



***Loi canadienne sur la protection de l'environnement
(1999)***

**Recommandations fédérales pour la qualité de
l'environnement**

Sélénium

Environnement et Changement climatique Canada

Août 2022

Introduction

Les recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) établissent la qualité acceptable de l'environnement ambiant. Elles sont basées uniquement sur les effets toxicologiques ou les dangers de substances ou de groupes de substances spécifiques. Les RFQE ont trois fonctions : premièrement, elles peuvent aider à prévenir la pollution en fournissant des cibles pour une qualité environnementale acceptable; deuxièmement, elles peuvent contribuer à évaluer l'importance de concentrations de substances chimiques actuellement présentes dans l'environnement (surveillance des eaux, des sédiments, des sols et des tissus biologiques); troisièmement, elles peuvent servir de mesures de l'efficacité d'activités de gestion des risques. L'utilisation des RFQE est volontaire, sauf en cas de prescription dans des permis ou d'autres outils de réglementation. Les RFQE qui s'appliquent à l'environnement ambiant ne sont donc pas des limites ou des valeurs « à ne jamais dépasser » pour des effluents, mais peuvent être utilisées pour calculer des limites pour les effluents. Le développement des RFQE est de la responsabilité du ministre de l'Environnement en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE) (gouvernement du Canada [GC] 1999). L'intention est de développer des RFQE en tant que complément pour l'évaluation ou la gestion des risques des substances d'intérêt prioritaire identifiées dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) ou d'autres initiatives fédérales.

Quand les données le permettent, les RFQE sont calculées en suivant les protocoles du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). Les RFQE sont développées quand il existe au niveau fédéral le besoin d'une recommandation (pour étayer les activités fédérales de gestion du risque et de surveillance et que les recommandations du CCME pour la substance n'ont pas encore été développées ou ne devraient pas être mises à jour dans un futur proche. Pour de plus amples renseignements, veuillez visiter la page des [Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement](#).

Dans le présent document, nous décrivons les recommandations fédérales pour la qualité des tissus du poisson pour la protection des poissons et les recommandations pour la qualité des tissus des œufs d'oiseaux (tableau 1). Des RFQE n'ont pas été développées pour l'eau, les sédiments ou le sol. Toutefois, de récentes recommandations basées sur l'eau développées en Amérique du Nord sont présentées.

Tableau 1. Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement pour le sélénium

Tissus de poisson (µg/g poids sec)		Œufs d'oiseau (µg/g poids sec)
Œufs et ovaires	Organisme entier	
14,7	6,7	11

Identité de la substance

Le sélénium (Se) est un élément naturel (n° CAS 7782-49-2), présent dans des minéraux tels que la pyrite, la chalcoppyrite, la pyrrhotite et la sphalérite, dans le pétrole brut et dans des gisements de houille (ECCC, SC 2017). Parmi les sources anthropiques de sélénium, on retrouve les installations de production et de traitement du sélénium, l'utilisation de produits contenant du sélénium et la gestion et l'élimination des déchets contenant du sélénium. Le sélénium existe sous plusieurs états d'oxydation et les espèces courantes sont le sélénate (SeO_4^{2-}), le sélénite (SeO_3^{2-}), le sélénium élémentaire (Se^0) et les séléniures organiques et inorganiques (Se^{2-}). Le sélénium est un nutriment pour les organismes. Toutefois, l'introduction de sélénium dans l'environnement à partir de sources naturelles ou anthropiques peut conduire à des concentrations élevées dans les eaux de surface, les eaux souterraines, les sols et la végétation (BCMOE 2014, EPA 2016). Parmi celles de tous les nutriments en trace, la différence entre le caractère essentiel et le caractère toxique du sélénium est la plus étroite, le risque d'un impact nocif d'une contamination environnementale est donc extrêmement élevé (Luoma et Rainbow 2008).

L'exploitation houillère à ciel ouvert en Colombie-Britannique et en Alberta a conduit à la mobilisation du sélénium à partir de la lixiviation de stériles, avec pour résultat des concentrations élevées de sélénium dans les eaux de surface et les eaux souterraines menaçant potentiellement les populations de poissons et d'oiseaux (BCMOE 2014). L'exploitation minière de l'uranium en Saskatchewan a été associée à des concentrations accrues de sélénium dans les eaux réceptrices et à des malformations chez des poissons (Muscatello *et al.* 2006, Muscatello et Janz 2009). Des rejets de sélénium provenant des stériles d'autres installations d'extraction et de traitement ont également été rapportés (Nriagu et Wong 1983, Manitoba Conservation 2007; Stillings 2017).

D'après l'évaluation préalable du sélénium et de ses composés (ECCC, SC 2017), le gouvernement du Canada a conclu que le sélénium et ses composés satisfont aux critères de l'alinéa 64a) de la LCPE, car ils pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sa diversité biologique. Toutefois, il a été conclu que le sélénium et ses composés ne satisfont pas aux critères de l'alinéa 64b) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ni dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger pour l'environnement essentiel à la vie. Il a aussi été déterminé que le sélénium et ses composés satisfont aux critères de persistance et de bioaccumulation du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE (Canada 2000).

Sources et utilisations

Le Canada fait partie des cinq plus grands producteurs de sélénium, avec les États-Unis, le Japon, la Belgique et le Chili (BCMOE 2014). Au Canada, le sélénium est récupéré comme sous-produit des procédés de raffinage du cuivre ou du zinc (ECCC, SC 2017). De 2015 à 2019, la production canadienne de sélénium a été de 72 à 175 tonnes (RNCan 2021). Le sélénium et ses composés peuvent être utilisés comme composants de pigments (dans des matières plastiques, des peintures, des céramiques et le verre), dans du caoutchouc (accélérateur de vulcanisation), en agriculture (supplément pour les sols, nourriture pour les animaux et pesticides), dans des lubrifiants et des applications métallurgiques, pour de l'équipement électronique, dans des piles rechargeables, dans des produits pharmaceutiques dont des produits de santé naturels (comme ingrédients médicinaux dans des suppléments de vitamines/minéraux et dans des shampooings antipelliculaires), dans des suppléments alimentaires, des aliments spécifiques pour des régimes spéciaux, des cosmétiques et des produits de consommation. Des détails sur les utilisations et les secteurs pouvant présenter un risque pour l'environnement ont été identifiés et rapportés dans un document d'ECCC et SC (2017).

Devenir, comportement et répartition dans l'environnement

Le sélénium peut pénétrer dans les écosystèmes aquatiques sous une quelconque de ses formes, mais les formes solubles qui sont présentes généralement dans les écosystèmes aquatiques sont le sélénate (SeO_4^{2-}) et le sélénite (SeO_3^{2-}) (Maher *et al.* 2010). Le sélénite est typiquement présent en plus grandes proportions dans les effluents des centrales à charbon et des raffineries de pétrole, alors que le sélénate est plus probablement présent dans les effluents des mines et le ruissellement de terres agricoles (Maher *et al.* 2010, Young *et al.* 2010). De nombreux composés du sélénium peuvent réagir avec l'eau et pénétrer dans l'environnement dans une phase dissoute. Dans la gamme des pH pertinents pour l'environnement, de 6 à 8, seuls le sélénate, le sélénium élémentaire, le séléniure et le diséléniure sont présents dans l'eau (ECCC, SC 2017). Dans cette gamme de pH, dans les eaux douces oxygénées, les formes dissoutes prédominantes sont le sélénate et le sélénite (Brookins 1988, Belzile *et al.* 2000, Ralston *et al.* 2009). À un pH inférieur à 7, dans des conditions moyennement réductrices, les espèces de sélénite sont réduites en sélénium élémentaire (ATSDR 2003).

La biodisponibilité du sélénium varie en fonction de la spéciation du sélénium, de la concentration du sélénium dans l'écosystème, de la productivité biologique et des paramètres qui touchent la biodisponibilité (DeForest *et al.* 2017). Par exemple, une augmentation de la concentration de sulfate dans l'eau réduit la

biodisponibilité à la base du réseau trophique (Lo *et al.* 2015) et, par conséquent, aux organismes des niveaux trophiques supérieurs (DeForest *et al.* 2017). Une augmentation de la concentration de sulfate réduit la toxicité du sélénate pour les invertébrés aquatiques et les poissons, mais n'a aucun effet sur la toxicité du sélénite (Carlton 1998, EPA 2016). L'exposition alimentaire au sélénium a fait l'objet de nombreuses études et a été considérée être une voie critique d'exposition pour l'évaluation de la toxicité aux concentrations pertinentes de l'environnement.

Les facteurs d'enrichissement (FE, rapport du sélénium lié aux particules sur le sélénium en phase aqueuse) sont très variables, mais ils sont généralement deux fois plus élevés dans les systèmes lentiques (eaux stagnantes) que dans les systèmes lotiques (eaux mouvantes) (ECCC, SC 2017). Dans un ensemble de données très abondantes, DeForest (2017) a rapporté des FE médians de 1387 et 633 L/kg ps pour les systèmes lentiques et lotiques, respectivement. Les FE plus élevés dans les systèmes lentiques sont principalement attribuables à une activité biologique plus importante et à la proportion quelque peu plus élevée de sélénite dans ces environnements. Dans une étude du bilan massique d'un système de milieux humides, Martin *et al.* (2018) ont indiqué que l'enrichissement du sélénium pourrait être due à : i) l'élimination du sélénium dissout d'une solution dans les phases de réduction du sélénium des parties subtoxiques de la partie inférieure de la colonne d'eau et l'eau interstitielle des sédiments; ii) le dépôt de particules inorganiques et organiques liées au sélénium; et iii) l'absorption par les plantes.

Les sédiments jouent un rôle important dans le cycle du sélénium en milieu aquatique. La répartition du sélénium entre les sédiments et l'eau est spécifique du système et est régulée par plusieurs processus physiques, biologiques et chimiques (Simmons et Wallschläger 2005; Chapman *et al.* 2010). Le sélénium est adsorbé à la surface des sédiments riches en fer ou en manganèse (ECCC, SC 2017), et la précipitation du sélénium lors du contact avec des composés ferriques dépend du pH (Maher *et al.* 2010). Finalement, certaines bactéries présentes dans les sédiments utilisent le sélénate ou le sélénite comme récepteur final d'électrons lors de la respiration (Oremland *et al.* 1989) et représentent donc une partie très importante du cycle du sélénium dans l'environnement (Nanchaiaiah et Lens 2015). Avec le temps, le sélénium organique se transforme généralement en espèces inorganiques par photo-oxydation et minéralisation (Chen *et al.* 2005).

Le comportement du sélénium dans les sols dépend aussi de nombreux facteurs : conditions redox, pH, teneur en hydroxyde de fer, teneur en argile, matières organiques, présence d'anions en compétition (CCME 2009). Par exemple, les séléniures sont présents dans des sols plus acides contenant une forte teneur en matière organique. Le sélénium élémentaire peut être formé dans des sols anoxiques humides, alors que le sélénate est l'espèce prédominante dans les sols alcalins oxygénés (ECCC, SC 2017). Le sélénite est soluble, mais moins mobile que le sélénate en raison de sa plus grande adsorption sur les minéraux du sol et la matière organique (ECCC, SC 2017). Le sélénate étant plus mobile, la remobilisation du sélénium peut être causée par la dissolution du sélénate dans les eaux d'irrigation (Chapman *et al.* 2010).

L'atmosphère est aussi un important milieu de l'environnement pour le sélénium, bien que le cycle biogéochimique du sélénium se déroule dans l'eau, les sédiments et le sol (ECCC, SC 2017). Jusqu'à 30 % du sélénium présent dans le charbon destiné à la combustion est émis dans la phase vapeur (Chapman *et al.* 2010). Les formes inorganiques sont principalement le dioxyde de sélénium (résultant de la combustion de combustibles fossiles) et le sélénium élémentaire adsorbé sur des particules (ECCC, SC 2017). Le dioxyde de sélénium ayant une pression de vapeur de 12,5 mm de Hg à 70 °C est plus volatil que le sélénium élémentaire. Le sélénium élémentaire lui-même a une faible pression de vapeur de 1 mm de Hg et n'est donc pas présent habituellement dans l'air sous forme de vapeur (ASTDR 2003). Deux autres espèces organiques gazeuses peuvent être produites par biotransformation : le séléniure de diméthyle $[(CH_3)_2Se]$ et le diséléniure de diméthyle $[(CH_3)_2Se_2]$ (Terry *et al.* 2000, Guo *et al.* 2001). La durée de résidence des composés du sélénium est courte dans l'air (ECCC, SC 2017).

La bioaccumulation et le transfert dans les réseaux trophiques aquatiques sont les principales voies biogéochimiques du sélénium dans les écosystèmes aquatiques (EPA 2018). Les facteurs clés affectant la bioaccumulation du sélénium sont les propriétés physiques et chimiques de l'environnement (pH, potentiel redox, température et hydrologie), la forme chimique du sélénium, la concentration ambiante de sélénium, la voie et la durée d'exposition et l'espèce exposée et son niveau trophique. Le sélénium peut être activement

absorbé par les producteurs primaires (p. ex., algues, plantes et microbes) et converti en composés organiques, fournissant ainsi la base à partir de laquelle le sélénium pénètre dans le réseau trophique aquatique (ECCC, SC 2017). L'absorption du sélénium par les organismes dans les systèmes aquatiques par contact direct avec l'eau est faible comparativement à celle due au régime alimentaire (Presser et Luoma 2010). Des détails sur la bioaccumulation et la bioconcentration du sélénium dans les organismes aquatiques (algues, plantes, invertébrés et poissons) sont donnés dans les évaluations publiées (BCMOE 2014, EPA 2016, EPA 2018, ECCC et SC 2017).

Concentrations ambiantes

Des données de surveillance détaillées sur le sélénium dans les eaux de surface au Canada, les sédiments, les tissus de poissons et les oiseaux sont présentées dans le document BCMOE de 2014; nous ne présentons ici qu'un bref résumé. Étant donné que ces données provenaient de plusieurs sources, les limites de détection des méthodes (LDM) variaient considérablement. Les concentrations de sélénium dans l'eau à Terre-Neuve et au Labrador étaient généralement inférieures à 1,0 µg/L. Des concentrations élevées ont été rapportées sur quelques sites urbains ou quelques sites avec intrusion d'eau de mer. La surveillance des concentrations de sélénium dans les provinces de l'Atlantique a mis en évidence des concentrations inférieures ou égales à la LDM de 0,01 µg/L. Les concentrations moyenne et maximale rapportées pour l'Î.-P.-É. étaient de 0,08 et 0,16 µg/L. Les données de surveillance pour 29 rivières de la Nouvelle-Écosse (Cap-Breton) et du Nouveau-Brunswick faisaient état de concentrations inférieures aux LDM respectives de 1 et 1,2 µg/L, à l'exception de celles de deux échantillons. Les données collectées dans une station fédérale de surveillance de la qualité de l'eau au Québec indiquaient des concentrations de sélénium inférieures ou égales à la LDM de 0,05 µg/L. Une concentration moyenne de sélénium de 0,1 µg/L a été rapportée dans le passage fluvial du Saint-Laurent au Québec.

Les concentrations de sélénium dans les Grands Lacs étaient généralement inférieures à la LDM de 0,1 à 1,0 µg/L, à l'exception de celles du lac Érié où elles allaient d'une valeur inférieure à la LDM à 36 µg/L, la hausse des valeurs observées dans le lac Érié étant probablement due à des rejets anthropiques. Les données de 14 stations de surveillance à long terme du ministère de l'Environnement de l'Ontario indiquaient que dans la plupart des sites les concentrations étaient inférieures à la LDM de 1,0 µg/L pendant les premières années de la surveillance et inférieures à la LDM réduite de 0,05 µg/L plus tard. Les exceptions à ces faibles concentrations concernaient des sites associés à des intrants de sources ponctuelles provenant d'effluents miniers ou d'émissions atmosphériques.

Les concentrations de sélénium dans les eaux de surface au Manitoba étaient généralement proches de la LDM de 0,4 µg/L depuis 2001 ou de la LDM précédente de 2,0 µg/L avant 2001, ou inférieures à celle-ci. Toutefois, des concentrations élevées ont été rapportées dans des zones subissant l'influence d'activités minières ou de fusion. Typiquement, de faibles concentrations de sélénium dans les eaux (inférieures à 1 µg/L) ont été rapportées en Saskatchewan pendant les premières années de surveillance. Toutefois, dans certaines zones les concentrations peuvent être élevées en raison de la présence de formations géologiques ou d'activités anthropiques (p. ex., opérations d'exploitation minière d'uranium dans le nord de la Saskatchewan). Dans la plupart des rivières de l'Alberta, les concentrations moyennes de sélénium allaient de 0,3 à 0,7 µg/L (LDM = 0,1 µg/L). Ces concentrations moyennes sont représentatives de la valeur de fond, mais des activités anthropiques dans certaines zones ont conduit à des concentrations plus importantes dans les eaux de surface (p. ex., exploitation du charbon à ciel ouvert et industrie du pétrole et du gaz). Les concentrations de sélénium dans les eaux de la Colombie-Britannique sont typiquement inférieures à 1 µg/L, mais peuvent être supérieures à cette valeur dans des zones où se trouvent des roches sélénifères ou des activités anthropiques (p. ex., exploitation du charbon à ciel ouvert).

Les concentrations de fond du sélénium dans les sédiments varient de 0,2 à 2 µg/g ps et elles sont généralement dans la partie inférieure des sédiments dans les eaux calmes (USDOI 1998; Luoma et Rainbow 2008). ECCC et SC (2017) ont rapporté une concentration médiane de sélénium de 0,51 µg/g ps au Canada et de 0,35 à 0,75 µg/g ps dans les Grands Lacs (Eisler 1985). Les concentrations de sélénium en Nouvelle-Écosse (lac Kejimikujik), au Nouveau-Brunswick (Grand Lac), en Ontario (lacs Winnange, Harp et Mary) et au Québec (lacs Matagami, Édouard et Ouescapis) étaient de 1,12; 0,19; 0,25-0,59; et 0,52-1,10 µg/g ps, respectivement. Dans des échantillons prélevés au Yukon (lac Kusawa), dans les Territoires du

Nord-Ouest (rivière Flat), en Saskatchewan (lacs Vulture, David, Delta et autres lacs de noms inconnus), en Alberta (cours supérieur de la rivière McLeod et rivière Saskatchewan Nord) et en Colombie-Britannique (bassin du fleuve Fraser, rivière Murray et bassin versant de la rivière Elk), la concentration de sélénium enregistrée dans les sédiments était de 0,72; 0,5-3,1; 0,54-62,2; 0,3-9,6; < 0,5-1,5 µg/g ps, respectivement.

Les concentrations de fond du sélénium dans les tissus du poisson sont généralement comparables dans l'ensemble du Canada. Les concentrations moyennes dans les tissus de l'omble de fontaine au Nouveau-Brunswick variaient de 0,6 à 2,6 µg/g ps. Les concentrations moyennes dans les tissus du touladi et du doré jaune dans les sites au Québec variaient de 1,21 à 2,96 µg/g ps. À quatre lieux aux Grands Lacs, en Ontario, les concentrations dans les tissus du touladi variaient de 1,94 à 3,63 µg/g ps. Les concentrations de sélénium dans les tissus du poisson sont mesurées dans un grand nombre de lieux dans l'ouest du Canada. Par exemple, dans le bassin versant du fleuve Yukon, les concentrations dans les tissus du grand brochet, du meunier rouge et de la lotte variaient de 0,92 à 3,4 µg/g ps. En Saskatchewan, les concentrations moyennes de sélénium dans les tissus du grand brochet et du meunier noir variaient de 1,17 à 1,21 µg/g ps, tandis qu'aux sites du Manitoba, les concentrations moyennes variaient de 3,67 à 4,38 µg/g ps. Dans l'ouest de l'Alberta, dans un ruisseau de référence et un autre touché par une mine, les concentrations moyennes de sélénium dans les œufs de truites arc-en-ciel étaient de 8,96 et de 25,4 µg/g ps, respectivement, tandis que les concentrations dans les tissus de l'omble de fontaine étaient de 3,33 et de 19,97 µg/g ps, respectivement. Dans le nord-est de la Colombie-Britannique, à Blind Creek, la concentration moyenne de sélénium dans les tissus de la truite arc-en-ciel a augmenté, passant de 3,4 µg/g ps avant l'extraction minière à 7,1 µg/g ps après quatre années d'extraction minière. Dans les échantillons prélevés dans la rivière Elk (Colombie-Britannique), les concentrations moyennes de sélénium mesurées à des sites lotiques touchés de façon minimale, les concentrations dans les tissus de l'organisme entier, des muscles et des ovaires chez la truite fardée versant de l'ouest étaient de 5,2, 4,6 et 7,6 µg/g ps, respectivement, tandis que dans les régions exposées aux effluents de mines de charbon, les concentrations dans les tissus musculaires s'élevaient jusqu'à 19,5 µg/g ps aux sites lotiques et jusqu'à 92,4 µg/g ps aux sites lenticques.

La plupart des données canadiennes sur le sélénium dans les œufs d'oiseaux proviennent de l'ouest du Canada. Dans la région de Chilliwack, en Colombie-Britannique, chez deux populations de Cincles d'Amérique, on a enregistré des concentrations moyennes de sélénium dans les œufs de 2,67 et de 2,96 µg/g ps, respectivement. Près de mines de charbon en activité, dans les contreforts des Rocheuses en Alberta, la concentration moyenne de sélénium dans les œufs de Cincles d'Amérique aux sites de référence (4,9 µg/g ps) était bien plus faible qu'aux sites miniers (6,3 µg/g ps). À la rivière Elk (Colombie-Britannique), bien qu'aucune différence dans la concentration de sélénium n'ait été observée dans les œufs de Cincles d'Amérique entre le site de référence (7,4 µg/g ps) et les sites touchés (8,0 µg/g ps), les concentrations dans les œufs de carouges à épaulettes révèlent une importante différence entre le site de référence (2,96 µg/g ps) et les sites touchés (21,7 µg/g ps). Les concentrations moyennes de sélénium dans les œufs ont été mesurées chez plusieurs espèces d'oiseaux aquatiques de la vallée de la rivière Elk (Bernache du Canada, Canard colvert, Foulque d'Amérique, Harle couronné, Sarcelle à ailes bleues, Sarcelle d'hiver, Fuligule à collier, Garrot d'Islande et Petit Garrot). La concentration moyenne de sélénium dans les œufs variait de 1,38 µg/g ps chez la Bernache du Canada à un site de référence, à 29,6 µg/g ps (Foulque d'Amérique) à un site touché.

Mode d'action

Des traces de sélénium sont nécessaires au fonctionnement normal des cellules. Toutefois un excès de sélénium peut entraîner des effets toxiques (EPA 2016). Parmi les éléments biologiquement essentiels, le sélénium est aussi un des plus toxiques (Chapman *et al.* 2010). On pense généralement que la toxicité d'une concentration élevée de sélénium est due à sa capacité à remplacer le soufre dans la cystéine et la méthionine, et à l'inclusion non discriminante de sélénométhionine pendant la synthèse des protéines, causant potentiellement des modifications de la structure tertiaire et de la fonction des protéines en altérant les ponts disulfures (Janz 2012). Il est possible qu'une tératogénèse chez les embryons soit causée par ce mécanisme. Il est suggéré que la toxicité du sélénium conduisant à l'observation d'effets dus à une sélénose chez des mammifères et des oiseaux adultes soit liée au remplacement du soufre par le sélénium. Un des principaux symptômes de la sélénose est la modification de structures corporelles contenant de la kératine, dont la teneur en soufre est élevée (Spallholz et Hoffman 2002). Toutefois, cette explication a été remise en question en raison des processus de régulation plus actifs pour la sélénocystéine et du fait que la méthionine ne joue pas

un rôle majeur dans la structure tertiaire des protéines, la substitution par la sélénométhionine ne devant donc pas avoir un impact majeur sur le fonctionnement des protéines (Janz 2012).

Plus récemment, il a été avancé que la toxicité d'un excès de sélénium serait due à la production de l'anion superoxyde et d'autres espèces oxygénées réactives, provoquant un stress oxydatif (Palace *et al.* 2004, Janz 2012). Le sélénium peut oxyder les fonctions thiols, comme celles présentes dans le glutathion, créant ainsi un intermédiaire métabolique, comme le méthylsélénol ou le séléniure de diméthyle. Le séléniure peut ensuite être oxydé par l'oxygène (O_2) pour produire l'anion superoxyde (O_2^-) (Spallholz et Hoffman 2002, Palace *et al.* 2004, Janz 2012). Aux concentrations élevées de sélénium, ces espèces sont présentes en trop grandes quantités pour pouvoir assurer une défense antioxydante et prévenir des dommages (Janz 2012).

Calcul des recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement

Recommandations fédérales pour la qualité des tissus chez les poissons

Il a été montré que la distribution du sélénium dans le réseau trophique aquatique (p. ex., plantes, invertébrés et poissons) conduit à sa bioaccumulation chez la faune aquatique, causant des déficiences de reproduction et des malformations (Ohlendorf *et al.* 1986, Hoffman *et al.* 1988, Hothem et Ohlendorf 1989). Il est généralement admis que les poissons d'eau douce sont les plus sensibles au sélénium et que les concentrations de sélénium dans les tissus sont les indicateurs les plus fiables d'une possible toxicité (BCMOE 2014; EPA 2016; DeForest *et al.* 2017; ECCC et SC 2017). Une exposition chronique au sélénium entraîne une toxicité chez les poissons à des concentrations à peine plus élevées que celle du caractère essentiel (Lemly 1997). Les déficiences de reproduction chez les poissons sont bien documentées et les stades du cycle de vie les plus sensibles sont ceux des œufs et des larves. L'exposition des poissons au sélénium au stade larvaire est principalement due à un transfert maternel vers les œufs et son absorption par le sac vitellin. Une éclosion moindre, une tératogénicité (déformations) et des œdèmes sont les effets les plus courants observés lors des premiers stades de vie des poissons (Lemly 2002, Janz *et al.* 2010). Une corrélation significative entre la concentration de sélénium mesurée dans les ovaires et les œufs de poissons et ces paramètres fait de cette dernière un indicateur fiable de la toxicité du sélénium pour les poissons (ECCC, SC 2017). ECCC et SC (2017) ont calculé une concentration estimée sans effet (CESE) pour le sélénium, basée sur les résidus de sélénium dans les œufs-ovaires.

En plus de la CESE pour les œufs-ovaires des poissons, une CESE pour les tissus de l'organisme entier des poissons a aussi été calculée, les données de surveillance pour les œufs-ovaires étant rares et leur collecte limitée par la période de l'année. Les données sur la concentration de sélénium dans les muscles ou l'organisme entier des poissons sont plus souvent disponibles (ECCC, SC 2017). La concentration de sélénium dans les tissus des poissons est un indicateur de la biodisponibilité du sélénium et représente l'accumulation à partir de toutes les voies d'exposition possibles. Les CESE pour les œufs-ovaires (14,7 µg/g ps) et pour les tissus du organisme entier (6,7 µg/g ps) ont été retenues comme recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement pour le sélénium. La méthode suivie pour ce calcul et les données sur la toxicité prises en compte sont résumées dans un document d'ECCC et SC (2017).

Recommandation pour les résidus dans les œufs et les ovaires des poissons

Les données sur la toxicité pour les œufs et les ovaires des poissons ont été compilées et évaluées dans le document d'ECCC (2017). Quand plusieurs paramètres acceptables du même type étaient disponibles pour une espèce individuelle, la moyenne géométrique a été calculée en suivant les principes du protocole du CCME (2007). Comme pour le calcul de la CESE (ECCC, SC 2017), les résidus de sélénium dans les œufs et les ovaires sont considérés être dans un rapport de un sur un pour le développement de la recommandation. Les concentrations de sélénium dans les œufs-ovaires associées à des effets toxiques allaient de 16,2 à 54 µg/g ps (tableau 2). Le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*), l'esturgeon blanc (*Acipenser transmontanus*) et la truite brune (*Salmo trutta*) étaient les espèces les plus sensibles, alors que le crabe à pois (*Salvelinus malma*) était l'espèce la plus tolérante.

Les données acceptables sur la toxicité de chaque espèce ont été classées en fonction de la sensibilité dans une distribution de la sensibilité des espèces (DSE) à l'aide du logiciel SSD Master (CCME 2013).

L'ensemble des données a été modélisé au moyen de plusieurs modèles de distribution cumulatifs, et le modèle logistique a fourni le meilleur accord (figure 1). Comme la CESE, le 5^e centile (CD₅) de la DSE (14,7 µg/g ps) est la recommandation pour les œufs et les ovaires des poissons. La recommandation fédérale pour les œufs-ovaires des poissons est très semblable à celles publiées par d'autres administrations (11 µg/g ps par la Colombie-Britannique [2014] et 15,1 µg/g ps par l'EPA [2016]) et autres (10 µg/g ps [Lemly 1996] et 20 µg/g ps [DeForest *et al.* 2012]).

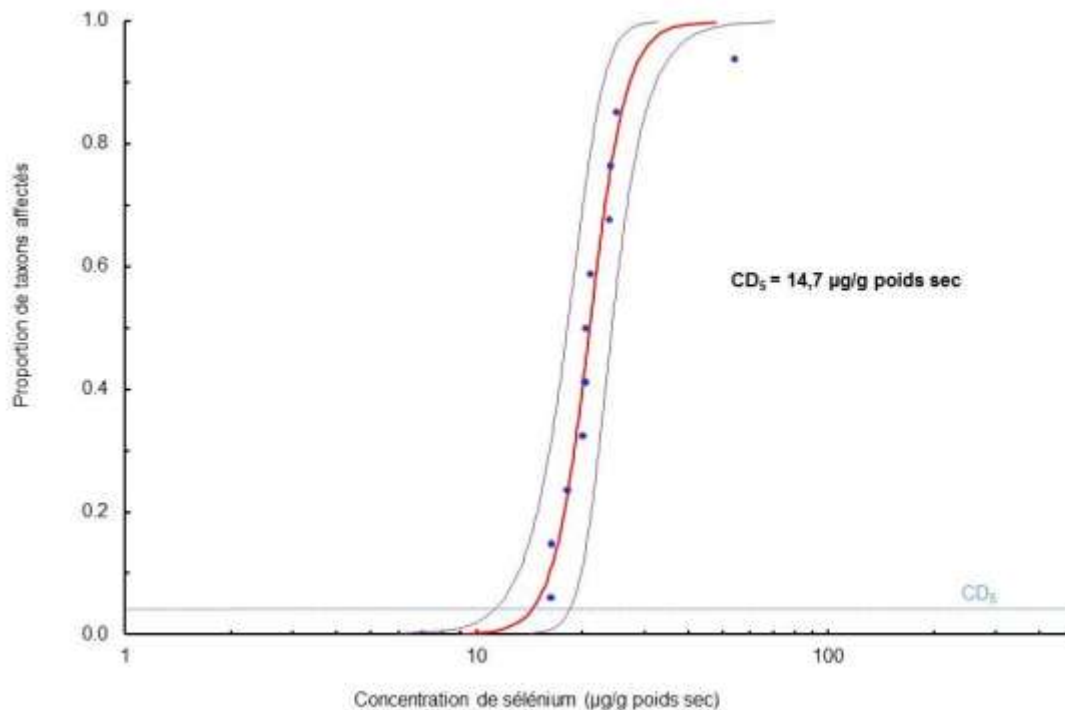


Figure 1 : Distribution de la sensibilité des espèces (DSS) aux résidus de sélénium dans les œufs et les ovaires de poisson ayant mené à une toxicité pour la reproduction. La recommandation pour le sélénium dans les tissus des œufs et des ovaires de poisson se situe au 5^e centile de la distribution (CD₅). Source : ECCC, SC (2017)

Recommandation pour les résidus dans les tissus de l'organisme entier des poissons

En raison de la rareté des données de surveillance sur les œufs et les ovaires des poissons, il est pratique de calculer une recommandation pour les tissus de l'organisme entier des poissons. La concentration de sélénium dans le muscle des poissons adultes ou l'homogénat de l'organisme entier est plus souvent disponible, et elle constitue une bonne mesure de l'exposition des poissons au sélénium. Les paramètres des données sur les œufs-ovaires les plus sensibles et significatifs basés sur la reproduction (tableau 2) ont été extrapolés aux tissus de l'organisme entier en utilisant des facteurs de conversion œufs-ovaires/organismes entiers spécifiques de l'espèce développés par l'EPA (2016).

Les facteurs modifiant la toxicité et pouvant avoir une influence sur la biodisponibilité du sélénium n'ont pas été pris en compte séparément, car les données utilisées sont des résidus dans les tissus qui tiennent compte intrinsèquement de l'influence de ces facteurs sur la toxicocinétique du sélénium (ECCC, SC 2017).

Les concentrations de sélénium dans l'organisme entier (tableau 2) ont été rapportées à l'aide du logiciel SSD Master (CCME 2013), et le modèle logistique était celui qui les modélisait le mieux. La valeur n'étant habituellement pas inférieure aux exigences essentielles, il convient de noter que la valeur est supérieure aux

concentrations médianes ci-dessus dans les régions peu exposées, variant de 1,6 à 2,2 $\mu\text{g/g}$ ps (ECCC, SC 2017). Le CD_5 de la DSE était de 6,7 $\mu\text{g/g}$ ps et comme la CESE, cette valeur a été retenue comme recommandation pour les tissus de l'organisme entier des poissons d'eau douce (ECCC, SC 2017). Comme pour la recommandation pour les œufs-ovaires, cette recommandation est comparable à celles déterminées pour les tissus de l'organisme entier par d'autres administrations, 4 $\mu\text{g/g}$ ps par BCMOE (2014) et 8,5 $\mu\text{g/g}$ ps par l'EPA (2016) et que la RFQE pour les œufs et ovaires remplace celle des tissus de l'organisme entier FEQG.

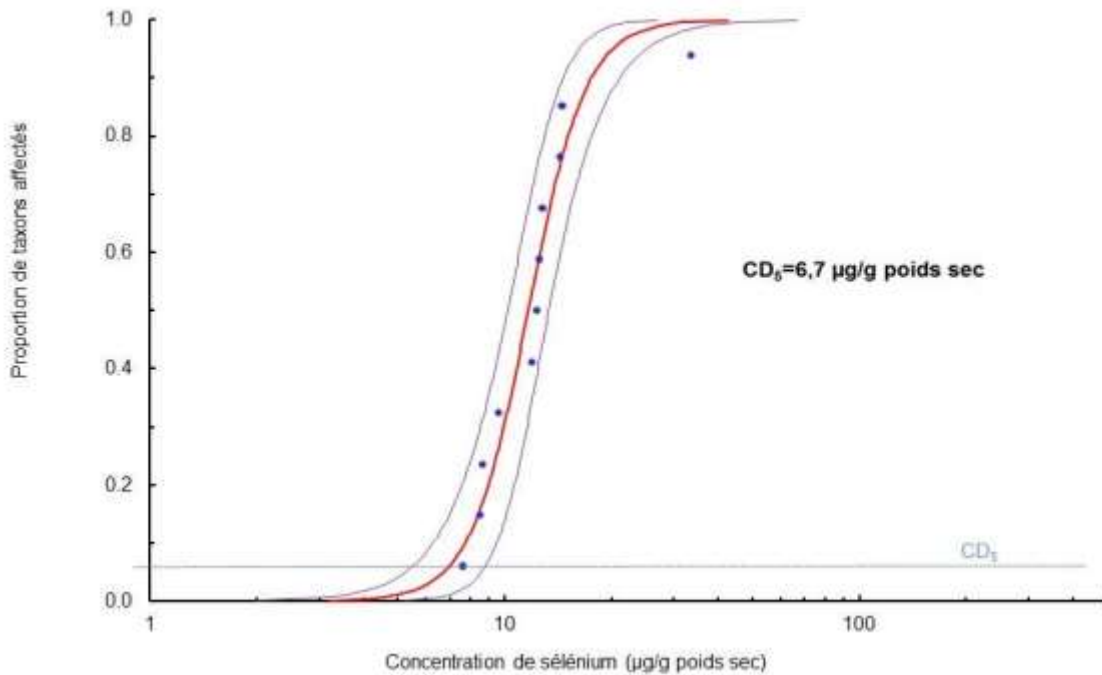


Figure 2 : Distribution de la sensibilité des espèces (DSS) aux résidus de sélénium dans le poisson en entier, obtenue à partir des critères de toxicité pour la reproduction dans les œufs et les ovaires déterminés à l'aide des facteurs de conversion propres à l'espèce. La recommandation pour le sélénium dans les tissus de l'organisme entier se situe au 5^e centile de la distribution (CD_5). Source : ECCC, SC (2017).

Tableau 2. Données sur la toxicité chronique utilisées pour calculer les recommandations pour les œufs-ovaires et l'organisme entier des poissons pour le sélénium

Espèce	Paramètre	Concentration (mg/kg ps)	Œuf ou ovaire	O-O/CE ^a	CE ^b (mg/kg ps)	Référence
Crapet arlequin (<i>Lepomis macrochirus</i>)	CE ₁₀ larve œdèmes	16,22	Ov	2,13	7,62	Hermanutz <i>et al.</i> 1992, 1996 Doroshov <i>et al.</i> 1992
Esturgeon blanc (<i>Acipenser transmontanus</i>)	CC ₁₀ larve malformations	16,27	Oe	1,69	9,63	Linville 2006
Truite brune (<i>Salmo trutta</i>)	CE ₁₀ larve survie	18,09	Oe	1,45	12,48	Covington <i>et al.</i> 2018, EPA 2016
Omble de fontaine (<i>Salvenius fontinalis</i>)	CESE larve malformations	20	E	1,38	14,49	Holm 2002, Holm <i>et al.</i> 2003, 2005
Achigan à grande bouche (<i>Micropterus salmoides</i>)	CE ₁₀ larve survie et mort	20,35	Ov	1,42	14,33	Carolina Power & Light 1997
Grand brochet (<i>Esox lucius</i>)	CE ₁₀ larve malformations	20,4	Oe	2,39	8,54	Muscattello <i>et al.</i> 2006
Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	CE ₁₀ malformations du squelette	21,1	Oe	2,44	8,65	Holm 2002, Holm <i>et al.</i> 2003, 2005
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	CME0 larve malformations	23,85	Ov	2	11,93	Schultz et Hermanutz 1990
Truite fardée versant de l'ouest (<i>Oncorhynchus clarki lewisi</i>)	CE ₁₀ alevin mortalité	24,06	Oe	1,96	12,28	Rudolph <i>et al.</i> 2008, Nautilus Environmental 2011
Truite fardée de Yellowstone (<i>Oncorhynchus clarki bouvieri</i>)	CMAT alevin mortalité	25	Oe	1,96	12,76	Formation Environmental 2012
Crabe à pois (<i>Salvelinus malma</i>)	CE ₁₀ larve malformations	54	Oe	1,61	33,54	McDonald <i>et al.</i> 2010

^a facteurs de conversion œuf-ovaire/organisme entier développés par l'EPA (2016); ^b concentration pour les tissus de l'organisme entier, convertie

Recommandation pour la qualité des tissus pour les œufs d'oiseaux

Les recommandations pour les œufs des oiseaux pour le sélénium sont l'estimation la plus directe de la toxicité du sélénium pour la faune aquatique et elles peuvent être utilisées comme valeur de remplacement pour toutes espèces sauvages (BCMOE 2014, EPA 2019). En l'absence d'un protocole du CCME pour développer des recommandations pour les œufs d'oiseaux, des approches *ad hoc* ont été suivies pour le développement de recommandations fédérales pour les résidus dans les tissus pour les œufs d'oiseaux. L'EPA (2018) a établi un critère (recommandation) pour le sélénium dans les œufs d'oiseaux de 11,2 µg/g ps. Cette valeur préliminaire a été adoptée comme recommandation fédérale pour la qualité des tissus pour les œufs d'oiseaux. Puisque la recommandation repose sur les œufs d'oiseaux d'espèces aquatiques, il faudra peut-être étudier davantage les dépassements chez les oiseaux non aquatiques. Pour de plus amples renseignements sur la sélection des études et des critères de toxicité et la méthodologie employée pour déterminer les critères pour les œufs d'oiseaux, veuillez consulter le document de l'EPA en référence (2018). Nous ne présentons ici qu'un résumé (tableau 3).

Les vertébrés ovipares comme les poissons et les oiseaux sont les plus sensibles aux effets du sélénium (Janz *et al.* 2010). Par exemple, parmi les espèces sauvages étudiées au Kesterson Wildlife Refuge (Californie), la toxicité la plus fréquente et extrême était celle observée chez les oiseaux aquatiques, alors que les petits mammifères ne souffraient quasiment d'aucun effet (Ohlendorf *et al.* 1989). Cette différence est probablement due à une gamme beaucoup plus large entre les concentrations biologiquement essentielles et celles d'exposition toxique chez les mammifères que chez les oiseaux (Janz *et al.* 2010). Des concentrations de sélénium dans les œufs inférieures ou égales à 0,66 µg/g ps chez les oiseaux peuvent indiquer un apport de sélénium inadéquat par le régime alimentaire, conduisant à une mauvaise santé et une mauvaise reproduction chez les adultes (EPA 2018).

Le régime alimentaire et le transfert maternel subséquent du sélénium chez les oiseaux sont la principale voie d'exposition au sélénium. La mesure la plus efficace des effets toxiques potentiels du sélénium chez les oiseaux est la mesure dans les œufs (Adams *et al.* 1998, Ohlendorf et Heinz 2011). De plus, en raison de l'accumulation et de la perte rapide du sélénium, dont le transfert maternel, observés chez les oiseaux, les niveaux de sélénium mesurés dans les œufs représentent probablement la contamination de l'environnement local. Dans des zones non contaminées par le sélénium, les concentrations de sélénium rapportées dans les œufs d'oiseaux étaient de 3 à 4 µg/g ps, chaque valeur maximale étant généralement inférieure à 5 µg/g ps, alors qu'elles étaient de plus de 40 µg/g dans des zones contaminées (Kesterson Reservoir). La mesure du sélénium dans les œufs est aussi avantageuse, car les œufs sont plus faciles à collecter que des oiseaux adultes, et la perte d'un œuf dans un nid a probablement moins d'effet sur une population. De plus, un échantillon d'œuf est représentatif de l'exposition intégrée des femelles adultes pendant des jours ou des semaines avant la ponte.

Les oiseaux sont très sensibles à la toxicité du sélénium et les effets chroniques sensibles sont liés à des déficiences de reproduction, comme une fertilité moindre, une éclosion moindre et une fréquence accrue de malformations des embryons (Ohlendorf *et al.* 1986, Ohlendorf et Heinz 2011). L'exposition au sélénium peut causer de nombreuses malformations chez les embryons d'oiseaux, dont une hydrocéphalie, l'absence d'yeux, un bec tordu ou des membres déformés (EPA 2019). Les études sur la toxicité pour les oiseaux montrent que les seuils d'éclosion réduite sont habituellement inférieurs à ceux pour les effets tératogènes (Ohlendorf 2003).

Des données sur la toxicité chronique étaient disponibles pour onze espèces d'oiseaux et parmi celles-ci le Canard colvert (*Anas platyrhynchos*) était l'espèce la plus sensible, alors que le carouge à épaulettes (*Agelaius phoeniceus*) était l'espèce la moins sensible. L'éclosabilité était toujours le paramètre le plus sensible pour le Canard colvert. Parmi les six études sur le Canard colvert (Heinz *et al.* 1987, 1989, Heinz et Hoffman 1996, 1998, Stanley *et al.* 1994, 1996), les données de trois études sur l'éclosabilité (Heinz *et al.* 1987, 1989, Stanley *et al.* 1996) ont été utilisées par l'EPA pour calculer la recommandation pour les œufs d'oiseaux (tableau 3). La croissance, le poids et la production des canetons étaient tous également sensibles au succès de l'éclosion lors de l'étude de Stanley *et al.* (1996), et la sensibilité du nombre d'éclosions normales et du poids des oisillons étaient semblables à celle de l'éclosabilité lors de l'étude de Heinz *et al.* (1989). Puisqu'il y a très peu de variation dans les concentrations de sélénium au sein d'une même couvée (c.-à-d. qu'il n'y a aucune influence selon l'ordre de ponte), l'échantillonnage visant à mesurer les

concentrations de sélénium dans les œufs ne se ferait pas en fonction de la séquence de ponte des œufs afin de réduire les différences causées par la variabilité au sein d'une même couvée (USEPA 2018).

L'EPA (2018) a utilisé les données sur la toxicité de trois études avec le Canard colvert (tableau 3) pour calculer une CE_{10} de 11,2 µg/g ps pour les œufs d'oiseaux. Cette CE_{10} calculée est la recommandation pour le sélénium pour les œufs d'oiseaux, avec des limites de confiance à 95 % inférieure et supérieure de 7,4 et 15 µg/g ps. La CE_{10} pour le sélénium a été calculée en utilisant un modèle linéaire généralisé à quatre paramètres au lieu du programme d'analyse de la relation à la toxicité (EPA 2015), car ce programme n'était pas conçu pour être utilisé avec des données de plusieurs études regroupées (EPA 2018).

Tableau 3. Effet du sélénium alimentaire sur l'éclosabilité des œufs de Canard colvert et concentrations de sélénium associées dans les œufs de Canard colvert. Source : EPA 2018

Se alimentaire mg/kg ^a	N (canes)	Éclosabilité des œufs %	% d'éclosion par rapport aux témoins	Humidité %	Se dans les œufs (mg/kg ps)	Référence
Témoin	11	64,4	100	71	0,17	Heinz <i>et al.</i> 1987
10	5	34,6	54	71	15,9	Heinz <i>et al.</i> 1987
Témoin	32	57,3	100	70	0,60	Heinz <i>et al.</i> 1989
1	15	65,0	114	70	2,77	Heinz <i>et al.</i> 1989
2	15	59,6	104	70	5,33	Heinz <i>et al.</i> 1989
4	15	54,3	95	70	11,3	Heinz <i>et al.</i> 1989
8	15	42,3	74	70	36,7	Heinz <i>et al.</i> 1989
16	9	7,4	13	70	60,0	Heinz <i>et al.</i> 1989
Témoin	33	62	100	71	0,93	Stanley <i>et al.</i> 1996
3,5	29	61	98	71	12,1	Stanley <i>et al.</i> 1996
7	34	41	66	71	24,5	Stanley <i>et al.</i> 1996

^a la concentration de sélénium dans l'alimentation est présentée en tant que concentration nominale; l'alimentation des témoins contenait typiquement 0,4 mg Se/kg ps

Récentes recommandations basées sur l'eau faites par d'autres juridictions

Les recommandations pour la qualité de l'environnement basées sur les tissus décrites plus haut sont les plus sûres, la valeur n'étant pas reliée directement au site d'action toxique. Toutefois, les recommandations pour la qualité de l'eau sont généralement les paramètres les plus courants utilisés pour surveiller les conditions environnementales et la performance réglementaire. En partie, ceci peut être dû au fait qu'il est plus facile d'échantillonner le milieu aquatique que les composants biologiques. En outre, le prélèvement excessif d'échantillons de poissons peut affecter les populations de poissons. Cependant, l'utilisation de techniques non destructrice (p. ex., poinçons de muscles) peut contribuer à remédier à cette situation. En conséquence, bien qu'aucune CESE n'ait été développée dans le cadre de l'évaluation préalable (ECCC, SC 2017), nous présentons des recommandations récentes pour la qualité de l'eau, recommandées par l'EPA (2016) et le BCMOE (2014) et qui pourraient être utilisées au Canada.

En plus des recommandations basées sur les tissus de l'organisme entier des poissons et des œufs et ovaires, le BCMOE (2014) a aussi développé des recommandations basées sur l'eau pour le sélénium. Ils ont comparé la recommandation pour la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique du CCME (1987) (1 µg/L) aux seuils de toxicité et aux recommandations pour la qualité de l'eau publiés par d'autres juridictions. Ils ont conclu que la recommandation du CCME de 1 µg/L est probablement protectrice pour les environnements les plus sensibles et ont recommandé cette valeur comme concentration d'alerte. Les dépassements de la concentration d'alerte sur des sites sensibles peuvent aider à une détection hâtive de préoccupations potentielles, en augmentant les efforts de surveillance, et dans le cadre d'une approche de gestion adaptative par étapes à mettre en œuvre des mesures de gestion proactives (BCMOE 2014). Il a aussi proposé une recommandation de 2 µg/L pour la colonne d'eau pour la protection de la vie aquatique et évalué son applicabilité en comparant la valeur de la recommandation aux concentrations ambiantes de sélénium dans les eaux de surface en Colombie-Britannique, en Alberta et à travers le Canada. Collectivement, avec l'examen des données toxicologiques existantes, ces résultats viennent appuyer la recommandation pour la qualité de l'eau de la C.-B. de 2 µg/L, ou une valeur inférieure pour des environnements ou des espèces très sensibles. En se basant sur les besoins de l'administration et les objectifs de la politique, les recommandations pour qualité de l'eau de la C.-B. peuvent être utilisées pour des sites canadiens.

L'EPA (2016) a calculé des critères pour la colonne d'eau pour des eaux lenticques (1,5 µg/L) et des eaux lotiques (3,1 µg/L) en transformant la concentration dans les œufs-ovaires des poissons en une concentration équivalente de la colonne d'eau, en utilisant un modèle de bioaccumulation mécanistique de Presser et Luoma (2010). Ce modèle permet de quantifier la bioaccumulation dans les tissus de poissons en assumant qu'une bioaccumulation nette est un équilibre entre l'efficacité d'assimilation par la voie alimentaire, la vitesse d'ingestion, la vitesse d'absorption directe sous forme dissoute, la vitesse de perte et la vitesse de croissance. Étant donné que le potentiel de bioaccumulation du sélénium peut dépendre de plusieurs facteurs biogéochimiques spécifiques du site, le passage du critère pour les œufs-ovaires au critère pour la colonne d'eau peut être amélioré en calculant un critère spécifique du site au moyen de données sur le sélénium propres au site et des renseignements sur la dynamique du réseau trophique. Pour son exercice de modélisation, l'EPA a calculé les concentrations de sélénium dans la colonne d'eau pour un grand nombre de sites étudiés (26 lenticques et 39 lotiques) pour des espèces de poisson. DeForest *et al.* (2017) ont employé une méthode de régression par quantile pour déterminer les recommandations relatives au sélénium et décrit les relations de la concentration de sélénium entre les milieux qui pourraient réduire l'incertitude associée à la sélection des coefficients de partage. L'EPA (2018) a ensuite ajouté un critère pour les œufs d'oiseaux et une méthode fondée sur le rendement pour traduire les critères dans les tissus en leur critère correspondant dans la colonne d'eau propre à chaque site. Les approches de l'EPA peuvent être suivies pour calculer une recommandation pour l'eau spécifique du site quand l'utilisateur est en mesure de recueillir et de valider les données propres au site requises. Comme pour l'EPA, la recommandation pour l'eau ne doit être utilisée que quand la recommandation pour les tissus de l'organisme entier des poissons n'est pas disponible et que la recommandation pour les œufs-ovaires remplace les recommandations pour les tissus de l'organisme entier et l'eau. De même, la recommandation pour les œufs d'oiseaux remplace la recommandation pour la colonne d'eau traduite lorsqu'on dispose de données sur les deux milieux.

Les recommandations pour la qualité de l'eau spécifiques du site ont depuis longtemps été reconnues comme un mécanisme pour augmenter la précision et l'applicabilité des recommandations générales pour la qualité de l'eau (CCME 2003). De même, un certain nombre d'approches sont disponibles pour calculer des concentrations dans l'eau en utilisant des facteurs de transfert spécifiques du site. Des détails sur les concentrations de fond, la manière de recalculer, le rapport des effets de l'eau et les procédures pour les espèces résidentes sont donnés dans le document du CCME (2003).

Références

- Adams W.J., Brix K.V., Cothorn K.A., Tear L.A., Cardwell R.D., Fairbrother A. et Toll J.; 1998; Assessment of selenium food chain transfer and critical exposure factors for avian wildlife species: need for site-specific data; dans Environmental Toxicology and Risk Assessment : Seventh Volume, ASTM STP 1333.
- Little E.E., DeLonafy A.J. et Greenberg B.M. éditeurs; American Society for Testing and Materials, Philadelphie, Pennsylvanie.
- Alaimo, J., R.S. Ogle et A.W. Knight. 1994. Selenium uptake by larval *Chironomus decorus* from a *Ruppia maritima*-based benthic/detrital substrate. Arch Environ Contam Toxicol 27: 441-448.
- [ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry; 2003; Toxicological profile for selenium; Atlanta (GA) : U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services.
- [BCMOE] Ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique; 2014; Ambient Water Quality Guidelines for Selenium; Technical Report Update; Water Protection and Sustainability Branch, Environmental Sustainability and Strategic Policy Division, ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique.
- Belzile N., Chen Y.W. et Xu R.; 2000; Early diagenetic behaviour of selenium in freshwater sediments; Appl. Geochem., 15, p. 1439-1454.
- Brookins D.G.; 1988; Eh-pH diagrams for geochemistry; Berlin, Heidelberg (Allemagne) : Springer-Verlag, Canada.
- Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*, L.C. 1999, ch. 33, *Gazette du Canada*, Partie III, vol. 22, n° 3.
- Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*, C.P. 2000-348, 23 mars 2000, DORS/2000-107.
- Carlton R.G.; 1998; Effect of sulfate concentration on acute toxicity of selenite and selenate to invertebrates and fish; Palo Alto (CA): Great Lakes Environmental Center for the Electric Power Research Institute, Inc.
- Carolina Power & Light Company; 1997; Largemouth bass selenium bioassay; Roxboro (NC), États-Unis.
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 2003; Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Guidance on the site-specific application of water quality guideline in Canada: Procedures for deriving

- numerical water quality objectives; dans Canadian environmental quality guidelines, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Manitoba.
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 2007; A Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life; Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Manitoba.
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 2009; Canadian Soil Quality Guidelines: Selenium, Environmental and Human Health, Scientific Supporting Document; Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Manitoba.
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 2013. Détermination des concentrations dangereuses à l'aide de distributions des sensibilités des espèces : logiciel SSD Master, Version 3.0 (inédit). Offert sur demande au Bureau national des recommandations et des normes, Environnement Canada, Gatineau (courriel : ceqg-rcqe@ec.gc.ca).
- Chapman P.M., Adams W.J., Brooks M.L., Delos C.G., Luoma S.N., Maher W.A., Ohlendorf H.M., Presser T.S. et Shaw D.P.; 2010; Ecological assessment of selenium in the aquatic environment; Pensacola (FL): SETAC publications, CRC Press.
- Chen Y.W., Zhou M.D., Tong J. et Belzile N.; 2005; Application of photochemical reactions of Se in natural waters by hydride generation atomic fluorescence spectrometry; Anal. Chim. Acta, 545, p. 142-148.
- Covington. S.M., R.B. Naddy, A.L. Prouty, S.A. Werner and M. Dunn-Lewis. 2018. Effects of *in situ* selenium exposure and maternal transfer on survival and deformities of brown trout (*Salmo trutta*) fry. Environ. Toxicol. Chem. 37: 1396-1408.
- DeForest, D.K., G. Gilron, S.A. Armstrong and E.L. Robertson. 2012. Species sensitivity distribution evaluation for selenium in fish eggs: Considerations for development of a Canadian tissue-based guideline. Integr. Environ. Assess. Manag. 8: 6-12.
- DeForest, D.K., K.V. Brix, J.R. Elphick, C.J. Rickwood, A.M.H. deBruyn, L.M. Tear, G. Gilron, S.A. Hughes and W.J. Adams. 2017. Lentic, lotic, and sulfate-dependent waterborne selenium screening guidelines for freshwater systems. Environ. Toxicol. Chem. 36: 2503-2513.
- Doroshov S., Van Eenennaam J., Alexander C., Hallen E., Bailey H., Kroll K. et Restrepo C.; 1992; Development of Water Quality Criteria for Resident Aquatic Species of the San Joaquin River; Part II, Bioaccumulation of Dietary Selenium and its Effects on Growth and Reproduction in Bluegill (*Lepomis macrochirus*); Final Report to State Water Resources Control Board, State of California.
- [ECCC] Environnement et Changement climatique Canada; 2017. Supporting documentation: Ecological effects data collection. Gatineau (Québec) : ECCC, Division de l'évaluation écologique. Information à l'appui de l'évaluation préalable du sélénium et de ses composés. Section 6.1. Offert sur demande à : <mailto:substances@eg.gc.ca>.
- [ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada; 2017; Évaluation préalable : le sélénium et ses composés; Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada.
- Eisler, R. 1985. Selenium hazards to fish, wildlife and invertebrates: A synoptic review. Contaminant hazard reviews. Report No. 5. Biological report 85(1.5). Laurel, MD (US) : U.S. Fish and Wildlife Service. 41 p.[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2015; Toxicity Relationship Analysis Program (TRAP), version 1.30a; Mid-Continent Ecology Division, 6201 Congdon Blvd., Duluth, MN 55804.
- [EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2016; Aquatic Life Ambient Water Quality Criterion for Selenium– Freshwater; Washington (DC): U.S. EPA, Office of Water, Office of Science and Technology. Washington D.C.
- [EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2019; Aquatic Life and Aquatic-Dependent Wildlife Selenium Water Quality Criterion for Freshwaters of California; U.S. EPA, Office of Water, Office of Science and Technology. Washington D.C.
- Formation Environmental; 2012; Yellowstone Cutthroat Trout Adult Laboratory Reproduction Studies. Technical Support Document: Proposed Site-Specific Selenium Criterion, Sage and Crow Creeks, Idaho; préparé pour J.R. Simplot Company par Formation Environmental.
- Francisco C.P, Sato T., Otake T., Kasama T., Suzuki S., Shiwaky H. et Yaita. T.; 2018; Mechanisms of Se(IV) co-precipitation with ferrihydrite at acidic and alkaline conditions and its behavior during aging; Environ. Sci. Technol., 52, p. 4817-4826.
- Guo L., Jury W.A. et Frankenberger J.; 2001; Coupled production and transport of selenium vapor in unsaturated soil: Evaluation by experiments and numerical simulation; J. Contam. Hydrol., 49, p. 67-85.
- Heinz G.H. et Hoffman D.J.; 1996; Comparison of the effects of seleno-L-methionine, seleno-DL-methionine, and selenized yeast on reproduction of mallards; Environ. Pollut., 91, p. 169-175.
- Heinz G.H. et Hoffman D.J.; 1998; Methylmercury chloride and selenomethionine interactions on the health and reproduction in mallards; Environ. Toxicol. Chem., 17, p. 139-145.
- Heinz G.H., Hoffman D.J. et Gold L.G.; 1989; Impaired reproduction of mallards fed an organic form of selenium; J. Wildlife Manage., 53, p. 418-428.
- Heinz G., Hoffman D., Krynetsky A.J. et Weller D.G.; 1987; Reproduction in mallards fed selenium; Environ. Toxicol. Chem., 6, p. 423-433.
- Hermanutz R.O., Allen K.N., Detenbeck N.E. et Stephan C.E.; 1996; Exposure of bluegills (*Lepomis macrochirus*) to selenium in outdoor experimental streams; Environmental Protection Agency des États-Unis.

- Hermanutz R.O., Allen K.N., Roush T.H. et Hedtke S.F.; 1992; Effects of elevated selenium concentrations on bluegills (*Lepomis macrochirus*) in outdoor experimental streams; Environ. Toxicol. Chem., 11, p. 217-224.
- Hoffman D.J., Ohlendorf H.M. et Aldrich T.W.; 1988; Selenium teratogenesis in natural populations of aquatic birds in central California; Arch. Environ. Cont. Toxicol., 17, p. 519-525.
- Holm J.; 2002; Sublethal effects of selenium on rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*); thèse de maîtrise, Université du Manitoba, Winnipeg, Canada.
- Holm J., Palace V.P., Wautier K., Evans R.E., Baron C.L., Podemski C., Siwik P. et Sterling G.; 2003; An assessment of the development and survival of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) exposed to elevated selenium in an area of active coal mining; Proceedings of the 26th Annual Larval Fish Conference, 2003, Bergen (Norvège).
- Holm J., Palace V., Siwik P., Sterling G., Evans R., Baron C., Werner J. et Wautier K.; 2005; Developmental effects of Bioaccumulated Selenium in eggs and larvae of two salmonid species; Environ. Toxicol. Chem., 24, p. 2373-2381.
- Hothem R.L. et Ohlendorf H.M.; 1989; Contaminants in foods of aquatic birds at Kesterson Reservoir, California, USA, 1985; Arch. Environ. Contam. Toxicol., 18, p. 773-786.
- Lemly, A.D. 1996. Assessing the toxic threat of selenium to fish and aquatic birds. Environ. Monit. Assess. 43, p. 19-35.
- Lemly A.D.; 1997; Ecosystem recovery following selenium contamination in a freshwater reservoir; Ecotoxicol. Environ. Safe., 36, p. 275-281.
- Lemly A.D.; 2002; Symptoms and implications of selenium toxicity in fish: the Belews Lake case example; Aquat. Toxicol., 57, p. 39-49.
- Linville R.; 2006; Effects of excess selenium on the health and reproduction of white sturgeon (*Acipenser transmontanus*): implications for San Francisco Bay-Delta; thèse de doctorat.
- Lo, B.P., J.R. Elphick, H.C. Bailey, J.A. Baker et C.J. Kennedy. 2015. The effect of sulfate on selenate bioaccumulation in two freshwater primary producers: A duckweed, *Lemna minor*, and a green alga, *Pseudokirchneriella subcapitata*. Environ. Toxicol. Chem. 34: 2841–2845.
- Luoma, S.N., et P.S. Rainbow. 2005. Why is metal bioaccumulation so variable? Biodynamics as a unifying concept. Environ. Sci. Technol. 39:1921-1931.
- Luoma S.N. et Rainbow P.S.; 2008; Metal contamination in aquatic environments; Cambridge University Press, Cambridge, R.-U.
- Janz D.M.; 2012; Selenium; dans Wood C.M., Farrell A.P. et Brauner C.J. éditeurs, Homeostasis and Toxicology of Essential Metals; Academic Press, Londres, p. 327-374.
- Janz D.M., DeForest D.K., Brooks M.L., Chapman P.M., Gilron G., Hoff D., Hopkins W.A., McIntyre D.O., Mebane C.A., Palace V.P., Skorupa J.P. et Wayland M.; 2010; Selenium Toxicity to Aquatic Organisms; dans Chapman P.M., Adams W.J., Brooks M.L., Delos C.G., Luoma S., Maher W.A., Ohlendorf H.M., Presser T.S. et Sanders R.W. éditeurs, Ecotoxicology of Selenium in the Aquatic Environment; Pensacola (FL): SETAC Press, p. 141-231.
- Macdonald B., DeBruyn A., Elphick J., Davies M., Bustard D. et Chapman P.; 2010; Developmental toxicity of selenium to Dolly Varden Char (*Salvelinus malma*); Environ. Toxicol. Chem., 29, p. 2800-2805.
- Maher W., Roach A., Doblin M., Fan T., Foster S., Garrett R., Möller G., Oram L. et Wallschläger D.; 2010; Environmental sources, speciation, and partitioning of selenium; dans Chapman P.M., Adams W.J., Brooks M.L., Delos C.G., Luoma S.N., Maher W.A., Ohlendorf H.M., Presser T.S. et Shaw D.P. éditeurs, Ecological Assessment of Selenium in the Aquatic Environment; Pensacola (FL): SETAC publications. CRC press.
- Malchow, D.E., A.W. Knight et K.J. Maier. 1995. Bioaccumulation and toxicity of selenium in *Chironomus decorus* larvae fed a diet of seleniferous *Selenastrum capricornutum*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 29: 104-109.
- Manitoba Conservation; 2007; Concentrations of metals and other elements in surface soils of Flin Flon, Manitoba and Creighton Saskatchewan, 2006. Report number 2007-01; Manitoba Conservation, Manitoba.
- Muscattello J., Bernett P., Himbeault K., Belknap A. et Janz D.; 2006; Larval deformities associated with selenium accumulation in northern pike (*Esox lucius*) exposed to metal mining effluent; Environ. Sci. Technol., 40, p. 6506-6512.
- Muscattello J.R. et Janz D.M.; 2009; Assessment of larval deformities and selenium accumulation in northern pike (*Esox lucius*) and white sucker (*Catostomus commersoni*) exposed to metal mining effluent; Environ. Toxicol. Chem., 28, p. 609-618.
- Nanchaiah Y. et Lens P.N.L.; 2015; Selenium biomineralization for biotechnological applications; Trends in Biotechnology, 33, p. 323-330.
- Nautilus Environmental; 2011; Evaluation of the effects of selenium on early life stage development of westslope cutthroat trout in the Elk Valley, BC; rapport à la Elk Valley Selenium Task Force.
- Nriagu J.O. et Wong H.K.; 1983; Selenium pollution of lakes near the smelters at Sudbury, Ontario; Nature, 301, p. 55-57.
- Ohlendorf H.M.; 2003; Ecotoxicology of selenium; dans Handbook of Ecotoxicology, Hoffman D.J., Rattner B.A., Burton G.A. Jr et Cairns J. Jr. éditeurs, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, p. 465-500.
- Ohlendorf H.M. et Heinz G.H.; 2011; Selenium in birds; dans Beyer W.N. et Meador J.P. éditeurs, Environmental contaminants in biota : interpreting tissue concentrations (2e édition), Boca Raton: CRC Press.
- Ohlendorf H.M., Hoffman D.J., Saiki M.K. et Aldrich T.W.; 1986; Embryonic mortality and abnormalities of aquatic birds: Apparent impacts of selenium from irrigation drainwater; Sci. Total Environ., 52, p. 49-63.
- Ohlendorf H.M., Hothem R.L. et Welsh D.; 1989; Nest success cause-specific nest failure and hatchability of aquatic birds at selenium-contaminated Kesterson Reservoir and a reference site; Condor, 91, p. 787-796.

- Oremland R.S., Hollibaugh J.T., Maest A.S., Presser T.S., Miller L.G. et Culbertson C.W.; 1989; Selenate reduction to elemental selenium by anaerobic bacteria in sediments and culture: biogeochemical significance of a novel, sulfate-independent respiration; *Appl. Environ. Microb.*, 55, p. 2333-2343.
- Palace V.P., Spallholz J.E., Holm J., Wautier K., Evans R.E. et Baron C.L.; 2004; Metabolism of selenomethionine by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) embryos can generate oxidative stress; *Ecotox. Environ. Safe.*, 58, p. 17-21.
- Presser T.S. et Luoma S.N.; 2010; A Methodology for Ecosystem-Scale Modeling of Selenium; *Integr. Environ. Assess. Manage.*, 6, p. 685-710.
- Ralston N.V.C., Unrine J. et Wallschläger D.; 2009; Biogeochemistry and analysis of selenium and its species; préparé pour le North American Metals Council.
- [RNCAN] Ressources naturelles Canada; 2021; [Statistiques annuelles de la production minérale](#). 6 octobre 2021.
- Rudolph B., Lisak A. et Kennedy J.K.; 2008; Reproductive success, early life stage development, and survival of westslope cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki lewisi*) exposed to elevated selenium in an area of active coal mining; *Environ. Sci. Technol.*, 42, p. 3109-3114.
- Schultz R. et Hermanutz R.; 1990; Transfer of toxic concentrations of selenium from parent to progeny in the fathead minnow (*Pimephales promelas*); *Environ. Contam. Tox.*, 45, p. 568-573.
- Simmons, D.B.D. et D. Wallschläger. 2005. A critical review of the biogeochemistry and ecotoxicology of selenium in lotic and lentic environments. *Environ. Toxicol. Chem.* 24: 1331-1343.
- Spallholz J. et Hoffman J.D.; 2002; Selenium toxicity: cause and effects in aquatic birds; *Aquat. Toxicol.*, 57, p. 27-37.
- Stanley T.R. Jr, Spann J.W., Smith G.J. et Rosscoe R.; 1994; Main and interactive effects of arsenic and selenium on Canard colvert reproduction and duckling growth and survival; *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 26, p. 444-451.
- Stanley T.R. Jr, Smith G.J., Hoffman D.J., Heinz G.H. et Rosscoe R.; 1996; Effects of boron and selenium on Canard colvert reproduction and duckling growth and survival; *Environ. Toxicol. Chem.*, 15, p. 1124-1132.
- Stillings, L.L. 2017. Selenium, Chapter Q of Schulz, K.J., J.H. Jr. DeYoung, R.R. Seal II and D.C. Bradley, eds., Critical mineral resources of the United States—Economic and environmental geology and prospects for future supply: U.S. Geological Survey Professional Paper 1802, p. Q1–Q55.
- Terry N., Zayed A.M., de Souza M.P. et Tarun A.S.; 2000; Selenium in higher plants; *An. Rev. Pant Phys.*, 51, p. 401-432.
- Thompson, P.A., J. Kurias et S. Mihok. 2005. Derivation and use of sediment quality guidelines for ecological risk assessment of metals and radionuclides released to the environment from uranium mining and milling activities in Canada. *Environ. Monit. Assess.* 110, p. 71-85.
- [USDOJ] United States Department of the Interior. 1998. Guidelines for interpretation of the biological effects of selected constituents in biota, water and sediment - Selenium. National Irrigation Water Quality Program Information Report No. 3. Novembre 1998. 47 p.
- Young T., Finley K., Adams W.J., Besser J., Hopkins W.D., Jolley D., McNaughton E., Presser T.S., Shaw D.P. et Unrine J.; 2010; What you need to know about selenium; dans Adams W.J., Brooks M.L., Delos C. G., Luoma S.N., Maher W.A., Ohlendorf H.M., Presser T.S. et Shaw D.P. éditeurs, *Proceedings from the SETAC workshop on ecological assessment of selenium in the aquatic environment*, Pensacola, February 2009. Boca Raton, FL (US): SETAC in collaboration with CRC Press, p. 7-46.

Liste des acronymes et des abréviations

ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry
 BCMOE – ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique
 No CAS – numéro de registre du Chemical Abstracts Service
 CCME – Conseil canadien des ministres de l'environnement
 CESE – concentration estimée sans effet
 CE_x – concentration avec effet sur x % de l'espèce testée
 CMAT – concentration maximale acceptable de toxiques (moyenne géométrique de la CESE et de la CMEQ)
 DSE – distribution de la sensibilité des espèces
 EPA – Environmental Protection Agency des États-Unis
 LCPE – *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*
 LDM – limite de détection de la méthode
 PGPC – Plan de gestion des produits chimiques
 ps – poids sec
 REP – rapport d'évaluation préalable
 RFQE – Recommandation fédérale pour la qualité de l'environnement
 RFQEau – Recommandation fédérale pour la qualité de l'eau
 SC – Santé Canada
 USDOJ – Department of Interior des États-Unis