environment. National Research Council of Canada. 16743.
- Natural Resources Canada (NRCAN) 2004. Geochemical Background: Discussion paper.
- Natural Resources Canada (NRCAN) 2005. Mineral and metal commodity reviews, cadmium. <http://www.nrcan.gc.ca/mms/cmy/content/2005/15.pdf>
- Natural Resources Canada (NRCAN) 2007. List of commodities in Canada: Mines, quarries, pits, bogs, mills and concentrators in Canada. http://mmsd1.ms.nrcan.gc.ca/mmsd/producers/metalNmetcommodity_e.asp
- Nebeker, A. V., Schuytema, G. S., and Ott, S. L. 1995. Effects of cadmium on growth and bioaccumulation in the Northwestern salamander *Ambystoma gracile*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 29: 492-499.
- Niyogi, S. and Wood, C. M. 2004. Biotic ligand model, a flexible tool for developing site-specific water quality guidelines for metals. *Environmental Science and Technology* 38: 6177-6192.
- Nova Scotia Environment 2008. Surface Water Management Programs; Surface Water Monitoring and Reporting. <http://www.gov.ns.ca/nse/water/surfa>
[cewater/docs/NovaScotiaLakeChemistryData.xls](http://www.gov.ns.ca/nse/water/surfa/cewater/docs/NovaScotiaLakeChemistryData.xls)
- Nriagu, J. O. 1980. Production, uses, and properties of cadmium. *In Cadmium in the environment*. Part 1. Ecological cycling. Nriagu, J. O. (ed.) Toronto, John Wiley and Sons, pp. 35-70.
- Nriagu, J. O. and Pacyna, J. M. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333: 134-139.
- Penttinen, S., Kostamo, A., and Kukkonen, J. V. K. 1998. Combined effects of dissolved organic material and water hardness on toxicity of cadmium to *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17: 2498-2503.
- Price, N. M. and Morel, F. M. M. 1990. Cadmium and cobalt substitution for zinc in a marine diatom. *Nature* 344: 658-660.
- Raspor, B. 1980. Distribution and speciation of cadmium in natural waters. *In Cadmium in the environment*. Part 1. Ecological cycling. Nriagu, J. O. (ed.) Toronto, John Wiley and Sons, pp. 147-236.
- Roch, M. and Maly, E. J. 1979. Relationship of cadmium-induced hypocalcemia with mortality in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and the influence of temperature on toxicity. *Journal of the Research Fisheries Board of Canada* 36(11): 1297-1303.
- Schubauer-Berigan, M. K., Dierkes, J. R., Monson, P. D., and Ankley, G. T. 1993. pH-dependent toxicity of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn to *Ceriodaphnia dubia*, *Pimephales promelas*, *Hyaella azteca* and *Lumbriculus variegatus*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12(7): 1261-1266.
- Stephan, C.E., Mount, D.I., Hansen, D.J., Gentile, J.H., Chapman, G.A., and Brungs, W.A. 1985. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses. U.S. Environmental Protection Agency. PB85-227049.
- Stephenson, M. and Mackie, G. L. 1988. Total cadmium concentrations in the water and littoral sediments of central Ontario lakes. *Water, Air and Soil Pollution* 38: 121-136.
- Tipping, E. 1994. WHAM-A chemical equilibrium model and computer code for waters, sediments and soils incorporating a discrete site/electrostatic model of ion-binding by humic substances. *Comparative Geoscience* 20: 973-1023.
- Tollett, V. D., Benvenuti, E. L., Deer, L. A., and Rice, T. M. 2009. Differential toxicity to Cd, Pb, and Cu in dragonfly larvae (Insecta: Odonata). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 56: 77-84.
- United States Environmental Protection Agency (U.S.EPA). 2001. 2001 Update of ambient water quality criteria for cadmium. Washington, D.C., Office of Water.
- Vigneault, B. and Campbell, P. G. C. 2005. Uptake of cadmium by freshwater green algae: Effects of pH and aquatic humic substances. *Journal of Phycology* 41: 55-61.
- Yeats, P. A. and Bewers, J. M. 1987. Evidence for anthropogenic modification of global transport of cadmium. *In Cadmium in the aquatic environment*. Nriagu, J. O. and Sprague, J. B. (ed.) Toronto, John Wiley and Sons.
- Yorulmazlar, E. and Gül, A. 2003. Investigation of acute toxicity of cadmium sulfate (CdSO₄·H₂O) and behavioural changes of grass carp (*Ctenopharyngodon idellus*) Val., 1844. *Chemosphere* 53: 1005-1010.

Liste des références:

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2014. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : Cadmium. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour de plus amples renseignements scientifiques, veuillez communiquer avec :

Also available in English

Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
200, boulevard Sacré-Cœur
Gatineau (Québec) K1A 0H3
Téléphone : 819-953-1550
Courriel : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Internet : <http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe>

© Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2014
Extrait de publication n° 1300; ISBN : 1-896997-36-8