



Environment and
Climate Change Canada

Environnement et
Changement climatique Canada

Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999
Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement

Plomb

Environnement et Changement climatique Canada

Juillet 2020

Introduction

Les recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) fournissent des seuils de qualité acceptable pour l'environnement ambiant. Elles sont basées uniquement sur les effets ou les dangers toxicologiques de substances ou de groupes de substances spécifiques. Les RFQE remplissent trois fonctions : premièrement, elles peuvent aider à prévenir la pollution en fournissant des cibles acceptables de qualité environnementale; deuxièmement, elles peuvent aider à évaluer l'importance des concentrations de substances chimiques actuellement présentes dans l'environnement (surveillance de l'eau, des sédiments, du sol et des tissus biologiques); troisièmement, elles peuvent servir de mesure de la performance pour évaluer l'efficacité des activités de gestion des risques. L'utilisation des RFQE est volontaire, à moins qu'elle ne soit prescrite dans des permis ou d'autres outils réglementaires. Les RFQE pour le milieu ambiant ne constituent donc pas des limites ni des valeurs « à ne jamais dépasser » pour les effluents, mais elles peuvent être utilisées pour calculer de telles limites. Le développement des RFQE relève du ministre fédéral de l'Environnement en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) (gouvernement du Canada (GC) 1999). L'intention est de développer des RFQE en tant que complément de l'évaluation/gestion des risques des produits chimiques d'intérêt prioritaire identifiés dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) ou d'autres initiatives fédérales.

Lorsque les données le permettent, les RFQE sont calculées en suivant les protocoles du CCME. Des RFQE sont développées lorsqu'il existe un besoin au niveau fédéral (p. ex. dans le cas du plomb, pour appuyer la Stratégie fédérale de gestion du risque pour le plomb ou d'autres activités de surveillance), et que des lignes directrices du CCME pour cette substance n'ont pas encore été développées ou ne devraient pas être mises à jour dans un proche avenir. Plus de renseignements sur les RFQE sont disponibles sur cette [page](#).

La présente fiche d'information décrit la recommandation fédérale pour la qualité de l'eau (RFQE_{eau}) pour la protection de la vie aquatique contre les effets nocifs du plomb (tableau 1). Cette recommandation est basée sur des données de toxicité identifiées jusqu'en juin 2019. Aucune RFQE n'a été développée pour les tissus biologiques, pour les sédiments ni pour les sols pour le moment.

Tableau 1 - Recommandation fédérale pour la qualité de l'eau douce pour le plomb (dissous)

Vie aquatique en eau douce	Recommandation (µg/L) ^a
Équation pour la RFQE _{eau}	$RFQE_{eau} = \exp(0,514[\ln(COD)] + 0,214[\ln(dureté)] + 0,4354)$
Exemple de RFQE _{eau}	2,5

^a Cette RFQE est pour le plomb dissous dans des eaux et est calculée en utilisant l'équation susmentionnée. Par exemple, la RFQE_{eau} pour une concentration en COD de 0,5 mg/L et une dureté de 50 mg/L est de 2,5 µg/L. Cette équation est valide pour une COD de 0,5 à 31,5 mg/L et une dureté de 4,7 à 511 mg/L.

Identité de la substance

Le plomb (Pb) est un élément naturel hautement toxique (n° CAS 7439-92-1) présent dans le sous-sol rocheux, des sols, des tills, des sédiments, des eaux de surface, des eaux souterraines et l'eau de mer (Reimann et de Caritat 1998, Santé Canada 2013). Le plomb est un des métaux les plus abondants dans la croûte terrestre (Adriano 2001). Il résiste fortement à la corrosion chimique, et il n'a aucune fonction biologique connue (Mager 2012). C'est un métal de post-transition de classe B, ayant une masse volumique de 11,34 g/cm³ et une masse moléculaire de 207,2 g/mol. Le plomb peut se rencontrer sous plusieurs états d'oxydation, mais dans la nature c'est la forme plombeuse qui prédomine (ATSDR 2007). Le plomb peut se présenter sous forme de composés organiques stables, comme le tétraéthylplomb, mais la présente RFQE concerne le plomb inorganique. Le plomb a été une des premières substances inscrites sur la Liste des substances toxiques (Annexe 1) de la *Loi canadienne sur la*

protection de l'environnement (LCPE) de 1988 (GC 1988). Il a été établi que les preuves scientifiques des effets nocifs du plomb sur la santé humaine et l'environnement étaient suffisantes, et que ses effets nocifs satisfaisaient aux critères de l'article 11 de la LCPE 1988 (Santé Canada 2013).

Le Canada est un producteur et un fournisseur majeur de plomb raffiné, se classant au huitième rang mondial, ayant produit 14 000 tonnes de concentré de plomb et 277 000 tonnes de plomb raffiné en 2017 (RNCAN 2019). Au Canada, deux fonderies primaires de plomb et quatre fonderies de plomb recyclé sont en exploitation. Étant donné l'important recyclage des batteries au plomb, le plomb recyclé représente 55 % de la production canadienne de plomb raffiné. Le Canada a exporté 261 480 tonnes de plomb métallique à l'état brut en 2017, et la majorité de ces exportations était destinée aux États-Unis (RNCAN 2019).

Utilisations

Le plomb sert principalement à la fabrication de batteries au plomb, mais il est aussi utilisé pour la production de gainage de câble, de circuits imprimés, de revêtements intérieurs pour bains chimiques ou contenants de stockage, de canalisations de transport de produits chimiques, de masses d'équilibrage, de composants électriques, de poly(chlorure de vinyle) (comme stabilisant) et de blindage contre les rayonnements (Santé Canada 2013). Les autres utilisations incluent le plomb utilisé dans des munitions et les poids et leurres pour la pêche. Historiquement, l'essence au plomb et les peintures au plomb étaient d'importantes sources de plomb, mais ces produits ont été éliminés progressivement (Santé Canada 2013).

Au Canada, les émissions totales de plomb dans l'air étaient de 136 tonnes (t) en 2014, soit une augmentation de 5 % (environ 7 t) par rapport à 2013 et une diminution de 89 % (1153 t) par rapport à 1990 (ECCC 2016). Les émissions dans l'air ont diminué de 1990 à 2014 en raison des émissions moindres de nombreux secteurs industriels, en particulier le secteur de l'exploitation et de la fusion, et du raffinage des métaux non ferreux. Au niveau national, les rejets de plomb dans l'eau étaient de 146 t en 2014, plus de dix fois les rejets totaux rapportés en 2013, principalement en raison des 134,1 t rejetées lors de la défaillance du barrage minier de Mount Polley (ECCC 2016). Les autres catégories contribuant le plus aux rejets dans l'eau sont les déchets, représentant environ 5,1 t, suivi du secteur des pâtes et papier et du carton représentant 1,9 t du total national. De plus, 500 t par an sont rejetées dans des environnements aquatiques provenant de pertes accidentelles de plombs de fond et de turluttes à base de plomb (Santé Canada 2013). Historiquement, l'utilisation de grenailles de plomb était une source significative de plomb dans les environnements aquatiques. Toutefois, les intrants de plomb de cette source ont diminué au Canada depuis l'entrée en vigueur du règlement national de 1997 interdisant l'utilisation de la grenaille de plomb pour la chasse aux oiseaux migrateurs (à l'exception de la bécasse d'Amérique, de la tourterelle triste et du pigeon à queue barrée) à moins de 200 m de tout plan d'eau, et l'extension de 1999 de cette interdiction à toutes les zones terrestres et aquatiques du pays (Stevenson et al. 2005). Les munitions au plomb non visées par ce règlement sont responsables de rejets annuels d'environ 5200 t de plomb dans l'environnement, et cette source de rejet est la plus importante au Canada (GC 2018).

Devenir, comportement et partition dans l'environnement

Les dépôts atmosphériques, le ruissellement urbain et les rejets industriels sont les principales sources de plomb dans les eaux de surface (Santé Canada 2013, EPA 2006). Dans les eaux de surface, le plomb est principalement présent sous forme de PbO ou de $PbCO_3$. Le devenir, le transport et la biodisponibilité subséquente du plomb dans des systèmes aquatiques ou terrestres sont principalement régis par la solubilité (EPA 2013). Dans les environnements aquatiques, à un $pH \geq 7$, le plomb est facilement complexé et, à l'exception des nitrates, des chlorates et des chlorures, la plupart des sels inorganiques du plomb sont peu solubles. Toutefois, la solubilité des sels de plomb augmente grandement dans des conditions acides (Mager 2012). La spéciation du plomb dans des environnements d'eau douce est largement régie par le pH, l'alcalinité et la matière organique dissoute (MOD) (Mager 2012). Les concentrations de plomb dans les eaux de surface sont contrôlées en grande partie par l'échange avec les sédiments, et le cycle du plomb entre l'eau et les sédiments est régi par des processus chimiques, biologiques et mécaniques qui sont affectés par de nombreux facteurs, dont la salinité, la complexation organique, le potentiel d'oxydoréduction et le pH (EPA 2006).

La majorité du plomb présent dans les eaux de surface est sous forme non dissoute, sous forme de particules colloïdales ou de particules non dissoutes de carbonate de plomb, d'hydroxyde de plomb ou d'autres composés du plomb, qui précipitent dans le lit de sédiments (Getz et al. 1977, Eisler 1988). Les concentrations de plomb dissous sont généralement faibles dans les eaux de surface et les eaux souterraines, car le plomb forme des complexes avec les sulfates, les hydroxydes, les phosphates, les carbonates et d'autres anions dans l'eau. Le plomb peut être présent en tant que revêtement de surface sur des particules minérales de sédiment, en tant qu'ions sorbés ou dans la matière organique en suspension, vivante ou non (LDAI 2008). Le rapport entre le plomb dans des solides en suspension et le plomb dissous va de 4/1 dans les cours d'eau ruraux à 27/1 dans les cours d'eau urbains (Getz et al. 1977).

La biodisponibilité du plomb pour les organismes aquatiques d'eau douce est influencée par divers paramètres chimiques (Van Sprang et al. 2016). Il est généralement assumé que l'ion plomb libre (p. ex. Pb^{2+}) est la forme la plus toxique du plomb, bien qu'il soit toujours nécessaire de déterminer si d'autres espèces chimiques (p. ex. $PbOH^+$) sont aussi des contributeurs importants à la toxicité du plomb (Mager 2012). Les faibles pH favorisant une plus grande proportion de Pb^{2+} , la toxicité du plomb tend à être plus importante à ces pH (bien que les concentrations plus importantes des protons $[H^+]$ à faible pH puissent aussi faire compétition aux ions Pb^{2+} pour l'absorption par les organismes aquatiques) (Mager 2012). À l'inverse, quand le pH augmente, une proportion croissante du plomb se lie aux ions carbonates et hydroxydes, qui sont moins biodisponibles. Une dureté très importante peut aussi réduire la solubilité du plomb, mais le pH semble être un important facteur pour déterminer la solubilité du plomb dans la gamme des chimies de l'eau typiquement utilisée lors de tests de toxicité (Mager 2012). En plus du pH, la MOD est une autre variable de la qualité de l'eau qui influence fortement la biodisponibilité du plomb pour les organismes aquatiques (Mager et al. 2010). La MOD peut complexer la majorité du plomb dans les conditions environnementales les plus pertinentes, bien que la qualité de la MOD ait aussi une influence importante sur sa capacité de liaison (Richards et al. 2001, Mager 2012). Finalement, plusieurs paramètres chimiques de l'eau sont co-variables, ce qui peut rendre difficile l'élucidation de l'influence relative de chaque paramètre chimique sur la biodisponibilité du plomb. Par exemple, la dureté et le pH co-varient souvent avec l'alcalinité et il peut être difficile de déterminer l'influence relative de chacun de ces paramètres (Mager 2012).

En général, le plomb est relativement stable dans les sédiments, avec des durées de résidence longues et une mobilité limitée (Das et al. 2008). Toutefois, les particules de sédiment contenant du plomb peuvent repasser dans la colonne d'eau. Les profils de concentration dans les sédiments tendent donc à suivre ceux dans les eaux sus-jacentes (LDAI 2008). Des processus de désorption, de dissolution, de précipitation, de sorption et de complexation peuvent aussi avoir lieu simultanément et en continu, conduisant à des transformations et une redistribution du plomb (EPA 2013).

Le plomb est typiquement lié à la matière organique et au sol dans les systèmes terrestres et les facteurs les plus importants déterminant sa solubilité dans les sols sont le pH et la capacité ionique (Smolders et al. 2009). Les oxydes de fer et de manganèse sont aussi connus pour jouer un rôle important dans la séquestration du plomb dans les sols (EPA 2013). Le plomb étant fortement adsorbé sur le sol, il est généralement retenu dans les couches supérieures du sol et n'est pas lixivié de façon appréciable vers le sous-sol et les eaux souterraines (ATSDR 2007). La matière organique diminue la biodisponibilité du plomb, mais avec le temps au fur et à mesure de sa dégradation, les minéraux pédogénétiques deviennent plus importants pour la séquestration du plomb (Schroth et al. 2008). La liaison du plomb à la matière organique est relativement faible et, au fur et à mesure de la dégradation de la matière organique, le plomb peut être libéré dans la solution du sol (EPA 2013). Toutefois, quand le plomb persiste dans le sol par l'intermédiaire de son incorporation dans la phase de particules solides du sol, sa biodisponibilité pour les plantes et les organismes diminue.

Concentrations ambiantes

Nous avons résumé dans le tableau 2 les données de surveillance (non publiées) d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC), ainsi que celles du Regional Aquatics Monitoring Program (RAMP) de l'Alberta et du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique sur les concentrations de plomb dans les eaux de surface. Ces données collectées entre 1997 et 2019 vont de 0,002 à 309 µg/L pour le plomb total et de 0,003 à 121 µg/L pour le plomb dissous.

Tableau 2 - Concentrations de plomb total et de plomb dissous dans les eaux de surface au Canada

Lieu	Années de l'échantillonnage	Total ou dissous	Moyenne (µg/L)	Min (µg/L)	Max (µg/L)
Grands Lacs	2004-2014	Total	0,11	0,005	1,29
Cours d'eau reliant les Grands Lacs	2003-2014	Total	0,38	0,005	10,5
Fleuve Saint-Laurent	2007-2014	Total Dissous	0,38 0,03	0,02 0,007	6,95 0,24
Terre-Neuve	2003-2006	Total	0,44	0,005	22,8
Nouveau-Brunswick	2010-2013	Total	0,09	0,03	0,28
Nouvelle-Écosse	2013	Total	0,26	0,03	1,34
Saskatchewan	2003-2014	Total, Dissous	0,54 0,05	0,005 0,005	27,3 1,09
Manitoba	2003-2014	Total, Dissous	1,42 0,05	0,01 0,005	21,5 1,06
Région de l'Athabasca	1997-2015	Total, Dissous	0,9 0,3	0,003 0,004	309 121
Alberta	2003-2015	Total, Dissous	0,85 0,04	0,005 0,005	60,1 2,23
Colombie-Britannique	1998-2019	Total Dissous	0,04 0,03	0,002 0,003	11,7 0,88
Territoires du Nord-Ouest	2003-2014	Total	2,2	0,005	222

Mode d'action

Les mécanismes de toxicité aiguë du plomb chez le poisson comprennent un effet d'étouffement à très forte concentration (p. ex. 20 à > 100 mg/L) et un effet d'ionorégulation à des concentrations plus faibles, qui peuvent être observées de manière plus typique dans l'environnement (Mager 2012). Comme montré lors d'une série d'études avec la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), des expositions aiguës au plomb peuvent conduire à la rupture de l'homéostasie de Ca^{2+} , Na^{+} et Cl^{-} , une hypocalcémie étant la principale cause de toxicité du plomb chez le poisson (Rogers et al. 2003, 2005, Rogers et Wood 2004). Lors d'expositions chroniques de poissons, le plomb peut être nocif pour la croissance et le développement, incluant des déformations rachidiennes (Davies et al. 1976, Holcombe et al. 1976, Hodson et al. 1978). Bien que les mécanismes par lesquels le plomb peut affecter la croissance du poisson ne soient pas bien compris, ils pourraient être liés à une capacité de se nourrir ou un appétit moindre dû à des effets neurologiques (Mager 2012).

Les mécanismes de la toxicité du plomb chez les invertébrés sont moins bien compris que ceux chez le poisson. Toutefois, quand Pb^{2+} entre en compétition avec Ca^{2+} sur un site d'absorption commun, il semble, au moins dans le cas du cladocère sensible *C. dubia* à faible concentration de plomb en solution aqueuse, que Pb^{2+} soit absorbé par l'intermédiaire d'une voie ou d'un transporteur qui a une faible affinité pour Ca^{2+} (Mager et al. 2011a, 2011b). Dans le cas de l'escargot *L. stagnalis*, une espèce également chroniquement sensible au plomb, l'homéostasie de Ca^{2+} peut être affectée par une exposition au plomb, mais ceci semble être un effet secondaire et n'explique pas cette sensibilité (Brix et al. 2012). Chez les plantes, un excès de plomb peut conduire à une mitose, une photosynthèse et une absorption d'eau réduites, ainsi qu'à une inhibition de la croissance (Eisler 1988).

Toxicité aquatique

Nous avons fait un examen détaillé des études en suivant les lignes directrices pour la qualité des données du CCME (2007). Les déterminants de l'acceptabilité des tests comprenaient, sans s'y limiter, la durée de l'exposition, la détermination par des analyses des concentrations d'exposition au plomb et d'autres paramètres de qualité de l'eau, la documentation sur la réponse au contrôle, l'utilisation de paramètres biologiques appropriés et l'inclusion d'analyses statistiques appropriées des données collectées lors de l'étude.

Des études sur la toxicité chronique du plomb dans l'eau douce ont été identifiées dans les compilations de données existantes (ECCC 2020). Il est maintenant généralement accepté que, pour la plupart des métaux, dont le plomb, c'est la fraction dissoute plutôt que la fraction totale récupérable qui représente la fraction potentiellement biodisponible pour les organismes aquatiques (Reiley et al. 2003). Tel que résumé par Diamond et al. (1997), la relation entre le plomb total récupérable et le plomb dissous est variable, car elle est fortement influencée par la quantité de carbonate et, donc, l'alcalinité (Davies et al. 1976, Sprague 1995). Van Sprang et al. (2016) ont évalué les mesures de plomb dissous par rapport à celles de plomb total des études de toxicité et ont conclu que, dans toutes ces études la concentration de plomb inorganique estimée était inférieure à la limite de solubilité du plomb inorganique et que, en conséquence, il était improbable qu'une précipitation ait eu lieu lors des études pour lesquelles seules les concentrations de plomb total ont été rapportées. La concentration de plomb dissous a donc été assumée égale à la concentration de plomb totale.

Des données acceptables sur la toxicité chronique étaient disponibles pour 28 espèces (11 poissons, 13 invertébrés et 4 plantes/algues) (ECCC 2020). L'ensemble des données satisfaisait aux exigences sur les données minimales du CCME (2007) pour le développement d'une recommandation basée sur la distribution de la sensibilité des espèces (DES) (c.-à-d. recommandation de type A). Dans cet ensemble de données, l'influence de divers paramètres chimiques de l'eau sur la biodisponibilité du plomb et la toxicité chronique connexe pour des espèces aquatiques a été évaluée lors de plusieurs études. Les données de toxicité pour ces espèces ont été utilisées pour évaluer les facteurs modifiant la toxicité (FMT) lors du développement de RFQE pour le plomb qui pourraient être ajustées en fonction de la chimie de l'eau spécifique du site (ECCC 2020).

Le protocole du CCME (2007) stipule que, quand cela est possible, il est important de tenir compte de facteurs modifiant la toxicité et l'exposition pour le calcul d'une recommandation. Ceci peut être fait au moyen d'équations à un ou plusieurs facteurs, de matrices ou de modèles (CCME 2007). Une analyse par régression linéaire multiple (RLM) a été étudiée comme approche pour tenir compte de l'effet simultané de plusieurs variables de la chimie de l'eau sur la toxicité du plomb. En faisant une RLM ascendante (p. ex. Neter et al. 1990), la variable indépendante (dans le présent cas la dureté de l'eau, le COD ou le pH) qui permet d'expliquer la plus grande variabilité de la variable dépendante (dans le présent cas la toxicité du plomb) est entrée en premier. Si la relation entre cette variable indépendante et la variable dépendante n'est pas significative, le processus de modélisation serait considéré complet (aucun modèle de RLM ne pourrait être développé). Si la relation est significative, la variable est retenue, et la variable indépendante qui permet d'expliquer la plus grande proportion de variabilité restante est entrée à son tour. Si cette seconde variable ne permet pas d'expliquer un pourcentage supplémentaire significatif de variabilité, la deuxième variable est éliminée et le modèle final ne contient que la première variable indépendante entrée. Si la relation est significative, la deuxième variable est retenue, et la variable indépendante pouvant expliquer la prochaine proportion la plus élevée de la variabilité restante est entrée, et ainsi de suite.

La meilleure compréhension de l'influence de divers facteurs sur la biodisponibilité des métaux a conduit au développement du modèle de ligand biotique (MLB) (Di Toro et al. 2001, Santore et al. 2001, Paquin et al. 2002). Le MLB est un modèle mécanistique qui permet de prédire la biodisponibilité d'un métal pour des organismes aquatiques en prenant en compte la compétition pour les ions métalliques du « ligand biotique » de l'organisme (p. ex. les branchies du poisson) et d'autres ligands dans l'eau (p. ex. le COD), ainsi que la compétition entre l'absorption des métaux et d'autres cations présents dans l'eau (p. ex. le calcium) (Di Toro et al. 2001). Le MLB a été utilisé pour développer des lignes directrices/critères pour la qualité de l'eau (EPA 2007, EU 2008a,b,c, 2010, DeForest et al. 2017). Le MLB pour le plomb et d'autres métaux a servi d'importante base pour l'identification des variables clés utilisées pour l'approche basée sur la RLM prise en compte pour la présente évaluation.

L'analyse par RLM a été évaluée comme outil potentiel pour le calcul de RFQE pour deux raisons principales. Premièrement, les modèles de RLM sont un outil fiable pour prédire la toxicité des métaux (DeForest et al. 2018), y compris celle du plomb (Esbaugh et al. 2011, 2012) sur toute une gamme de chimies de l'eau. Deuxièmement, c'est un modèle linéaire de conception similaire à celle du modèle basé sur la dureté et déjà accepté. En tant que telle, la procédure pour développer des recommandations pour la qualité de l'eau (RQE) basées sur une RLM suivrait les mêmes étapes de base que celle basée sur la dureté et déjà acceptée (CCME 2007), et l'équation

résultante aurait la même structure de base que celle pour les RQE basée sur la dureté, mais au lieu de comporter juste une pente pour la dureté elle peut comporter des pentes pour la dureté, le COD et le pH. Pour plusieurs métaux (p.ex. aluminium, plomb, nickel, zinc), il a été observé que les modèles de RLM permettent de prédire la toxicité ainsi que les MLB (Esbaugh et al. 2012, Brix et al. 2017, DeForest et al. 2018, EPA 2018).

Des analyses de RLM ascendantes ont été faites en utilisant le logiciel statistique SYSTAT (version 13). Les analyses de RLM permettent de déterminer si une portion significative de la variabilité de la toxicité pourrait être expliquée par la dureté, le pH et/ou le COD. Une analyse de RLM a été faite pour une espèce donnée en fonction de la disponibilité de données de toxicité tirées de tests pour lesquels la gamme de dureté excédait 100 mg de CaCO₃/L (la dureté la plus élevée étant trois fois la plus faible), la gamme de COD excédait 5 mg/L (le COD le plus élevé étant trois le plus faible) et la gamme de pH était d'au moins 1,5 unité. Les données de toxicité acceptables pouvaient inclure des données combinées tirées de plusieurs études sur une même espèce. Les analyses de RLM ont été faites sur une base d'une espèce à la fois, les valeurs de toxicité pour une espèce donnée étant les variables dépendantes et les paramètres de la chimie de l'eau étant les variables indépendantes. Des analyses de RLM ont été faites pour les espèces individuelles suivantes : *Brachionus calyciflorus*, *Ceriodaphnia dubia*, *Lymnaea stagnalis*, *Pimephales promelas* et *Pseudokirchneriella subcapitata* (Grosell et al. 2006, Nys et al. 2016, Cooper et al. 2009, Mager et al. 2011b, Esbaugh et al. 2012, Parametrix 2010a,b, De Schamphelaere et al. 2014). Une analyse groupée de RLM a aussi été faite pour les invertébrés et les poissons susmentionnés, avec l'ajout de *Philodina rapida*. L'espèce *Philodina rapida* n'a pas fait l'objet d'une analyse de RLM individuelle, car la gamme de pH ne satisfaisait pas à l'exigence minimale, mais elle a été incluse dans l'analyse groupée puisqu'elle avait fait l'objet de tests sur une large gamme de conditions de COD et de dureté. L'algue verte *P. subcapitata* ne pouvait pas être incluse dans l'analyse de RLM groupée, puisque les analyses de RLM indiquaient que les relations des FMT étaient significativement différentes de celles des poissons et des invertébrés. Des concentrations avec effet CE₁₀ ont été utilisées pour tous les modèles de RLM.

Nous présentons dans le tableau 3 les résultats des analyses de RLM. Aucune des variables n'était significative pour *B. calyciflorus*. La RLM pour *P. subcapitata* était la seule à retenir le pH comme variable significative. Le COD et la dureté étaient significatifs pour l'analyse groupée des invertébrés et des poissons, alors que le pH ne l'était pas. Ces relations des RLM sont appelées modèles RLM ci-après dans la présente fiche d'information.

La capacité des concentrations de carbone organique dissous (COD), du pH et de la dureté à expliquer la variabilité de la toxicité du plomb a été évaluée, une influence importante d'un ou plusieurs de ces paramètres sur la biodisponibilité du plomb pour au moins certaines espèces d'eau douce ayant été mise en évidence (ECCC 2020). L'approche suivie dans le cas présent respectait le protocole du CCME (2007) pour lequel, quand cela est possible, il est important de tenir compte de l'exposition et des facteurs modifiant la toxicité pour le calcul de la recommandation en utilisant des équations, matrices ou modèles à un ou plusieurs facteurs.

Tableau 3 - Résumé des résultats des analyses de RLM

Espèce	n	r ²	Coefficients du modèle			
			Ln COD	pH	Ln dureté	Interception
<i>Brachionus calyciflorus</i>	18	0	-	-	-	-
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	28	0,2	0,682	-	-	2,649
<i>Pimephales promelas</i>	8	0,68	-	-	0,984	1,989
<i>Lymnaea stagnalis</i>	6	0,69	1,259	-	-	-0,229
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	15	0,81	0,473	-1,542	-	12,629
Regroupées (invertébrés et poissons) ^a	66	0,72	0,514	-	0,214	2,156

^a Comprend des données sur 5 espèces (*B. calyciflorus*, *C. dubia*, *P. promelas*, *L. stagnalis* et *P. rapida*). Celles sur *P. rapida* n'ont pas été utilisées pour les analyses de RLM par espèce, car la gamme de pH ne satisfaisait pas à l'exigence minimale, mais elles ont été incluses dans l'analyse de RLM groupée, car cette espèce avait été testée sur une large gamme de COD et de duretés.

Le modèle RLM groupé comprend 66 points de données sur 5 espèces différentes, a retenu le COD et la dureté comme variables avec un r^2 de 0,72 et de larges gammes de paramètres de chimie de l'eau (COD de 0,5 à 31,5 mg/L et dureté de 4,7 à 511 mg/L). Ce modèle groupé (invertébrés et poissons) a donc été choisi pour le calcul de la recommandation.

Calcul de la recommandation fédérale pour la qualité de l'eau

Les recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement pour l'eau (RFQE_{eau}) sont développées de préférence en suivant le protocole du CCME (2007). Dans le cas du plomb, il y avait assez de données acceptables sur la toxicité chronique pour satisfaire aux exigences sur les données minimales pour établir une recommandation de type A. Une recommandation de type A est une approche statistique basée sur la distribution de la sensibilité des espèces (DES) pour calculer une concentration dangereuse pour 5 % des espèces (CD₅), qui est en définitive la recommandation (CCME 2017).

La première étape suivie pour le développement de la RFQE_{eau} pour le plomb a été de normaliser les valeurs de toxicité en fonction de paramètres de chimie dans l'eau communs en utilisant le modèle RLM groupé. Les données de toxicité chronique sur les 28 espèces ont été normalisées pour une eau avec une concentration de COD de 0,5 mg/L et une dureté de 50 mg/L. Toutes les données de l'ensemble de données sur la toxicité se situaient dans les gammes du RLM groupé (COD dans la gamme 0,5-31,5 mg/L et dureté dans la gamme 4,7-511 mg/L), et elles ont donc été utilisables pour le calcul de la recommandation. Quand plusieurs paramètres comparables étaient disponibles pour une même espèce, un même effet, une même étape de vie et une même durée d'exposition, nous avons fait la moyenne géométrique. Dans un effort visant à inclure des données sur des paramètres préférés, quand des études ne rapportaient pas une CE₁₀, mais rapportaient assez de renseignements pour établir une courbe concentration-réponse, des valeurs de CE₁₀ ont été calculées au moyen du Toxicity Relationship Analysis Program (TRAP v.1.3) de l'EPA (EPA 2015).

Le paramètre préféré et le plus sensible (ou sa moyenne géométrique) a ensuite été retenu pour chaque espèce en suivant le protocole du CCME (2007). Un total de 82 paramètres (79 CE₁₀, 1 CE₂₀, 1 CSEO et 1 CMAT) pour 28 espèces ont été inclus dans l'ensemble de données DES. Ils sont résumés dans le tableau 4. *Lymnaea stagnalis* était l'espèce la plus sensible, avec une toxicité moyenne normalisée pour l'espèce de 1,8 µg/L et le grand brochet (*Esox lucius*) était la moins sensible avec une concentration avec effet normalisée de 376,4 µg/L.

Tableau 4 - Paramètres de toxicité chronique du plomb normalisés basés sur une régression linéaire multiple groupée pour les données sur la toxicité utilisées pour le calcul de la RFQE_{eau} pour le plomb

Espèce	Groupe	Paramètre	Concentration avec effet (µg/L)	Concentration avec effet normalisée (µg/L) ^a	Référence
<i>Lymnaea stagnalis</i> (grande limnée des étangs)	Invertébré	CE ₁₀ à 14 j (croissance)	Moyenne géométrique (n = 6)	1,8	Esbaugh et al. 2012, communication personnelle
<i>Philodina rapida</i> (rotifère)	Invertébré	CE ₁₀ à 4 j (croissance de la population)	Moyenne géométrique (n = 6)	3,8	Esbaugh et al. 2012
<i>Ceriodaphnia dubia</i> (cladocère)	Invertébré	CE ₁₀ à 6 j (survie et reproduction)	Moyenne géométrique (n = 3)	4,1	AquaTox 2012
<i>Hyaella azteca</i> (amphipode)	Invertébré	CE ₁₀ à 42 j (survie, croissance et reproduction)	5	4,1	Besser et al. 2016
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (algue)	Plante	CE ₁₀ à 72 h (vitesse de croissance moyenne)	Moyenne géométrique	5,9	De Schamphelaere et al. 2014

Espèce	Groupe	Paramètre	Concentration avec effet (µg/L)	Concentration avec effet normalisée (µg/L) ^a	Référence
			(n = 15)		
<i>Lampsilis siliquoidea</i> (lampsile siliquoïde)	Invertébré	CE ₁₀ à 28 j (survie et croissance)	6	6,5	Wang et al. 2010
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	Poisson	CE ₁₀ à 62 j (poids)	7	7,0	Mebane et al. 2008, communication personnelle
<i>Lymnaea palustris</i> (limnée des étangs)	Invertébré	CE ₂₀ à 120 j (survie et croissance)	23	10,2	Borgmann et al. 1978, Van Sprang et al. 2016
<i>Diaphanosoma birgei</i> (cladocère)	Invertébré	CE ₁₀ à 25 j (vitesse de reproduction nette)	13	11,9	Garcia-Garcia et al. 2006, Van Sprang et al. 2016
<i>Chironomus dilutus</i> (moucheron)	Invertébré	CE ₁₀ à 21 j (émergence)	15	15,0	Mebane et al. 2008, communication personnelle
<i>Daphnia magna</i> (cladocère)	Invertébré	CE ₁₀ à 21-d (survie et reproduction)	Moyenne géométrique (n = 3)	15,4	Chapman et al. 1980
<i>Acipenser transmontanus</i> (esturgeon blanc)	Poisson	CE ₁₀ à 53 j (survie)	26	25,0	Ingersoll et Mebane 2014
<i>Alona rectangula</i> (cladocère)	Invertébré	CE ₁₀ à 25 j (vitesse brute de reproduction)	40	35,9	Garcia-Garcia et al. 2006, Van Sprang et al. 2016
<i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule)	Poisson	CE ₁₀ à 30 j (survie et croissance)	Moyenne géométrique (n = 3)	36,0	Mager et al. 2011b
<i>Baetis tricaudatus</i> (éphémère commun)	Invertébré	CE ₁₀ à 10 j (mue)	37	40,9	Mebane et al. 2008, communication personnelle
<i>Brachionus calyciflorus</i> (rotifère)	Invertébré	CE ₁₀ à 2 j (taille de la population)	Moyenne géométrique (n = 18)	43,1	Nys et al. 2016
<i>Chlaydomonas reinhardtii</i> (algue verte)	Plante	CE ₁₀ à 48 h (vitesse de croissance)	82	45,7	De Schamphelaere et al. 2014
<i>Salvelinus namaycush</i> (touladi)	Poisson	CE ₁₀ à 60 j (poids)	50	54,7	Sauter et al. 1976
<i>Lemna minor</i> (lentille mineure)	Plante	CE ₁₀ à 7 j (croissance racinaire)	Moyenne géométrique (n = 7)	58,3	Antunes et Kreager 2014
<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	Poisson	CE ₁₀ à 60 j (survie)	57	59,1	Sauter et al. 1976
<i>Salvelinus fontinalis</i> (omble de fontaine)	Poisson	CE ₁₀ à 12 semaines (croissance)	88	60,2	Holcombe et al. 1976
<i>Chlorella kesslerii</i> (algue verte)	Plante	CE ₁₀ à 48 h (vitesse de croissance)	120	66,6	De Schamphelaere et al. 2014
<i>Chironomus riparius</i> (moucheron)	Invertébré	CE ₁₀ à 14 j (survie et croissance)	Moyenne géométrique (n = 2)	76,5	Nguyen et al. 2012
<i>Ictalurus punctatus</i> (barbue de rivière)	Poisson	CE ₁₀ à 60 j (survie)	76	81,3	Sauter et al. 1976
<i>Catostomus commersoni</i> (meunier noir)	Poisson	CE ₁₀ à 60 j (poids)	101	107,4	Sauter et al. 1976
<i>Stizostedion vitreum</i> (doré jaune)	Poisson	CE ₁₀ à 30 j (survie)	148,62	158,0	Sauter et al. 1976
<i>Micropterus dolomieu</i>	Poisson	CSEO à 90 j (croissance)	308	242,4	Coughlan et al. 1986

Espèce	Groupe	Paramètre	Concentration avec effet (µg/L)	Concentration avec effet normalisée (µg/L) ^a	Référence
(achigan à petite bouche)					
<i>Esox lucius</i> (grand brochet)	Poisson	CMAT à 20 j (survie)	349,57	376,4	Sauter et al. 1976

^a Normalisé pour une dureté de 50 mg/L et un COD de 0,5 mg/L en utilisant un RLM groupé invertébré/poisson

Nous avons utilisé le programme R (version 4.3.1) « ssdtools » (version 1.0.6) (Thorley et Schwarz 2018) ainsi que le programme convivial correspondant « Shiny App » (shinyssdtools, version 0.1.1) (Dalgarno 2018) pour créer des DSE à partir de l'ensemble de données. Le programme ajuste plusieurs fonctions de distribution cumulatives (FDC) (log-normal, log-logistique, log-Gumbel, log-normal_log-normal, gamma et Weibull) aux données en utilisant une estimation de probabilité maximale (EPM) comme méthode de régression. Le critère d'information d'Akaike (CIA), une mesure de la qualité relative de l'ajustement aux données, a été calculé pour chaque distribution (Burnham et Anderson 2002). Au moyen du CIAc, CIA corrigé pour une petite taille d'échantillon, une CD₅ moyenne modèle peut être établie. Plus le CIAc est petit, meilleur est l'ajustement de la distribution aux données. Chaque modèle a ensuite été pondéré, les modèles avec une pondération élevée correspondent bien aux données comparativement aux autres. La DES et les paramètres statistiques correspondants pour une dureté de l'eau de 50 mg/L et une concentration de COD de 0,5 mg/L sont donnés respectivement dans la figure 1 et le tableau 5.

Tableau - 5 Paramètres statistiques de la DES pour une dureté de 50 mg/L et un COD de 0,5 mg/L

Distribution	CIAc	CD ₅ prédite (µg/L)	LCI et LCS à 95 % (µg/L)	Pondération	CD ₅ pondérée (µg/L)	LCI et LCS à 95 % pondérées (µg/L)
Log-Normal	-46,9	3,04	(1,49-6,64)	0,4	1,22	(0,6-2,67)
Log-Logistique	-45,2	2,81	(1,15-6,83)	0,17	0,49	(0,2-1,18)
Log-Gumbel	-42,9	3,38	(2,11-6,34)	0,06	0,19	(0,12-0,35)
Log-Normal_Log-Normal	-42,6	3,06	(1,92-5,91)	0,05	0,15	(0,09-0,29)
Gamma	-44,6	1,45	(0,292-6,2)	0,13	0,19	(0,04-0,81)
Weibull	-45,4	1,42	(0,402-4,89)	0,19	0,27	(0,08-0,94)
				Recommandation =	2,5	(1,13-6,33)

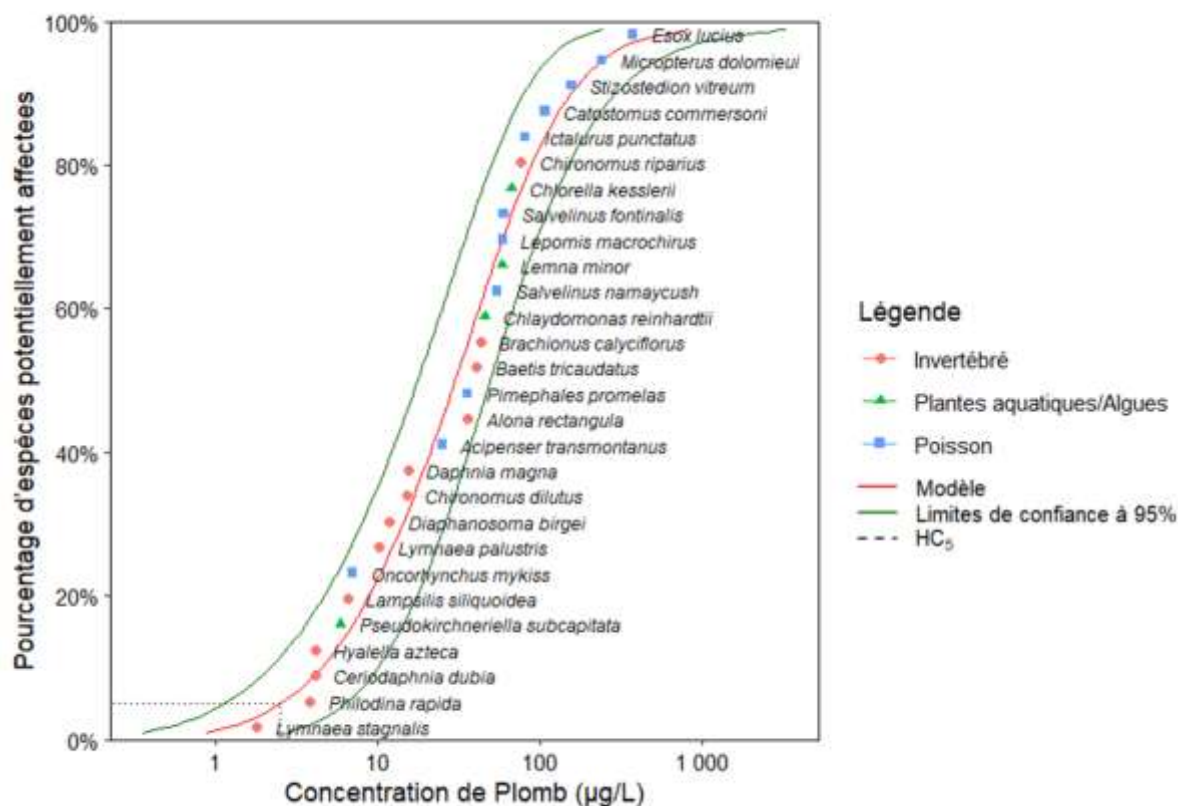


Figure 1 – Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour la toxicité chronique du plomb pour une concentration de COD de 0,5 mg/L et une dureté de 50 mg/L. La CD₅ est de 2,5 µg/L.

La concentration de COD et la dureté ayant été identifiés comme facteurs de modification de la toxicité significatifs, la RFQE_{eau} est exprimée sous forme d'une équation dans laquelle la concentration de COD et la dureté locales sont entrées afin de calculer une RFQE_{eau} spécifique du site. Cette équation est basée sur les pentes respectives des modèles RLM groupés de 0,514 et 0,214 et sur la valeur au 5^e percentile de 2,5 µg/L calculée à partir de la DSE pour une concentration de COD de 0,5 mg/L et une dureté de 50 mg/L.

En se basant sur le modèle RLM groupé et la CD₅ de la DES, l'équation pour calculer la RFQE_{eau} pour le plomb est :

$$\begin{aligned}
 \text{y-interception} &= \ln(5^{\text{e}} \text{ percentile}) - [\text{pente COD} \times \ln(\text{COD})] - [\text{pente dureté} \times \ln(\text{dureté})] \\
 &= \ln(2,5) - [0,514 \times \ln(0,5)] - [0,214 \times \ln(50)] \\
 &= 0,4354 \\
 \text{RFQE}_{\text{eau}} (\mu\text{g/L}) &= \exp(0,514[\ln(\text{COD})] + 0,214[\ln(\text{dureté})] + 0,4354)
 \end{aligned}$$

L'équation pour la RFQE_{eau} a été établie pour le plomb dissous. Elle peut être calculée en utilisant l'équation ci-dessus ou le calculateur de RFQE_{eau} (Annexe). Les utilisateurs peuvent entrer des mesures de la concentration

de COD et de la dureté spécifiques du site pour calculer une RFQE_{eau} spécifique d'une chimie de l'eau. L'équation pour la RFQE est valide pour des concentrations de COD allant de 0,5 à 31,5 mg/L et des duretés allant de 4,7 à 511 mg/L, qui sont les gammes de données utilisées pour calculer les pentes de RLM. Seules des valeurs dans ces gammes devraient être entrées dans l'équation de la recommandation afin de s'assurer que l'équation est précise et que la RFQE_{eau} est protectrice de l'environnement. Les utilisateurs devraient être extrêmement prudents s'ils extrapolent en dehors de ces gammes recommandées, et ils devraient contacter leur autorité locale pour obtenir des conseils. Bien que la dureté soit régulièrement mesurée pendant la surveillance, la concentration de COD ne l'est peut-être pas de manière routinière. En l'absence de données spécifiques au site, une concentration de COD de 0,5 mg/L et une dureté de 4,7 mg/L peuvent être assumées, ce sont les limites inférieures pour l'utilisation de l'équation de la RFQE_{eau}. Pour les plans d'eau dont la concentration de plomb est potentiellement préoccupante, il est recommandé que la concentration de COD et la dureté soient mesurées. Il est aussi bon de noter que la RFQE_{eau} pour le plomb est pour le plomb dissous. Quand les utilisateurs ne disposent que de la concentration totale de plomb sur leur site, il leur est recommandé de commencer par comparer leur concentration totale de plomb à la recommandation pour le plomb dissous. En cas de dépassement, refaire une mesure du plomb dissous dans le plan d'eau. Nous donnons dans le tableau 6 des exemples de RFQE_{eau} pour le plomb pour diverses valeurs de COD et de dureté.

Tableau 6 - RFQE_{eau} (µg/L) pour le plomb pour la protection de la vie aquatique pour diverses valeurs de la concentration de COD et de la dureté

COD (mg/L)	Dureté (mg/L)					
	50	100	200	300	400	500
0,5	2,5	2,9	3,4	3,7	3,9	4,1
2	5,1	5,9	6,9	7,5	8,0	8,3
5	8,2	9,5	11,0	12,0	12,7	13,4
10	11,7	13,5	15,7	17,1	18,2	19,1
20	16,6	19,3	22,4	24,4	26,0	27,3
30	20,5	23,8	27,6	30,1	32,0	33,6

Pour évaluer si la RFQE_{eau} pour le plomb est assez protectrice, une évaluation de son caractère protecteur a été faite en suivant le protocole du CCME (2007). Des RFQE ont été calculées pour chacun des 134 paramètres acceptables de l'ensemble de données sur la toxicité. Elles ont ensuite été comparées à des valeurs de toxicité mesurées pour la chimie de l'eau associée (figure 2). Les valeurs se trouvant au-dessus de la ligne 1 des y (rapport de l'effet de la concentration) indiquent que la RFQE_{eau} est protectrice contre la toxicité dans ce cas particulier, alors que les valeurs se trouvant sous la ligne 1 des y indiquent que la RFQE_{eau} est inférieure à la toxicité observée et, en conséquence, peut nécessiter une évaluation plus approfondie. L'évaluation du caractère protecteur a montré que 11 des 134 (92 %) points de données de toxicité acceptables étaient supérieurs à la recommandation spécifique du site. Huit de ces 11 points de données concernant des invertébrés (3 pour *C. dubia*, 4 pour *L. stagnalis*, 1 pour *Philodina rapida*) et trois l'espèce de plante *P. subcapitata*. Il est important de noter qu'un nombre égal ou supérieur de points relatifs à ces quatre espèces sont au-dessus de la ligne 1 des y (31 pour *C. dubia*, 4 pour *L. stagnalis*, 5 pour *Philodina rapida* et 12 pour *P. subcapitata*). Aucun des points inférieurs à la recommandation ne correspondait à une espèce à risque ou à des effets létaux égaux ou supérieurs à un niveau de 15 % (CCME 2007). Un examen global des données disponibles suggère que la RFQE_{eau} pour le plomb est protectrice.

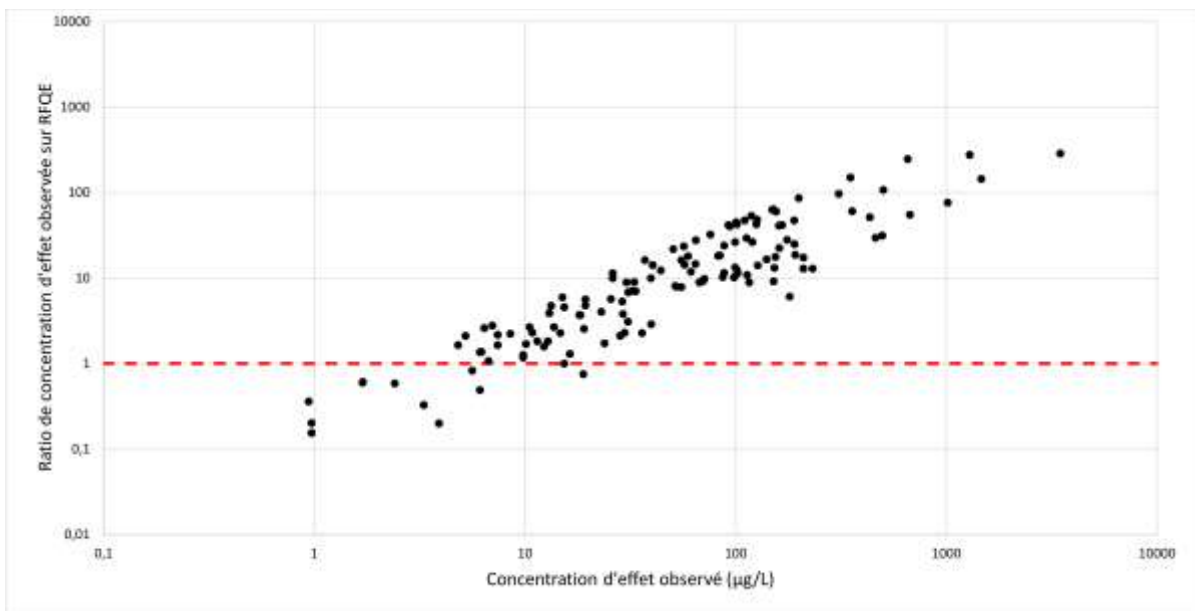


Figure 2 – Rapport entre la concentration avec effet chronique du plomb et la RFQE_{eau} calculée au moyen du modèle RLM groupé pour 5 espèces et de la concentration de COD et la dureté.

Références

- Adriano D.C.; 2001; Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals; Springer-Verlag, New York (disponible en anglais seulement).
- Antunes, P.M.C. and N.J. Kreager. 2014. Lead toxicity to *Lemna minor* predicted using a metal speciation chemistry approach. Environ. Tox. Chem. 33: 225-2233 (disponible en anglais seulement).
- AquaTox; 2012; Report on the toxicity of lead to the freshwater invertebrate, *Ceriodaphnia dubia*, préparé pour l'International Lead Zinc Research Organization, 21 p. plus annexes (disponible en anglais seulement).
- [ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry; 2007; Toxicological Profile for Lead; Atlanta (GA) : Department of Health and Human Services des États-Unis, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (disponible en anglais seulement).
- Besser J.M., Ivey C.D., Brumbaugh W.G. et Ingersoll C.G.; 2016; Effect of diet quality on chronic toxicity of aqueous lead to the amphipod *Hyalella azteca*; Environ. Toxicol. Chem., 35, p. 1825-1834 (disponible en anglais seulement).
- Borgmann, U., O. Kramar and C. Loveridge. 1978. Rates of mortality, growth and biomass production of *Lymnaea palustris* during chronic exposure to lead. J. Fish. Res. Board Can. 35: 1109-1115 (disponible en anglais seulement).
- Brix K.V., Esbaugh A.J., Munley K.M. et Grosell M.; 2012; Investigations into the mechanism of lead toxicity to the freshwater pulmonate snail, *Lymnaea stagnalis*; Aquat. Toxicol., 106-107, p. 147-156 (disponible en anglais seulement).
- Brix, K.V., D.K. DeForest, L.M. Tear, M. Grosell and W.J. Adams. 2017. Use of multiple linear regression models for setting water quality criteria for copper: A complementary approach to the biotic ligand model. Environ. Sci. Technol. 51: 5182-5192.
- Burnham, K.P. and D.R. Anderson. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. (2nd ed.), Springer-Verlag, Berlin (disponible en anglais seulement).
- Chapman, G.A., S. Ota and F. Recht. 1980. Effects of water hardness on the toxicity of metals to *Daphnia magna*. Testing laboratory: Corvallis Environmental Research Laboratory. Corvallis, OR (disponible en anglais seulement).
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'Environnement; 2007; Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement : Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique; Winnipeg (MB); 37 p.
- Cooper, N.L. J.R. Bidwell and A. Kumar. 2009. Toxicity of copper, lead, and zinc mixtures to *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia carinata*. Ecotoxicol. Environ. Safe. 72: 1523-1528 (disponible en anglais seulement).
- Coughlan D.J., Gloss S.P. et Kubota J.; 1986; Acute and sub-chronic toxicity of lead to the early life stages of smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*); Water Air Soil Pollut., 28, p. 265-275 (disponible en anglais seulement).
- Dalgarno, S. 2018. [ssdtools: A shiny web app to analyse species sensitivity distributions](#). Prepared by Poisson Consulting for the Ministry of the Environment, British Columbia. (disponible en anglais seulement).
- Das S.K., Routh J., Roychoudhury A.J. et Klump J.V.; 2008; Major and trace element geochemistry in Zeekoevlei, South Africa: A lacustrine record of present and past processes; Applied Geochem, 23, p. 2496-2511 (disponible en anglais seulement).
- Davies P.H., Goettl Jr J.P., Sinley J.R. et Smith N.F.; 1976; Acute and chronic toxicity of lead to rainbow trout *Salmo gairdneri*, in hard and soft water; Water Research, 10, p. 199-206 (disponible en anglais seulement).
- DeForest, D.K., R.C. Santore, A.C. Ryan, B.G. Church, M.J. Chowdhury and K.V. Brix. 2017. Development of biotic ligand model-based freshwater aquatic life criteria for lead following US Environmental Protection Agency guidelines. Environ. Toxicol. Chem. 36: 2965-2973 (disponible en anglais seulement).
- DeForest, D.K., K.V. Brix, L.M. Tear and W.J. Adams. 2018. Multiple linear regression models for predicting chronic aluminum toxicity to freshwater aquatic organisms and developing water quality guidelines. Environ. Toxicol. Chem. 37: 80-90 (disponible en anglais seulement).
- De Schampelaere K.A.C., Nys C. et Janssen C.R.; 2014; Toxicity of lead (Pb) to freshwater green algae: Development and validation of a bioavailability model and interspecies sensitivity comparison, Aquatic Toxicol., 155, p. 348-359 (disponible en anglais seulement).
- Diamond J.M., Koplisch D.E., McMahon III J. et Rost R.; 1997; Evaluation of the water-effect ratio procedure for metals in a riverine system; Environ. Toxicol. Chem., 16, p. 509-520 (disponible en anglais seulement).
- Di Toro D.M., Allen H.E., Bergman H.L., Meyer J.S., Paquin P.R. et Santore R.C.; 2001; Biotic ligand model of the acute toxicity of metals. 1. Technical basis; Environ. Toxicol. Chem., 20, p. 2383-2396 (disponible en anglais seulement).
- [EU] European Union. 2008a. European Union risk assessment report: Copper, copper II sulphate pentahydrate, copper(I)oxide, copper(II)oxide, dicopper chloride trihydroxide (disponible en anglais seulement).
- [EU] European Union. 2008b. European Union risk assessment report: Nickel and nickel compounds (disponible en anglais seulement).
- [EU] European Union. 2008c. European Union risk assessment report: lead metal, lead oxide, lead tetroxide, and lead stabilizer compounds (disponible en anglais seulement).
- [EU] European Union. 2010. European Union risk assessment report: Zinc metal (disponible en anglais seulement).
- [ECCC] Environnement et Changement climatique Canada; 2016; Les indicateurs canadiens de la durabilité de l'environnement : rejets de substances dangereuses dans l'environnement; Gatineau, QC (disponible en anglais seulement).
- [ECCC] Environnement et Changement climatique Canada; 2020; Recommandation fédérale pour la qualité de l'eau pour le

- plomb; Document de travail; Bureau national des recommandations et des normes, Environnement et Changement climatique Canada, Gatineau, QC (disponible en anglais seulement).
- Eisler R.; 1988; Lead hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review; U.S. Fish Wildlife Survey Biol. Rep., 85(1.14) (disponible en anglais seulement).
- [EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2006; Air quality criteria for lead: Volume I of II [EPA Report]; (EPA/600/R-05/144aF); Research Triangle Park (NC) (disponible en anglais seulement).
- [EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2007; Aquatic life ambient freshwater quality criteria – copper; Office of Water, Washington, DC, É.-U.; EPA-822-R-07-001 (disponible en anglais seulement).
- [EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2013; Integrated science assessment for lead; EPA/600/R-10/075F (disponible en anglais seulement).
- [EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2015; Toxicity Relationship Analysis Program (TRAP), v. 1.30a; Mid-Continent Ecology Division, 6201 Congdon Blvd., Duluth, MN 55804 (disponible en anglais seulement).
- [EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2018; Final aquatic life ambient water quality criteria for aluminum 2018; Office of Water, Washington, D.C., É.-U.; EPA-822-R-18-001 (disponible en anglais seulement).
- Esbaugh A.J., Brix K.V., Mager E.M. et Grosell M.; 2011; Multi-linear regression models predict the effects of water chemistry on acute lead toxicity to *Ceriodaphnia dubia* and *Pimephales promelas*; Comp. Biochem. Physiol. Part C, 154, p. 137-145 (disponible en anglais seulement).
- Esbaugh A.J., Brix K.V., Mager E.M., De Schampelaere K. et Grosell M.; 2012; Multi-linear regression analysis, preliminary biotic ligand modeling, and cross species comparison of the effects of water chemistry on chronic lead toxicity in invertebrates; Comp. Biochem. Physiol. C, 155, p. 423-431 (disponible en anglais seulement).
- Garcia-Garcia G., Nandini S. et Sarma S.S.S.; 2006; Turbidity mitigates lead toxicity to cladocerans; Ecotoxicol., 15, p. 425-436 (disponible en anglais seulement).
- [GC] Gouvernement du Canada; 1988; *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*; Statuts du Canada [GC]; 2000; *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999 : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*, C.P. 2000-348, 29 mars 2000, DORS/2000-107.
- [GC] Gouvernement du 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.
- [GC] Gouvernement du Canada; 2018; Vers une utilisation croissante des munitions sans plomb; Division de la gestion des substances chimiques, Environnement Canada, Gatineau, QC.
- Getz L.L., Haney A.W. et Larimore R.W.; 1977; Transport and distribution in a watershed ecosystem; dans Boggess W.R. éditeur, *Lead in the Environment*: Chapter 6; Washington, DC: National Science Foundation. Report No. NSF/RA-770214, 105-133 (disponible en anglais seulement).
- Grosell, M., R.M. Gerdes and K.V. Brix. 2006. Chronic toxicity of lead to three freshwater invertebrates - *Brachionus calyciflorus*, *Chironomus tentans*, and *Lymnaea stagnalis*. Environ. Toxicol. Chem. 25: 97-104 (disponible en anglais seulement).
- Hodson P.V., Blunt B.R. et Spry D.J.; 1978; Chronic toxicity of water-borne and dietary lead to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in Lake Ontario water; Water Research, 12, p. 869-878 (disponible en anglais seulement).
- Holcombe G.W., Benoit D.A., Leonard E.N. et McKim J.M.; 1976; Long-term effects of lead exposure on three generations of brook trout (*Salvelinus fontinalis*); J. Fish. Res. Board Canada, 33, p. 1731-1741 (disponible en anglais seulement).
- Ingersoll C.G. et Mebane C.A.; 2014; Acute and chronic sensitivity of white sturgeon (*Acipenser transmontanus*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to cadmium, copper, lead, or zinc in laboratory water-only exposures; Scientific Investigations Report 2013– 5204, 70 p. plus annexe (disponible en anglais seulement).
- [LDAI] Lead Development Association International; 2008; Agence européenne des produits chimiques (ECHA); [Risk Assessment – Lead metal and lead compounds voluntary risk assessment](#) (disponible en anglais seulement).
- Mager E.M.; 2012; Lead; dans Wood C.M., Farrell A.P. et Brauner C.J. éditeurs; *Homeostasis and toxicology of non-essential metals*, vol. 31B; Elsevier, Amsterdam, Pays-Bas, p. 185-23 (disponible en anglais seulement).
- Mager E.M., Brix K.V. et Grosell M.; 2010; Influence of bicarbonate and humic acid on effects of chronic waterborne lead exposure to the fathead minnow (*Pimephales promelas*); Aquatic Toxicol., 96, p. 35-144 (disponible en anglais seulement).
- Mager, E.M., K.V. Brix, R.M. Gerdes, A.C. Ryan and M. Grosell. 2011a. Effects of water chemistry on the chronic toxicity of lead to the cladoceran, *Ceriodaphnia dubia*. Ecotoxicol. Environ. Saf. 74: 238-243 (disponible en anglais seulement).
- Mager E.M., Esbaugh A.J., Brix K.V., Ryan A.C. et Grosell M.; 2011b; Influences of water chemistry on the acute toxicity of lead to *Pimephales promelas* and *Ceriodaphnia dubia*; Comp. Biochem. Physiol. Part C, 153, p. 82-90 (disponible en anglais seulement).
- Mebane C.A., Hennessy D.P. et 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 Soil Pollut., 188, p. 41-66 (disponible en anglais seulement).
- Neter J., Wasserman W. et Kutner M.H.; 1990; Applied linear statistical models, 3rd edition; Irwin, Homewood, IL, É.-U.
- Nguyen L.T.H., Janssen C.R. et De Schampelaere K.A.C.; 2012; Chronic toxicity of Pb to *Chironomus riparius* in five natural waters; préparé pour l'International Lead Zinc Research Organisation; Université de Gand, Gand, Belgique (disponible en anglais seulement).
- Nys C., Janssen C.R. et De Schampelaere K.A.C.; 2016; Development and validation of a chronic Pb bioavailability model

- for the freshwater rotifer *Brachionus calyciflorus*; Environ. Toxicol. Chem., 35, p. 2977-2986 (disponible en anglais seulement).
- Paquin P.R., Gorsuch J.W., Apte S., Batley G.E., Bowles K.C., Campbell P.J.C. et al.; 2002; The biotic ligand model: a historical overview; Comp. Biochem. Physiol. Part C, 133, p. 3-35 (disponible en anglais seulement).
- Parametrix; 2010a; Chronic toxicity of lead to the fathead minnow, *Pimephales promelas*: a comparison of three different testing methodologies; préparé pour l'International Lead Zinc Research Organization; Albany (OR), É.-U. (disponible en anglais seulement).
- Parametrix; 2010b; Chronic toxicity of lead to the fathead minnow, *Pimephales promelas*, in natural waters; préparé pour l'International Lead Zinc Research Organization; Albany (OR), É.-U. (disponible en anglais seulement).
- Reiley M.C., Stubblefield W.A., Adams W.J., Di Toro D.M., Hodson P.V., Erickson R.J. et Keating Jr J.; 2003; Re-evaluation of the state of the science for water-quality criteria development; SETAC, Pensacola (FL), 224 p. (disponible en anglais seulement).
- Reimann C. et de Caritat P.; 1998; Chemical Elements in the Environment: Factsheets for the Geochemist and Environmental Scientist; New York (NY) : Springer-Verlag (disponible en anglais seulement).
- Richards J.G., Curtis H.J., Burnison B.K. et Playle R.C.; 2001; Effects of natural organic matter source on reducing metal toxicity to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and on metal binding to their gills; Environ. Toxicol. Chem., 20, p. 1159-1166 (disponible en anglais seulement).
- [RNCa] Ressources naturelles Canada; 2019; [Faits sur les minéraux et les métaux](#).
- Rogers J.T., Richards J.G. et Wood C.M.; 2003; Ionoregulatory disruption as the acute toxic mechanism for lead in the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*); Aquat. Toxicol., 64, p. 215-234 (disponible en anglais seulement).
- Rogers J.T. et Wood C.M.; 2004; Characterization of branchial lead-calcium interaction in the freshwater rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*; J. Exp. Biol., 207, p. 813-825 (disponible en anglais seulement).
- Rogers J.T., Patel M., Gilmour K.M. et Wood C.M.; 2005; Mechanisms behind Pb-induced disruption of Na⁺ and Cl⁻ balance in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*); Am. J. Physiol. Regul. Integr. Comp. Physiol., 289, p. R463-R472.
- Santé Canada; 2013; Stratégie de gestion des risques pour le plomb; Ottawa (ON) : Santé Canada (disponible en anglais seulement).
- Santore R.C., Di Toro, D.M., Paquin, P.R., Allen, H.E. et Meyer J.S.; 2001; Biotic ligand model of the acute toxicity of metals. 2. Application to acute copper toxicity in freshwater fish and *Daphnia*; Environ. Toxicol. Chem., 20, p. 2397-2402 (disponible en anglais seulement).
- Sauter, S., Buxton K.S., Macek K.J. et Petrocelli S.R.; 1976; Effects of exposure to heavy metals on selected freshwater fish; Environmental Protection Agency des États-Unis, Duluth, MN, É.-U. (disponible en anglais seulement).
- Schroth A.W., Bostick B.C., Kaste J.M. et Friedland A.J.; 2008; Lead sequestration and species redistribution during soil organic matter decomposition; Environ. Sci. Technol., 42, p. 3627-3633 (disponible en anglais seulement).
- Smolders E, Oorts K., van Sprang P., Schoeters I., Janssen C.R., McGrath S.P. et McLaughlin M.J.; 2009; Toxicity of trace metals in soil as affected by soil type and aging after contamination: Using calibrated bioavailability models to set ecological soil standards; Environ. Toxicol. Chem., 28, p. 1633-1642 (disponible en anglais seulement).
- Sprague J.B.; 1995; Factors that modify toxicity; dans Rand G.M. éditeur, Fundamentals of Aquatic Toxicology, 2^e édition, Taylor & Francis, Washington, DC., É.-U., p. 1012-1051 (disponible en anglais seulement).
- Stevenson A.L., Scheuhammer A.M. et Chan H.M.; 2005; Effects of nontoxic shot regulations on lead accumulation in ducks and American woodcock in Canada; Arch. Environ. Contam. Toxicol., 48, p. 405-413 (disponible en anglais seulement).
- Thorley, J. and C. Schwarz. 2018. [ssdtools: An R package to fit Species Sensitivity Distributions](#). Journal of Open Source Software, 3(31), 1082. (disponible en anglais seulement).
- Van Sprang P.A., Nys C., Blust R.J.P., Chowdhury J., Gustafsson J.P., Janssen C.J. et De Schampelaere K.A.C.; 2016; The derivation of effects threshold concentrations of lead for European freshwater ecosystems; Environ. Toxicol. Chem., 35, p. 1310-1320 (disponible en anglais seulement).
- Wang N., Ingersoll C.G., Ivey C.D., Hardesty D.K., May T.W., Augspurger T., Roberts A.D., van Genderen E. et Barnhard M.C.; 2010; Sensitivity of early life stages of freshwater mussels (Unionidae) to acute and chronic toxicity of lead, cadmium, and zinc in water; Environ. Toxicol. Chem., 29, p. 2053–2063 (disponible en anglais seulement).

Liste des abréviations

ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry
CAS – Chemical Abstracts Service
CCME – Conseil canadien des ministres de l'Environnement
CE – concentration avec effet
CIA – le critère d'information d'Akaike
COD – carbone organique dissous
CSEO – concentration sans effet observé
DSE – distribution de la sensibilité des espèces
EPA – Environmental Protection Agency des États-Unis
FDC – fonctions de distribution cumulatives
FMT – facteur modifiant la toxicité
LCPE – Loi canadienne sur la protection de l'environnement
MOD – matière organique dissoute
PGPC – Plan de gestion des produits chimiques
RFQE – Recommandation fédérale pour la qualité de l'environnement
RFQE_{eau} – Recommandation fédérale pour la qualité de l'environnement pour l'eau
RLM – régression linéaire multiple
RNCan – Ressources naturelles Canada