



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

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

Cuivre

Environnement et Changement climatique Canada

Avril 2021

Introduction

Les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) établissent des seuils de qualité acceptable de l'environnement. Elles sont fondées uniquement sur les effets ou les dangers toxicologiques de substances ou de groupes de substances spécifiques. En premier lieu, les Recommandations peuvent servir d'outil de prévention de la pollution en fournissant des objectifs acceptables pour la qualité de l'environnement. En deuxième lieu, elles peuvent aider à évaluer l'importance des concentrations des substances chimiques trouvées actuellement dans l'environnement (par la surveillance des eaux, des sédiments, du sol et des tissus biologiques). Et en troisième lieu, elles peuvent servir de mesures de rendement pour évaluer l'efficacité des mesures de gestion des risques pour les substances chimiques. Le recours aux Recommandations est volontaire, à moins que celles-ci ne soient prévues par un permis ou d'autres outils de réglementation. Donc, puisqu'elles s'appliquent au milieu ambiant, les RFQE ne sont pas des limites d'effluents à ne pas dépasser, mais peuvent être utilisées pour déterminer ces limites. L'élaboration des RFQE relève de la responsabilité du ministre fédéral de l'Environnement, conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE) (gouvernement du Canada (GC), 1999). L'objectif est d'élaborer des Recommandations pour appuyer l'évaluation et la gestion des risques associés aux produits chimiques d'intérêt prioritaire répertoriés dans le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) ou d'autres initiatives fédérales. Là où les données le permettent, les RFQE sont calculées sur la base des protocoles du CCME. Les RFQE sont élaborées lorsqu'il existe un besoin de recommandation au niveau fédéral, mais que les recommandations du CCME concernant une substance n'ont pas encore été élaborées ou que leur mise à jour n'est pas raisonnablement prévue dans un avenir proche. De plus amples détails sur les RFQE sont disponibles à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/substances-chimiques/fiches-renseignements/recommandations-federales-qualite-environnement.html>.

La présente fiche d'information décrit donc les RFQE pour la protection de la vie aquatique d'eau douce contre les effets nocifs du cuivre (tableau 1) et est basée sur l'approche du modèle du ligand biotique (MLB). Cette approche permet de tenir compte d'un ensemble diversifié de paramètres de qualité de l'eau dont on sait qu'ils ont une incidence sur la toxicité du cuivre pour la vie aquatique. Le calcul des RFQE repose en grande partie sur la collecte et l'évaluation des données sur la toxicité aquatique publiées jusqu'en janvier 2018. Pour le moment, aucune RFQE n'a été élaborée pour les tissus biologiques, ni les sédiments, ni les compartiments du sol.

Tableau 1. Recommandation fédérale pour la qualité de l'eau – Cuivre dissous.

Vie aquatique	Valeur recommandée (µg/L)*
Eau douce	Variable – Utiliser le modèle de ligand biotique ^a
Exemple de RFQE ^b	0,41

^a Cette recommandation s'applique au cuivre dissous. Elle est calculée à l'aide de l'outil du modèle du ligand biologique (BLM) (ECCC 2021). L'outil du BLM et le manuel peuvent être obtenus par courriel à l'adresse : EC.RQE-EQG.EC@Canada.ca.

^b À titre d'exemple, la recommandation de 0,41 µg/L est applicable au cuivre propre au site à une température de l'eau de 20 °C, un pH de 7,5, un COD de 0,5 mg/L et une dureté de 50 mg/L de CaCO₃.

Identité de la substance

Le cuivre (n° CAS 7440-50-8) est un élément naturel que l'on trouve couramment dans les systèmes aquatiques, et il est d'origine naturelle et anthropique (Nriagu 1979). Les sources naturelles de cuivre comprennent les dépôts géologiques, l'altération et l'érosion des roches et des sols, et l'activité volcanique. Les principales sources de cuivre au Canada sont les minéraux sulfurés comme la chalcopyrrite (CuFeS₂) et la bornite (Cu₅FeS₄). Dans les eaux naturelles oxygènes, le cuivre se trouve principalement à l'état d'oxydation Cu(II) et peut former un certain nombre de complexes dissous avec des ligands inorganiques ou organiques. Même s'il représente un faible pourcentage de la quantité totale de cuivre

dans l'eau, le Cu^{2+} est considéré comme le principal responsable de la toxicité du Cu. L'ion libre Cu^{2+} est très réactif aux substances chimiques inorganiques et organiques en solution et en suspension, ce qui produit une multitude de formes chimiques. Le cuivre est un micronutriment et un élément essentiel pour les plantes et les animaux (Kapustka et coll. 2004). Cependant, à des concentrations plus élevées, il peut devenir toxique pour la vie aquatique (USEPA 2007).

Au Canada, le cuivre est toujours produit avec d'autres métaux, le plus souvent avec du nickel, du zinc, du plomb, de l'or et du molybdène. Le Canada se classait au 9^e rang parmi les 15 principaux producteurs de cuivre et au 17^e pour la production de cuivre affiné en 2014 (RNCan 2015). Les mines canadiennes ont produit 697 503 tonnes (t) de concentré de cuivre en 2014, soit une augmentation de 6,9 % (652 595 t) par rapport à 2013. Cette augmentation était principalement attribuable à la hausse de la production en Colombie-Britannique. La majeure partie de la production minière canadienne de cuivre provient de la Colombie-Britannique (47 %) et de l'Ontario (30 %), puis de Terre-Neuve (8 %), du Québec (6 %) et du Manitoba (3 %). Les raffineries canadiennes ont produit 325 352 t de cuivre affiné en 2014, soit une augmentation de 1,2 % (321 511 t) par rapport à 2013. Les exportations canadiennes de cuivre ont totalisé 7,1 milliards de dollars en 2014, soit 14 % de plus qu'en 2013 (RNCan 2015).

Utilisations

Le cuivre est utilisé dans les fils et les câbles électriques en raison de sa conductivité électrique et dans la plomberie, la machinerie industrielle et les matériaux de construction en raison de sa durabilité, de son usinabilité, de sa résistance à la corrosion et de sa capacité à être coulé avec une précision et une tolérance élevées (RNCan 2015). Comme le cuivre ne se dégrade pas et ne perd pas ses propriétés chimiques ou physiques lors du recyclage, le Groupe international d'étude du cuivre a estimé qu'en 2012, plus de 30 % de la consommation mondiale de cuivre provenait du cuivre recyclé (ICSG 2014).

Concentrations dans le milieu ambiant

Le Bureau national des recommandations et des normes d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) a compilé tous les ensembles de données sur la surveillance de la qualité de l'eau d'ECCC, des provinces et des territoires. La majeure partie des données de surveillance pour le cuivre portaient sur le cuivre total et sont résumées dans le tableau 2. Les concentrations totales de cuivre variaient selon les provinces et territoires, avec une fourchette globale de 0,002 (Ontario) à 5 273 $\mu\text{g/L}$ (Saskatchewan). Toutefois, les concentrations médianes (50^e centile) de cuivre étaient moins variables, et allaient de 0,3 $\mu\text{g/L}$ pour l'Île-du-Prince-Édouard à 1,8 $\mu\text{g/L}$ pour le Manitoba. Les données canadiennes de surveillance pour d'autres paramètres, y compris le nombre de sites et d'échantillons, sont présentées dans ECCC (2021).

Tableau 2. Plages et quantiles des concentrations de cuivre total ($\mu\text{g/L}$) dans les eaux de surface canadiennes.

Unité géographique	Valeur minimale	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	Valeur maximale
Alberta	0,02	0,2	0,5	0,8	1,1	1,9	19
Colombie-Britannique	0,02	0,3	0,4	0,7	1,4	3,3	4 600
Manitoba	0,2	0,8	1,1	1,8	3,4	6,5	2 270
Nouveau-Brunswick	0,2	0,5	0,5	0,5	0,7	1,0	23
Terre-Neuve-et-Labrador	0,02	0,2	0,3	0,4	1,4	2,2	30
Territoires du Nord-Ouest	0,06	0,3	0,5	1,0	2,0	3,7	218
Nouvelle-Écosse	0,03	0,2	0,3	0,4	0,8	1,4	158
Nunavut	0,03	0,3	0,7	1,3	2,6	3,8	50

Ontario	0,002	0,4	0,7	1,0	2,1	4,1	2 320
Île-du-Prince-Édouard	0,09	0,2	0,2	0,3	0,5	1,1	3,2
Québec	0,03	0,4	0,7	1,1	1,5	2,8	25
Saskatchewan	0,02	0,2	0,9	1,5	2,7	8,3	5 273
Yukon	0,2	0,4	0,5	0,9	1,8	4,2	46

Mode d'action

En tant qu'élément essentiel à la vie, le cuivre est largement utilisé par les plantes et les animaux pour le fonctionnement normal des enzymes et des protéines (Owen 1982a,b; Linder 1991). Les fonctions biologiques médiées par le cuivre impliquent la catalyse par transfert d'électrons via ses deux états d'oxydation accessibles (Georgopoulos et coll. 2002). Des concentrations élevées de cuivre peuvent nuire à la vie aquatique. Grosell (2011) présente une description détaillée du mécanisme de la toxicité du cuivre pour les poissons, y compris les altérations physiologiques, régulatrices des ions, comportementales et chimiosensorielles. Chez les plantes, une exposition élevée au cuivre réduit la croissance, la photosynthèse, la respiration et la fixation de l'azote (Foster 1977; Rosko et Rachlin 1977; Laube et coll. 1980).

Devenir, comportement et répartition dans l'environnement

Dans la nature, le cuivre existe dans l'un des quatre états d'oxydation suivants : Cu (cuivre élémentaire), Cu^+ – ion cuprique, Cu^{2+} – ion cuprique et Cu^{3+} (Georgopoulos et coll. 2002). L'ion cuprique est l'état d'oxydation le plus communément rencontré dans l'eau. Le Cu^+ est formé à partir du Cu^{2+} . Cependant, il disparaît en quelques secondes dans des conditions oxydantes (Glazewski et Morrison 1996). Le Cu^{3+} est fortement oxydant et n'est présent que dans quelques composés sans importance pour l'environnement (ATSDR 2004). Les procédés qui influent sur la disponibilité du cuivre dans le biote sont les suivants : précipitation, dissolution, adsorption, désorption, complexation et concurrence pour les sites d'adsorption biologique (c.-à-d. les ligands) (EURAR 2008).

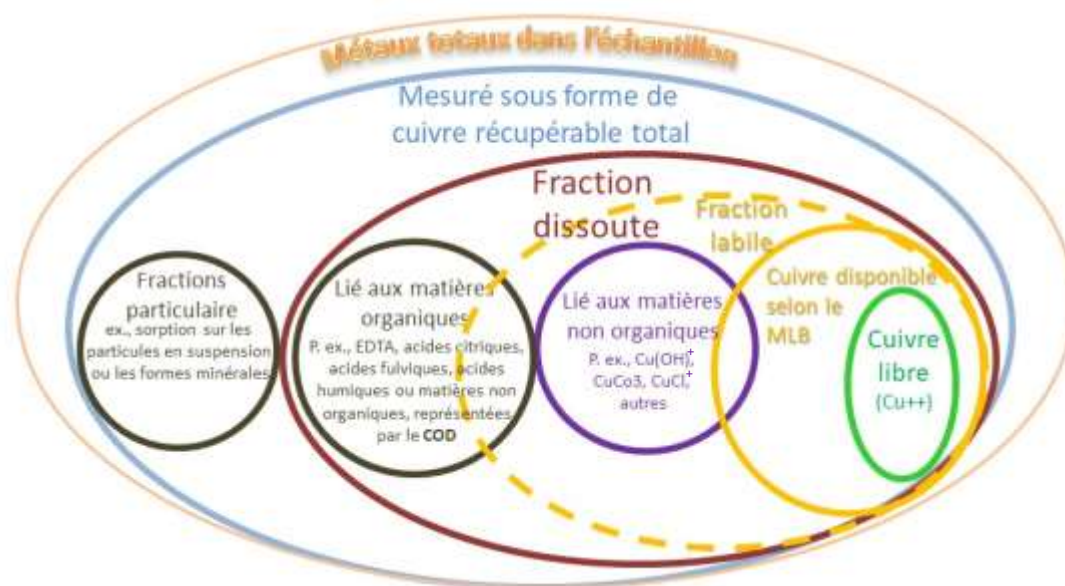


Figure 1. Fractions possibles de cuivre dans les eaux de surface naturelles (Source : Robert Santore, Windward Environmental). MON : matière organique naturelle; COD : carbone organique dissous.

La figure 1 illustre un schéma des différentes fractions de cuivre dans les eaux de surface. Il se peut qu'il ne soit pas possible de mesurer la concentration absolue totale de cuivre dans l'eau en raison des limites des méthodes d'échantillonnage et d'analyse de routine. Le cuivre récupérable total est souvent utilisé pour représenter la concentration totale de cuivre. La fraction récupérable totale, ci-après appelée fraction totale, comprend à la fois les fractions particulaires (liées ou incorporées aux matières en suspension et aux minéraux) et les fractions dissoutes de cuivre. Dans les eaux de surface, le cuivre peut exister sous forme d'ions cupriques (Cu^{2+}), de complexes inorganiques simples (p. ex., CuCO_3) et de complexes avec macromolécules organiques (p. ex., liés à des substances humiques), ou il peut être sorbé sur des particules et matières inorganiques et organiques (Miwa et coll. 1988). Le cuivre lié aux particules est sujet à la sédimentation. Cependant, la fraction restant dans la colonne d'eau interagit plus fortement avec la fraction dissoute des solides en suspension totaux (Kiaune et Singhasemanon 2011). La principale distinction opérationnellement définie entre les formes particulaire et dissoute est la filtrabilité, le cuivre dissous pouvant traverser un filtre dont la taille des pores est généralement de $0,45\ \mu\text{m}$ (Paquin et coll. 2002). Il est important de noter que la fraction dissoute de cuivre est souvent appelée « fraction totale dissoute », parce qu'elle comprend des métaux liés à des colloïdes capables de passer à travers le filtre et que, par conséquent, la fraction dissoute peut ne pas être vraiment dissoute (Paquin et coll. 2002). Cette fraction pourrait également inclure les nanoparticules de cuivre. La possibilité que de petites particules et des précipités amorphes passent à travers un filtre et soient quantifiés comme « fraction dissoute » est une limitation de la nature opérationnelle de la définition de « dissous » basée sur la filtration avec un filtre de $0,45\ \mu\text{m}$.

La fraction dissoute comprend les ions cuivre liés aux matières organiques, les ions cuivre liés aux matières inorganiques et les ions cuivre libres. Les complexes de cuivre liés à la matière inorganique et les ions cuivre libres, regroupés, forment la fraction labile, qui est définie par la mobilité fréquente entre les deux fractions (Pesavento et coll. 2009). Selon la façon dont la fraction labile est déterminée, elle peut aussi comprendre certains des complexes organiques faiblement liés. Le composant MLB disponible n'est pas une fraction chimique spécifique, car la biodisponibilité décrite ici fait référence au degré auquel il provoque des réactions toxiques chez les organismes exposés, qui intègrent des mécanismes chimiques et organiques. Généralement, les ions métalliques libres sont parmi les formes les plus importantes qui composent la fraction biodisponible, étant capables de traverser les membranes biologiques selon plusieurs mécanismes de transport et causant ainsi des effets toxiques (Dragun et coll. 2008). Cependant, dans le cas du cuivre, la recherche a montré que le cuivre sous forme d'ions libres (c.-à-d. Cu^{2+}) et certains complexes inorganiques simples (p. ex., CuOH^+) sont capables de traverser des membranes biologiques (Kramer et coll. 2004). En revanche, le cuivre lié organiquement, présent sous forme de carbone organique dissous (COD), est considéré comme étant moins biodisponible pour les organismes (Kramer et coll. 2004). Par conséquent, ce sont les ions cuivre libres ou les fractions labiles qui sont les espèces de cuivre les plus actives. Les concentrations totales de cuivre ne sont habituellement pas liées directement aux effets écologiques, parce que l'exposition des organismes dépend des processus qui limitent l'incorporation du cuivre (ICPS 1998).

Le Cu^{2+} se lie généralement aux ligands inorganiques ou organiques lorsqu'il pénètre dans l'eau et les sédiments (EURAR 2008). L'affinité de liaison du Cu^{2+} avec les matières inorganiques et organiques dépend du pH et du potentiel d'oxydoréduction dans l'environnement local (EURAR 2008). Lorsque le pH augmente, les espèces de cuivre dominantes passent de Cu^{2+} , CuCO_3 , $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{2-}$, $\text{Cu}(\text{OH})_3^-$ à finalement $\text{Cu}(\text{OH})_4^{2-}$. La proportion relative de Cu^{2+} , d'hydroxyde de cuivre et de complexes carbonatés dépend également de l'alcalinité et de l'importance des constantes de liaison pour la formation de complexes. Bien que le pH et l'alcalinité varient considérablement dans les systèmes d'eau douce, le Cu^{2+} , le $\text{Cu}(\text{OH})^+$, le $\text{Cu}(\text{OH})_2$ et le $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{2-}$ représentent 98 % du cuivre inorganique dissous, tandis que les autres états d'oxydation du cuivre complexé avec des hydroxydes, des carbonates, des chlorures, des sulfates, l'ammonium et des phosphates représentent < 2 % du cuivre inorganique dissous (Nelson et coll. 1986; Alberta Environment 1996).

Dans les eaux de surface, une partie importante du cuivre peut être maintenue en solution par complexation avec des ligands organiques naturels. Dans l'eau, le cuivre se lie à la matière organique dissoute (p. ex., les acides humiques ou fulviques) en formant des complexes stables avec les groupes $-\text{NH}_2$, $-\text{SH}$ et, dans une moindre mesure, $-\text{OH}$ (EURAR 2008). L'affinité du cuivre varie selon les ligands

organiques. Par exemple, l'affinité pour les acides humiques est plus grande que pour les acides fulviques (Huang et Yang 1995). Le Cu^{2+} se lie également avec des affinités variables aux composants inorganiques et organiques des sédiments et des sols. Par exemple, le Cu^{2+} se lie fortement aux oxydes de manganèse et de fer hydratés dans l'argile et aux acides humiques, mais beaucoup moins fortement aux aluminosilicates dans le sable (USEPA 2007).

Une fraction importante du cuivre total peut être adsorbée dans la première heure suivant son entrée dans la colonne d'eau et, dans la plupart des cas, l'équilibre est atteint dans les 24 heures (ATSDR 2004). L'adsorption du cuivre sur les colloïdes, les particules en suspension, les sédiments et l'argile joue un rôle majeur dans le comportement du cuivre. L'adsorption augmente avec le pH (Nelson et coll. 1986; Al-Sabri et coll. 1993) et la désorption du cuivre peut se produire à un pH inférieur à 6 (O'Connor et Kester 1975). Les ligands organiques peuvent augmenter ou diminuer l'adsorption du cuivre (Davis et Leckie 1978).

Le cuivre incorporé par les poissons à partir de l'eau est rapidement transféré dans le plasma sanguin (Zia et McDonald 1994) et c'est dans les organes, le foie et les branchies que le cuivre s'accumule le plus (Brungs et coll. 1973; Handy 1993; Svobodova et coll. 1994). L'absorption de cuivre dans le poisson peut varier, et les gros poissons en absorbent moins que les petits poissons (Anderson et Spear 1980a,b). Chez l'écrevisse, les concentrations les plus élevées ont été signalées dans l'hépatopancréas et les branchies (Alikhan et coll. 1990), tandis que chez le mollusque d'eau douce, les concentrations les plus élevées de cuivre ont été observées dans les branchies et le manteau (Tessier et coll. 1984). On a observé une incorporation linéaire du cuivre dans les myes et aucune dépuración des branchies, alors que dans le pied et le manteau, les concentrations diminuaient de façon linéaire (Salanki et V.-Balogh 1989). Chez les daphnies, on a signalé une réduction de l'incorporation de cuivre dans les eaux de dureté élevée et présentant une forte concentration d'acide humique (Winner 1985). L'accumulation de cuivre dans les algues vertes augmente d'abord par adsorption rapide suivie d'une incorporation intracellulaire plus lente (Knauer et coll. (1997). Wilde et coll. (2006) ont signalé une augmentation extracellulaire et intracellulaire du cuivre dans les algues vertes associée à une augmentation de la concentration de cuivre dans l'eau, entraînant une inhibition de la croissance.

Biodisponibilité

Le cuivre dans les eaux de surface existe sous différentes formes chimiques en raison de plusieurs processus physico-chimiques et facteurs abiotiques différents, notamment le pH, l'alcalinité, la dureté et le COD. Même si le cuivre est présent dans l'eau sous de nombreuses formes, la toxicité du cuivre pour la vie aquatique est principalement liée à l'activité de l'ion cuprique, et possiblement à certains des complexes hydroxy dans l'eau douce et des complexes de bicarbonate, dans le cas des plantes et des algues (Andrew et coll. 1977; Chapman et McCrady 1977; Howarth et Sprague 1978; Chakoumakos et coll. 1979; Petersen 1982; Borgmann et Ralph 1983; Pagenkopf 1983; Rueter 1983; Allen et Hansen 1996) et des eaux marines (Zitko et Carson 1973; Sunda et Guillard 1976; Sunda et Lewis 1978; Anderson et Morel 1978). De nombreux exemples de réponse classique des organismes à l'activité des ions cupriques, ainsi que quelques exceptions limitées, ont été examinés par Campbell (1995).

Morel (1983) a été le premier à fournir une description formelle des interactions entre les métaux et les organismes, communément appelée « modèle d'activité des ions libres » (MAIL). Pagenkopf (1983), utilisant une approche similaire, a élaboré un « modèle d'interaction à la surface des branchies » (GSIM, de l'anglais *Gill Surface Interaction Model*) pour prévoir les niveaux d'effet métallique sur une gamme de caractéristiques de qualité de l'eau. Le modèle du ligand biotique (MLB) a formalisé davantage ces concepts sous forme d'un outil facile à utiliser et qui automatise le calcul de la spéciation chimique et de la liaison aux récepteurs sensibles du biote aquatique (Playle et coll. 1992; DiToro et coll. 2001; Santore et coll. 2001; Paquin et coll. 2002; USEPA 2007). Ces récepteurs sensibles sont des sites physiologiquement actifs qui correspondent au site d'action de la toxicité et sont collectivement appelés ligand biotique (LB), dans le MLB.

D'après les principes mécanistes qui sous-tendent le MLB, tout changement de la qualité de l'eau susceptible d'affecter l'activité de l'ion cuivre libre devrait également réduire sa biodisponibilité, et donc sa toxicité. Par exemple, une augmentation du pH, de l'alcalinité et de la matière organique naturelle

(MON) aurait tendance à diminuer la biodisponibilité du cuivre et entraînerait donc une augmentation des concentrations de cuivre entraînant un effet (p. ex., valeurs CE_{10} ou CE_{50}). La biodisponibilité du cuivre peut également être modifiée par des interactions compétitives au niveau des récepteurs sensibles (ligands biotiques). Des concentrations accrues de sodium et de calcium, par exemple, peuvent réduire la liaison du cuivre aux sites de liaison branchiale physiologiquement actifs et réduire ainsi la biodisponibilité du cuivre (Playle et coll. 1992). Le modèle du cuivre tient compte de la compétition avec les protons, cette dernière pouvant entraîner une biodisponibilité moindre à faible pH. Cependant, ces effets se produiraient à des valeurs de pH inférieures à celles habituellement utilisées dans les essais de toxicité. Le principal effet de la modification du pH est donc de diminuer la biodisponibilité à un pH élevé en faisant monter les concentrations d' OH^- et CO_3^{2-} .

Une caractéristique importante commune à ces différents modèles (MLB, MAIL et GSIM) est l'importance du lien entre la biodisponibilité et la spéciation chimique des métaux dans les systèmes aqueux (figure 1). Tous ces modèles supposent des conditions d'équilibre dans le système eau. La spéciation chimique dans le MLB est simulée sous forme d'un système à l'équilibre qui inclut la complexation des ions inorganiques et de la MON. Le système chimique dans la version originale du MLB pour l'eau douce est simulé par le modèle des équilibres chimiques dans les sols et les solutions (modèle CHESS, de l'anglais *Chemical Equilibria in Soils and Solutions*) (Santore et Driscoll 1995), qui comprend également une description des interactions des métaux avec la MON basée sur le modèle aqueux humique Windermere (modèle WHAM, de l'anglais *Windermere Humic Aqueous Model*) (Tipping 1994).

Bien que plusieurs versions du modèle WHAM aient été élaborées, le MLB a adopté les réactions définies dans l'élaboration du modèle V (Tipping 1994), plutôt que d'adopter les versions subséquentes (p. ex., modèle VI (Tipping 1998) ou le modèle VII (Tipping et coll. 2011)). Ces dernières versions améliorent la correspondance entre les modèles de spéciation et les données de spéciation à des concentrations de métaux très faibles en augmentant le nombre de sites de liaison forte qui peuvent interagir avec le cuivre et d'autres métaux. Même si les modèles VI et VII prévoient mieux la spéciation du cuivre que le modèle V, ils sont également beaucoup plus complexes et comportent trois à quatre fois plus de réactions que le modèle V, et l'amélioration de la spéciation prévue se produit à des concentrations de cuivre qui sont inférieures aux valeurs associées aux effets toxiques. Par conséquent, la majeure partie de ces améliorations n'est pas pertinente pour la plage des concentrations de cuivre qui présentent un intérêt pour la modélisation de la biodisponibilité. De plus, les améliorations apportées aux modèles VI et VII résultent d'une augmentation des sites de liaison forte, et, par conséquent, d'estimations plus faibles de la biodisponibilité pour une concentration donnée de cuivre et de COD. Le modèle V a donc été sélectionné pour l'élaboration des RFQE pour les raisons suivantes : i) le modèle est relativement simple; ii) le modèle donne de bons résultats dans la plage des concentrations pertinentes pour ce qui est de la biodisponibilité; iii) le modèle produit des résultats qui assurent une plus grande protection que les modèles VI ou VII.

Le MLB comprend les réactions qui décrivent les interactions chimiques du cuivre et d'autres cations avec des sites physiologiquement actifs (ou « ligands biotiques ») qui correspondent au site proche d'action de la toxicité. En d'autres mots, le ligand biotique (LB) est représenté par une densité unique caractéristique du site de liaison pour le BL et une constante de stabilité conditionnelle spécifique pour chacune des espèces chimiques dissoutes avec lesquelles il réagit (figure 2). On prévoit la toxicité des métaux en supposant que la toxicité des métaux dissous, qui varie avec la chimie de l'eau, est toujours associée à un niveau critique fixe d'accumulation des métaux dans le ligand biotique. Ce niveau fixe d'accumulation du métal dans le ligand biotique à 50 % de mortalité (ou de tout autre type de déficience biologique, comme celle de la croissance, la reproduction ou le comportement) est appelé AL_{50} (ou, plus généralement, l'accumulation critique peut être plus appropriée pour un large éventail d'effets, y compris les effets chroniques sublétaux). On la suppose constante, quelles que soient les caractéristiques chimiques de l'eau du site. Cette combinaison de réactions qui décrivent la spéciation aqueuse des métaux et les interactions entre organismes permet au MLB de prévoir la toxicité du cuivre pour divers organismes dans diverses conditions de qualité de l'eau (Santore et coll. 2001).

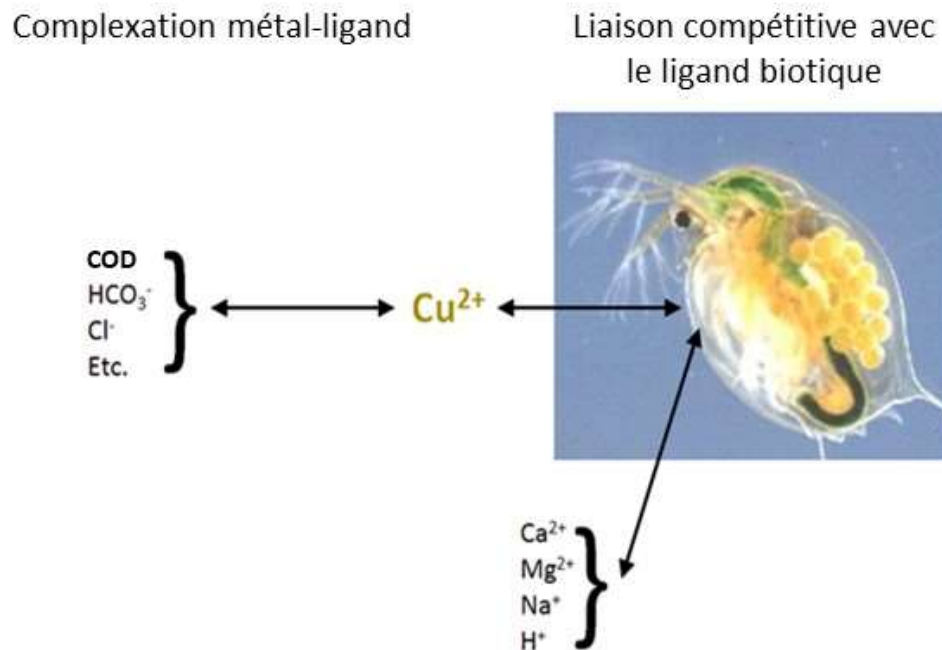


Figure 2. Diagramme conceptuel illustrant la relation entre la spéciation chimique et la complexation des métaux, la liaison des métaux aux sites des ligands biotiques (LB) et la compétition pour d'autres cations sur ces sites LB.

Un avantage du MLB est que la plupart des paramètres sont invariants pour différents organismes d'un groupe taxonomique donné, malgré la complexité du cadre de modélisation. Toutes les constantes thermodynamiques utilisées pour simuler les réactions d'équilibre chimique inorganique et organique sont déterminées par les caractéristiques du métal et des ligands disponibles. Ainsi, les constantes ne changent pas pour les simulations mettant en cause différents organismes d'un groupe taxonomique donné. La capacité du MLB à appliquer un cadre mécaniste cohérent décrivant la biodisponibilité des métaux pour les organismes a été un facteur important dans l'incorporation de l'approche du MLB dans le cadre réglementaire des États-Unis (USEPA 2007) et de celui de l'Union européenne (EURAR 2008). Par exemple, aux États-Unis, l'EPA utilise un seul ensemble de paramètres pour tous les organismes aquatiques et, dans son approche, elle utilise le MLB pour le cuivre afin de normaliser les données toxicologiques disponibles selon un ensemble cohérent de conditions d'exposition. Les données normalisées sont ensuite utilisées pour élaborer une distribution de sensibilité des espèces (DSE), et le 5^e centile de la DSE normalisée est déterminé selon une distribution triangulaire tronquée (Stephen et coll. 1985; Erickson et Stephan 1988). Le MLB permet de calculer la valeur aiguë finale (VAF) qui s'appliquerait à un organisme aquatique dont la sensibilité au cuivre serait exactement au 5^e centile (USEPA 2007). Le critère aigu de qualité de l'eau est ensuite calculé comme étant la VAF divisée par 2, et le critère chronique est calculé comme étant la VAF divisée par le rapport entre la toxicité aiguë et chronique (RTAC), selon les procédures normalisées de l'EPA (Stephen et coll. 1985).

Le cadre de modélisation du MLB utilisé par l'UE (EURAR 2008) est similaire à celui qu'emploie l'EPA pour normaliser les données toxicologiques selon un ensemble cohérent de conditions afin d'obtenir une DSE. Toutefois, l'approche de l'UE présente plusieurs différences. Premièrement, les données toxicologiques utilisées par l'EPA portent sur l'exposition aiguë, tandis que la base de données utilisée par l'UE contient des données sur l'exposition chronique. En deuxième lieu, en plus d'utiliser des poissons et des invertébrés, l'UE emploie dans son approche des données toxicologiques pour les plantes, lesquelles ne sont pas prises en compte dans l'approche de l'EPA. En troisième lieu, l'UE utilise dans son

approche une distribution log-normale pour estimer le 5^e centile (Aldenberg et Jaworska 2000). Enfin, l'UE utilise dans son approche différents paramètres MLB pour les poissons et les invertébrés, et l'approche utilisée pour les plantes est une simple régression sur l'ion cuivre libre. En raison de l'utilisation de différents ensembles de paramètres dans l'approche de l'UE, l'ensemble de la DSE doit être recalculé pour chaque masse d'eau cible, plutôt que de calculer simplement le 5^e centile comme dans l'approche de l'EPA.

Élaboration des recommandations fédérales pour la qualité des eaux

Les présentes RFQE s'appliquent au cuivre dissous pour les raisons suivantes : i) le cuivre dissous est la forme la plus biodisponible; ii) les concentrations de cuivre total dans les eaux de surface canadiennes peuvent dépendre des formes minérales non biodisponibles; iii) la plupart des données toxicologiques utilisées pour établir les recommandations sont fondées sur l'exposition au cuivre dissous. Ces RFQE diffèrent également des recommandations précédentes en ce sens qu'elles tiennent compte des effets d'une vaste gamme de facteurs de qualité des eaux sur la biodisponibilité du cuivre (c.-à-d. pH, matière organique, alcalinité et teneur ionique), alors que les recommandations actuelles du CCME (CCREM 1987) pour le cuivre ne portent que sur la dureté.

L'établissement des RFQE basées sur le MLB pour le cuivre a consisté à compiler et évaluer des données sur la toxicité du cuivre dans l'eau douce, à évaluer le rendement du modèle, à utiliser le MLB pour normaliser l'ensemble de données sur la toxicité chronique en fonction des conditions propres au site et à déterminer les DSE (figure 3). L'approche et les étapes sous-jacentes utilisées ici sont semblables à celles de l'EPA (Santore et coll. 2001). Cependant, les différences sont dues aux divergences dans les protocoles utilisés pour le calcul des recommandations, aux paramètres pris en compte dans l'analyse, aux détails de la base de données toxicologiques (p. ex., les données sur les plantes contiennent uniquement des données sur la toxicité chronique) et à la normalisation des données sur la toxicité dans la DSE. Tout comme pour l'EPA, le MLB canadien emploie un seul ensemble de paramètres MLB (constantes de liaison) pour les espèces de poissons et d'invertébrés. L'approche canadienne est semblable à celle de l'UE en ce sens qu'elle est fondée sur des données sur la toxicité chronique, qu'elle tient compte des plantes en plus des poissons et des invertébrés, et qu'elle utilise de multiples paramètres MLB. Toutefois, l'approche canadienne diffère de l'approche européenne en ce sens qu'elle emploie une approche MLB complète pour les plantes, plutôt qu'une régression sur l'ion cuivre libre.

La figure 3 illustre l'ensemble des étapes de traitement des données nécessaires à l'établissement des RFQE. À l'étape 1, les critères d'effet toxicologique individuels dans la base de données sont traités dans le MLB en mode spéciation, afin de calculer les niveaux d'accumulation critique du cuivre. À cette étape, les paramètres chimiques du MLB, y compris la température, le pH, le COD, les ions Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , Cl^- et l'alcalinité, sont basés sur les conditions d'exposition utilisées dans l'essai de toxicité, et pour chaque critère d'effet toxicologique, une valeur d'accumulation critique est établie. Cette étape est analogue à la recherche de point d'intersection propre à une observation de toxicité, lorsqu'on utilise une équation de dureté. Dans le cas du MLB, on emploie deux ensembles de paramètres pour le modèle – un pour les poissons et les invertébrés, et l'autre pour les plantes (tableau 3; Santore et coll. 2019a,b; en cours). Pour les réactions du tableau 3, les réactions 2 et 3 représentent la formation de complexes biodisponibles pour le CuOH^+ et le CuHCO_3^+ . Comme ces réactions comportent plus de deux réactifs, les valeurs log K, c'est-à-dire le logarithme de la constante de liaison, ne sont pas directement comparables aux réactions du tableau 3. Par exemple, la liaison du CuHCO_3^+ aux sites des ligands biotiques semble être beaucoup plus forte que la liaison du cuivre libre (on peut comparer les valeurs log K des réactions 1 et 3), mais les valeurs log K ne peuvent être comparées directement en raison des différentes stœchiométries de ces deux réactions. Les réactions sont écrites de cette façon parce que c'est la forme requise par le modèle CHESS (Santore et Driscoll 1995). Pour faciliter la comparaison, ces deux réactions sont réécrites sous une autre forme au bas du tableau, afin de montrer une valeur log K globale utile pour la comparaison avec d'autres réactions.

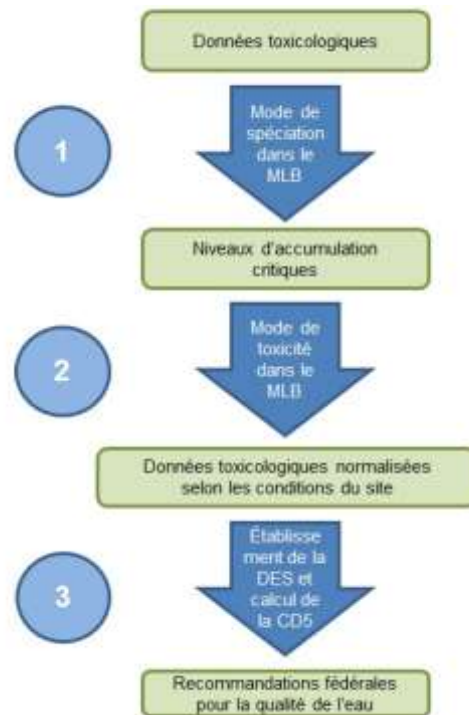


Figure 3. Étapes de calcul des RFQE basées sur le MLB pour le cuivre. Chaque source de données ou résultat est indiqué par des cases vertes et les calculs sont représentés par des flèches bleues numérotées. Étape 1 : Les données toxicologiques brutes sont traitées avec le MLB et les paramètres chimiques des conditions d'exposition qui ont permis d'obtenir ces données, afin de calculer les niveaux d'accumulation critique. Étape 2 : Les niveaux d'accumulation critique sont traités avec le MLB, en utilisant les conditions chimiques de l'eau du site, pour produire des données toxicologiques normalisées, exprimées comme concentration de cuivre dans les eaux exposées. Étape 3 : Les données concentrations normalisées de cuivre dans les eaux exposées sont utilisées pour élaborer une DSE, et le 5^e centile de la DSE est la RFQE.

À l'étape 2, le processus de normalisation, chacun des niveaux d'accumulation critique est traité de nouveau avec le MLB, mais cette fois en mode toxicité et avec des paramètres normalisés de la chimie de l'eau (p. ex. température de 20 °C, pH de 7,5, COD de 0,5 mg/L et dureté de 50 mg/L). Le mode toxicité utilise les niveaux d'accumulation critique établis à l'étape 1 et calcule la quantité de cuivre dissous dans l'eau exposée qui serait nécessaire pour obtenir la quantité critique d'accumulation dans le ligand biologique de l'organisme. Cela doit être fait avec l'accumulation critique pour chaque observation de toxicité dans la base de données, en utilisant chaque ensemble de conditions chimiques propres au site. Les résultats de cette étape sont des concentrations normalisées de cuivre dans les eaux exposées correspondant aux critères d'effet toxicologique. Cette étape est analogue à l'élaboration des recommandations classiques pour la qualité de l'eau lorsque les données toxicologiques sont converties en conditions de dureté, à l'aide de la pente de dureté. Bien que le passage des données toxicologiques brutes aux données toxicologiques normalisées se fasse souvent en une seule étape lorsqu'on utilise une équation de dureté, le MLB doit effectuer ce travail de normalisation en deux étapes, parce que ce modèle contient des relations non linéaires alors que l'équation de la dureté est une simple relation linéaire. De plus, le fait d'utiliser différents ensembles de paramètres (valeurs log K) pour les poissons et invertébrés et pour les plantes signifie que les positions relatives des organismes dans la DSE peuvent changer selon différentes conditions chimiques, et donc une normalisation complète de la base de données est nécessaire pour la chimie de chaque site. À la fin de l'étape 2, toute la base de données toxicologiques a été normalisée en fonction des conditions chimiques du site choisi. À l'étape 3, les concentrations normalisées de cuivre dans les eaux exposées sont traitées dans une DSE. Pour chaque espèce et chaque

site, la moyenne des concentrations avec effet est calculée (en moyenne géométrique) par critère d'effet et effet (uniquement lorsque les critères d'effet concernent la même espèce, le même stade de vie et la même durée), et le critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité est ensuite utilisé pour cette espèce dans la DSE propre au site. Le 5^e centile du modèle de DSE donnant le meilleur ajustement est la RFQE propre au site.

Tableau 3. Diverses réactions et valeurs log K utilisées dans le MLB pour tenir compte des liens de biodisponibilité. Une série de valeurs s'applique aux plantes et une autre aux poissons et invertébrés. Les valeurs du log K ne sont pas données pour certaines réactions car les relations de biodisponibilité pour ces groupes taxonomiques ne nécessitent pas d'interactions particulières.

N° de la réaction	Réaction	log K Plantes	log K Poissons et invertébrés	Type de composé
1	$\text{LB} - \text{Cu} = \text{LB} + \text{Cu}^{2+}$	5,4	7,4	Toxique
2	$\text{LB} - \text{CuHCO}_3 = \text{LB} + \text{Cu}^{2+} + \text{H}^+ + \text{CO}_3^{2-}$	21,2	–	Toxique
3	$\text{LB} - \text{CuOH} = \text{LB} + \text{Cu}^{2+} + \text{OH}^-$	-3,3	-0,8	Toxique
4	$\text{LB} - \text{H} = \text{LB} + \text{H}^+$	7,2	6,4	Compétition
5	$\text{LB} - \text{Ca} = \text{LB} + \text{Ca}^{2+}$	4,0	4,4	Compétition
6	$\text{LB} - \text{Mg} = \text{LB} + \text{Mg}^{2+}$	3,5	4,4	Compétition
7	$\text{LB} - \text{Na} = \text{LB} + \text{Na}^+$	–	4,0	Compétition
2 substitut	$\text{LB} - \text{CuHCO}_3 = \text{LB} + \text{CuHCO}_3^+$	9,1	–	Toxique
3 substitut	$\text{LB} - \text{CuOH} = \text{LB} + \text{CuOH}^+$	4,2	6,7	Toxique

Données toxicologiques

L'élaboration des RFQE pour la toxicité aquatique à l'aide du MLB est fondée sur l'ensemble de données de l'UE sur la toxicité aquatique chronique recueillies pour l'évaluation des risques posés par le cuivre (EURAR 2008) et sur les données de l'EPA compilées à partir d'un vaste exercice de collecte et d'évaluation des données sur la toxicité du cuivre en 2015. ECCC a mis à jour l'ensemble de données toxicologiques en collaboration avec le ministère de l'Environnement et de la Stratégie sur les changements climatiques de la Colombie-Britannique. Un examen détaillé des études jugées acceptables provenant de ces sources a également été réalisé par ECCC, conformément aux lignes directrices du CCME (2007) sur la qualité des données. Les facteurs d'acceptabilité des essais comprenaient, entre autres, la durée de l'exposition, la détermination analytique des concentrations d'exposition au cuivre et d'autres paramètres de qualité de l'eau, la documentation de la réponse des témoins, l'utilisation de critères d'effet biologiques appropriés et l'inclusion d'analyses statistiques appropriées des données recueillies dans l'étude.

En tout, 355 critères d'effet toxicologique chronique pour 33 espèces ont été jugés acceptables. De nombreuses études acceptables ont rapporté des résultats pour des effets multiples (p. ex., reproduction, croissance, mortalité), avec plusieurs critères d'effet (p. ex., CSEO, CMEO, CE_x). Lorsqu'on disposait d'effets multiples pour une seule espèce, seul l'effet traduisant la plus grande sensibilité a été choisi, conformément aux lignes directrices du CCME (2007). Dans le but d'inclure des données pour les critères d'effet préférés, si les études ne présentaient pas de courbe concentration-réponse CE₁₀ mais

fournissaient suffisamment de données permettant d'élaborer une telle courbe, une courbe de réponse a été ajustée aux données et les valeurs CE_{10} ont été calculées au moyen du programme *Toxicity Relationship Analysis Program* (TRAP) (USEPA 2015). Les 355 concentrations entraînant un effet acceptable ont été normalisées pour une température de 20 °C, un pH de 7,5, un COD de 0,5 mg/L et une dureté de 50 mg/L. À partir des données toxicologiques normalisées, 83 critères d'effet préférés pour 33 espèces (12 critères d'effet pour 11 espèces de poissons, 39 pour 17 espèces d'invertébrés et 32 pour 5 espèces de plantes) ont été choisis, conformément aux lignes directrices du CCME (2007). Ces 83 critères d'effets toxicologiques et les données saisies dans l'outil MLB sur les conditions de l'eau d'essai sont présentés à l'annexe 1. Enfin, les moyennes géométriques des concentrations de cuivre entraînant un effet dans les eaux exposées ont été calculées pour les espèces individuelles si l'on disposait de plusieurs critères d'effet pour des effets et des durées similaires (c.-à-d. une espèce, un vote).

Pour chaque essai de toxicité chronique, les valeurs pertinentes – température, pH, alcalinité, dureté, COD, % AH (fraction d'acide humique du COD), Ca, Mg, Na, K, SO_4 et Cl – ont également été compilées à partir des études ou ont été estimées. Pour toutes les études nécessitant une estimation des paramètres chimiques pour le MLB, une méthode similaire à la procédure d'estimation chimique simple décrite dans le manuel de l'utilisateur du MLB a été utilisée (ECCC 2021). Si les paramètres chimiques pouvaient être déduits de l'information sur la conception de l'essai ou sur l'eau testée, ces paramètres chimiques déduits ont alors été utilisés (en d'autres mots, si les auteurs ont déclaré les paramètres chimiques complets pour leur eau témoin et ont ensuite ajouté une quantité connue de sel pour obtenir différents degrés de dureté). L'alcalinité a d'abord été estimée, au besoin, à partir du pH, avec l'hypothèse d'un équilibre avec le $CO_2(g)$ atmosphérique et une valeur pCO_2 de $10^{-3.5}$ atm. Ensuite, si les concentrations d'ions devaient être estimées à partir de la dureté ou d'autres ions (p. ex., si les auteurs ont mentionné le Ca, mais rien d'autre), des ratios ioniques appropriés ont été attribués en fonction de la description de la source d'eau attestée. Les ratios ioniques ont été utilisés de la manière indiquée dans le manuel d'utilisation du MLB (ECCC 2021). Les concentrations de COD ont été établies avec la meilleure estimation possible, compte tenu de la description de l'eau testée, soit 0,3 mg/L dans les eaux synthétiques pour lesquelles des valeurs proches de zéro étaient prévues. Si les études de toxicité indiquaient des concentrations totales de cuivre plutôt que des concentrations de cuivre dissous, le facteur de conversion de 0,96 de l'EPA (1996) a été appliqué pour convertir les concentrations totales en concentrations dissoutes.

Dans le cas des études qui n'ont fourni aucune information sur la distribution du COD entre les formes humique et fulvique, on a supposé que 10 % du COD était sous forme d'acide humique et le reste sous forme fulvique. Cette estimation est fondée sur l'hypothèse que la plupart des eaux naturelles contiennent une quantité faible (mais non nulle) d'acide humique et que les acides humiques et fulviques représentent ensemble la totalité du COD mesuré. Ces hypothèses sont conformes à la façon dont le MLB a été utilisé pour élaborer les critères de l'EPA sur le cuivre (USEPA 2007).

Seulement 70 des 355 observations de toxicité ont signalé des fractions d'AH, dont 4 faisaient partie de la DSE. Cela n'est pas surprenant, car la fraction d'AH ne varie généralement pas de façon significative et joue un rôle relativement peu important dans la détermination de la toxicité. Si l'on exclut les cas où la fraction d'AH devait être estimée, la base de données contenait 115 observations de toxicité pour lesquelles les paramètres chimiques devaient être déterminés, dont 40 étaient des observations prises en compte dans la DSE. Parmi les 83 paramètres pris en compte pour la DSE, l'information sur les cations a été estimée pour 31 d'entre eux, l'information sur les anions a été estimée pour 38 d'entre eux, les valeurs de COD ont été estimées pour 28 et enfin l'alcalinité a été estimée pour 7 critères d'effet.

Validation du modèle MLB

La relation entre la toxicité du cuivre observée et la toxicité prévue par le MLB pour 83 critères d'effet pour 33 espèces (choisies ci-dessus) a été examinée pour évaluer le rendement du MLB pour le cuivre (figure 4). Les données de chaque étude ont été analysées dans le MLB en mode spéciation à l'aide des paramètres chimiques des essais, pour obtenir l'accumulation critique. Pour chaque étude, une accumulation critique a été déterminée en prenant la moyenne géométrique des accumulations critiques dans l'étude en question. Ces accumulations critiques, ainsi que les paramètres chimiques de l'essai, ont été analysés dans le MLB en mode toxicité afin d'obtenir les valeurs de toxicité du cuivre prévues par le MLB. Les résultats ont montré que le MLB a prévu 92 % de la toxicité observée en deçà d'un facteur de 2

pour les données utilisées dans les RFQE. Parmi les 7 critères d'effet ayant une valeur supérieure au facteur de 2, 1 critère était pour les poissons (*Pimephales promelas*), 4 pour les invertébrés (*Ceriodaphnia dubia* et *Villosa iris*) et 2 pour les plantes (*Chlorella protothecoides*). Ces résultats démontrent que le MLB pour le cuivre a donné de bons résultats.

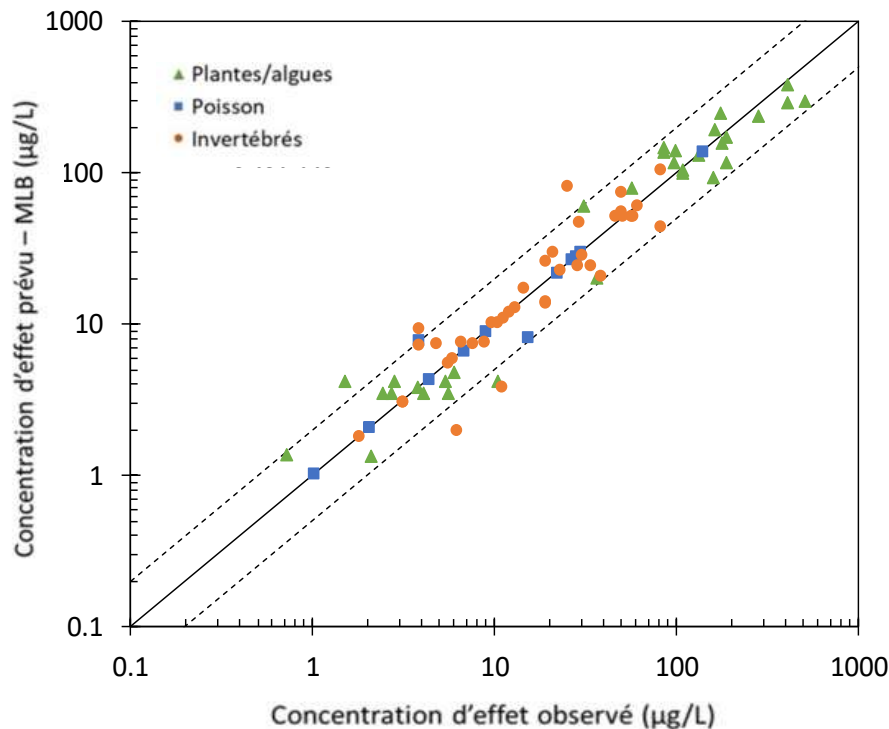


Figure 4. Relation entre la toxicité observée et la toxicité prévue par le MLB pour l'ensemble de données pris en compte pour l'élaboration des RFQE. La ligne pleine représente un ratio de 1:1 entre la toxicité observée et la toxicité prévue, et les lignes pointillées représentent un facteur de ± 2 par rapport à la toxicité mesurée. Pour les points de données situés au-dessus de la ligne pointillée, le modèle a tendance à surestimer la concentration de l'effet (ou à sous-estimer la toxicité potentielle du Cu). L'inverse est vrai pour les points de données en dessous de la ligne pointillée.

Le facteur de 2 a été utilisé comme moyen simple et générique d'évaluer la variation entre les valeurs de toxicité prévue et mesurée et provient de l'observation que les valeurs de toxicité répétées tendent à se situer en deçà de 2x de la moyenne (figure 5). Étant donné la variabilité inhérente des résultats des essais de toxicité, même un modèle parfait ne pourrait représenter, en moyenne, que la variation des valeurs de toxicité ainsi que d'autres valeurs répétées, et par conséquent les limites de 2x autour d'une ligne d'accord parfait montrent à quel point le MLB devrait correspondre aux observations individuelles (Santore et coll. 2001). La variation des valeurs répétées a été examinée plus en détail par Santore et Ryan (2015), qui ont montré que la valeur de 2x autour de la moyenne géométrique correspond à 1,5 écart-type de part et d'autre de la moyenne. Cette conclusion a été confirmée dans une étude ultérieure par Meyer et coll. (2018). En gardant cette définition à l'esprit, les valeurs de toxicité répétées devraient se situer à moins de 2x de la moyenne dans 88 % des cas.

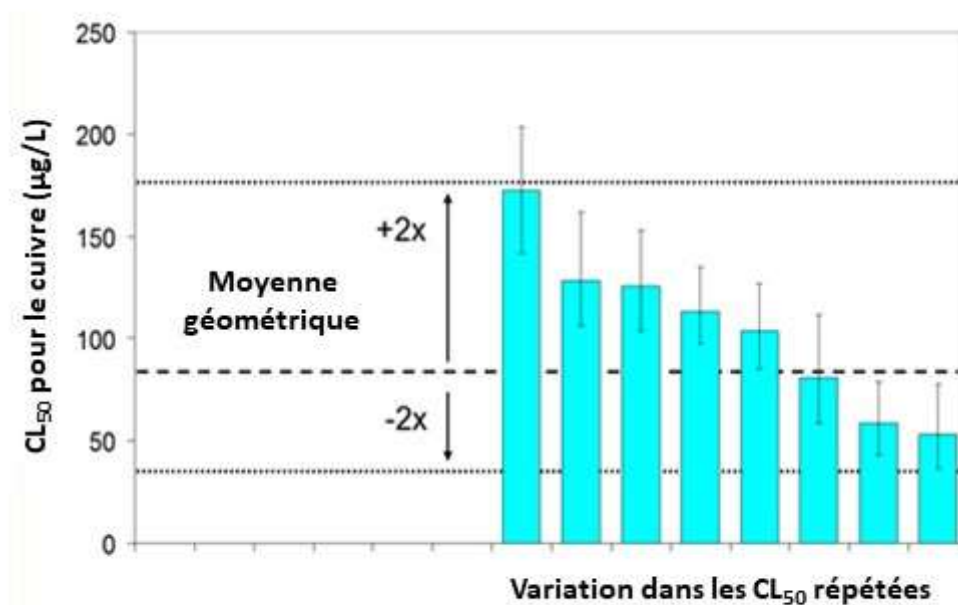


Figure 5. Variation dans les CL₅₀ répétées chez le tête-de-boule dans l'eau du lac Supérieur, d'après Erickson et coll. (1987). Les valeurs répétées ont tendance à être en deçà de 2x de la moyenne géométrique de toutes les données.

Élaboration des recommandations

Les RFQE sont élaborées de préférence selon le protocole du CCME (2007). Dans le cas du cuivre, il y avait suffisamment de données acceptables sur la toxicité chronique pour satisfaire aux exigences minimales en matière de données et formuler une recommandation de type A du CCME^a. Le protocole du CCME (2007) permet l'utilisation du MLB pour établir des recommandations pour la qualité de l'eau, mais cette approche n'avait pas encore été utilisée pour des recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau. Il est à noter que les RFQE basées sur le MLB pour le cuivre s'appliquent aux concentrations de cuivre dissous. Lorsque les utilisateurs des recommandations disposent seulement de données sur les concentrations de cuivre total pour leur site, il leur est conseillé de comparer d'abord leurs concentrations de cuivre total aux recommandations pour le cuivre dissous et, en cas de dépassement, d'effectuer un rééchantillonnage du plan d'eau pour déterminer le cuivre dissous.

L'ensemble de données sur la toxicité chronique et le MLB ont été combinés sous forme [d'outil convivial, basé sur le MLB](#) et capable de calculer des RFQE propres aux sites. Le guide de l'utilisateur et le manuel de référence (ECCC 2021) décrivent en détail les étapes à suivre. En résumé, l'outil combine toutes les étapes du processus de normalisation du MLB et l'estimation du 5^e centile à partir d'une DSE normalisée (comme il est décrit à la figure 3). En utilisant le fichier de paramètres MLB approprié, on applique le MLB à l'ensemble de données en mode spéciation pour déterminer les niveaux critiques d'accumulation LB-Cu associés à chaque observation. Les fichiers de paramètres qui contiennent toutes les constantes thermodynamiques définissant la spéciation chimique et la liaison des métaux aux sites LB (tableau 3)

^a Le CCME (2007) offre deux approches pour l'élaboration de recommandations pour la qualité de l'eau, selon la disponibilité et la qualité des données. L'approche préférée consiste à utiliser la distribution statistique de toutes les données acceptables afin d'élaborer des recommandations de type A. La deuxième approche est basée sur l'extrapolation à partir des critères d'effet toxicologique acceptables minimaux, afin d'élaborer des recommandations de type B. Pour de plus amples renseignements sur les exigences minimales en matière de données concernant les recommandations du CCME, voir CCME (2007).

sont fournis avec l'outil MLB. Le MLB est ensuite utilisé en mode toxicité avec les niveaux critiques d'accumulation LB-Cu et les paramètres chimiques de normalisation spécifiés par l'utilisateur (en d'autres mots, les paramètres chimiques propres au site). Les concentrations estimées entraînant un effet, qui ont été observées et incluses dans la DSE, représentent donc les concentrations entraînant un effet pour chaque observation, comme si chaque essai avait été réalisé dans les mêmes conditions sous-jacentes de l'eau décrites par les paramètres chimiques propres au site saisis par l'utilisateur. L'outil MLB permet de calculer une moyenne géométrique pour les espèces présentant plusieurs critères d'effet dont les effets et la durée sont similaires. Plusieurs fonctions de distribution cumulative sont ajustées selon les données à l'aide des méthodes de régression et le meilleur modèle est choisi selon la qualité de l'ajustement pour chaque chimie de l'eau spécifique au site. La valeur du 5^e centile du meilleur modèle est la RFQE propre au site (figure 6).

Lorsque la RFQE pour une condition de qualité de l'eau donnée est calculée à l'aide d'un logiciel (étape 2 de la figure 3), celui-ci vérifie que chacune des valeurs chimiques d'entrée se situe dans la plage de conditions correspondant aux données d'étalonnage et de validation utilisées pour l'élaboration et l'évaluation du modèle. Lorsque la valeur d'entrée d'un paramètre chimique est supérieure à la limite supérieure, la RFQE est déterminée avec ce paramètre à la limite supérieure. Les valeurs inférieures à la limite inférieure sont également remplacées par la limite inférieure avant de calculer la RFQE.

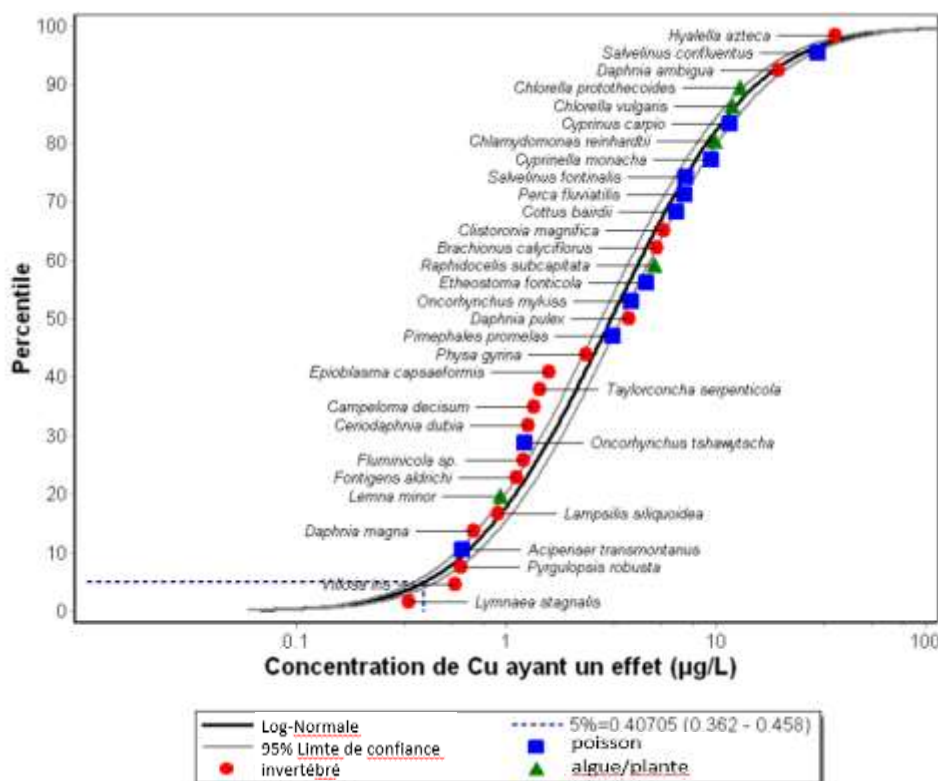


Figure 6. Diagramme de la DSE, du 5^e centile (c.-à-d. la recommandation) et les intervalles de confiance pour les concentrations entraînant un effet (annexe 1), normalisées pour une température de 20 °C, un pH de 7,5, un COD de 0,5 mg/L et une dureté de 50 mg/L de CaCO₃. L'outil MLB produit une courbe DSE similaire pour les paramètres chimiques propres au site et saisis par l'utilisateur (voir ECCC 2021).

[Une calculatrice de RFQE](#) est également mise à la disposition des utilisateurs. Comme il s'agit d'un outil d'évaluation préalable simple et prudent, la valeur de CD₅ indiquée dans la table de consultation est la plus faible des valeurs recommandées voisines. Il est toujours recommandé aux utilisateurs d'utiliser le logiciel de MLB complet

MLB simplifié contre MLB complet

L'outil MLB offre l'option de « chimie simplifiée » qui utilise la dureté et les rapports géochimiques des ions pour estimer la plupart des ions principaux en évaluant l'alcalinité à partir du pH (ECC 2021). Cette option permet de réduire le nombre de paramètres d'entrée de 10 à 4, tout en obtenant des résultats très similaires pour le FWQG (figure 7). L'outil MLB comprend les rapports ioniques géochimiques moyens pour l'ensemble du Canada et chaque écorégion (ECCC 2021). Cet outil permet également aux utilisateurs de saisir leurs propres rapports ioniques pour un site. La précision du résultat obtenu avec l'option chimie simplifiée peut être améliorée en utilisant les rapports ioniques géochimiques qui reflètent le plus précisément les conditions du site. Il est donc généralement préférable d'utiliser les rapports ioniques de l'écorégion. Pour la comparaison présentée à la figure 7, des moyennes pancanadiennes des rapports ioniques ont été utilisées; ce résultat reflète donc le niveau minimal de concordance attendu entre l'option de chimie simplifiée et l'option de chimie complète. Les utilisateurs doivent utiliser le calcul avec des données chimiques complètes chaque fois que cela est possible, mais si les données disponibles ne permettent pas d'effectuer le calcul complet, le calcul simplifié offre un moyen rapide de surmonter les limites des données tout en fournissant pratiquement les mêmes résultats.

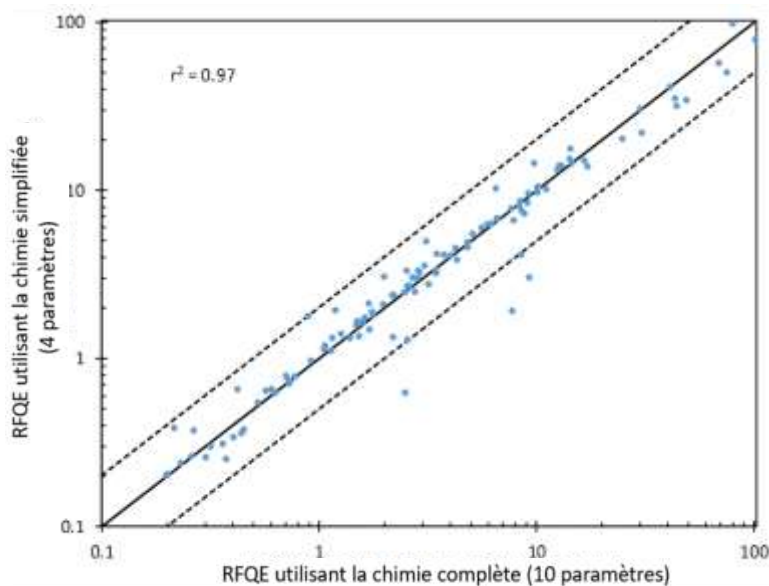


Figure 7. Comparaison des RFQE ($\mu\text{g/L}$) obtenues en utilisant les options de chimie complète et simplifiée. Pour cette comparaison, les données chimiques proviennent de 10 échantillons choisis au hasard dans chacune des douze provinces canadiennes (120 échantillons au total).

Caractère prudent des RFQE

Afin d'évaluer si les RFQE pour le cuivre assurent une protection suffisante, les RFQE ont été calculées selon le MLB pour chacun des 355 critères d'effet acceptables pour 33 espèces dans l'ensemble des données de toxicité chronique. On a ensuite comparé les rapports des concentration des effets observés sur RFQE aux valeurs mesurées de toxicité associées à la chimie de l'eau (figure 8). Les rapports supérieurs à 1 indiquent le caractère prudent de la RFQE concernant la valeur de toxicité tandis que les valeurs inférieures à 1 indiquent que les RFQE sont supérieures à la toxicité observée, et par conséquent il pourrait être nécessaire de procéder à une évaluation plus poussée.

L'évaluation de la prudence a montré que 96 % des points de données de toxicité acceptables étaient prudents. Pour assurer la prudence, chacun des 13 points de données avec des ratios inférieurs à 1 a été examiné plus en détail. Seuls 13 (4 %) des 355 observations se situent en dessous de la ligne de 1:1 et ces critères d'effet comprenaient six critères d'effet pour les invertébrés [*Ceriodaphnia dubia* (2), *Villosa iris*

(3) et *Daphnia magna* (1)], un critère pour les poissons (*Acipenser transmontanus*) et six critères pour les plantes [*Lemna minor* (3), *Chlorella protothecoides* (2), *Raphidocelis subcapitata* (1)]. Les ratios moyens des 33 espèces de l'ensemble de données étaient supérieurs à 1. Les critères d'effet de l'espèce *Ceriodaphnia dubia* (n=33) avaient un ratio moyen de 43, ce qui signifie qu'en moyenne les valeurs de toxicité mesurées étaient environ 43 fois supérieures à la RFQE spécifique au site. De même, pour les six autres espèces, un plus grand nombre de paramètres avaient des rapports des rapports d'effets de concentrations sur RFQE supérieur à un (11 pour *V. iris*, 117 pour *D. magna*; 4 pour *A. transmontanus*, 5 pour *L. minor*, 20 pour *C. protothecoides* et 43 pour *Raphidocelis subcapitata*).

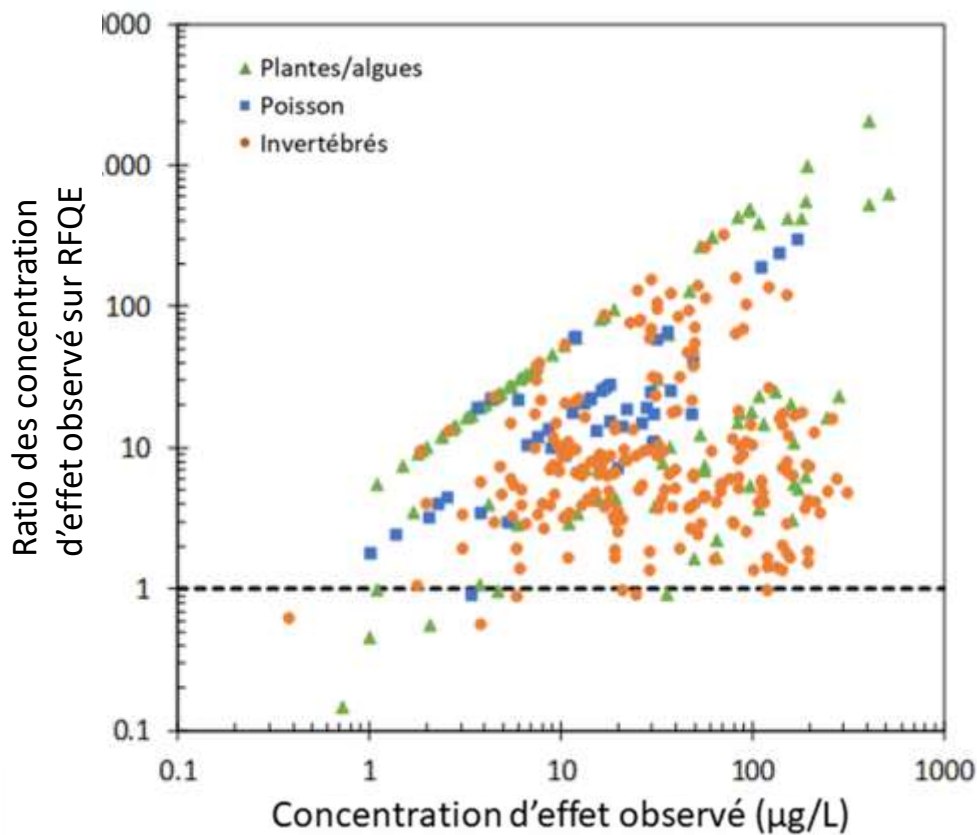


Figure 8. Ratio des concentration des effets observé sur RFQE pour tous les paramètres de toxicité acceptables en fonction des concentrations des effets observés.

La RFQE a également été comparée à des données sur des effets olfactifs chez les poissons d'eau douce compilées par Meyer et Deforest (2018) dans une base de données. Dans cette étude, les critères de qualité de l'eau calculés à l'aide du MLB et développés par l'USEPA (2007) ont été jugés protecteurs pour la plupart (95,3 %) des données compilées concernant la toxicité olfactive du cuivre. La RFQE est généralement plus prudent que le critère de toxicité chronique de l'USEPA. Les résultats de notre RFQE ont été prudents par rapport à toutes les données de toxicité olfactive compilées par Meyer et Deforest (2018).

L'évaluation globale des données disponibles, dont il est question plus haut, indique que la RFQE concernant le cuivre basées sur le MLB assurent une bonne protection (> 95 %) de la vie aquatique, et sont donc conformes au calcul des RFQE basées sur la CD₅ de la DSE.

Références

- Alberta Environment. 1996. Draft water quality guideline for the protection of freshwater aquatic life for copper. Standards and Guidelines Branch, Alberta Environmental Protection, Edmonton, Alberta. (disponible en anglais seulement)
- Aldenberg, T. and J.S. Jaworska. 2000. Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 46: 1-18. (disponible en anglais seulement)
- Alikhan, M.A., G. Bagatto and S. Zia. 1990. The crayfish as a "biological indicator" of aquatic contamination by heavy metals. *Water Res.* 24: 1069-1076. (disponible en anglais seulement)
- Allen, H.E. and D.J. Hansen. 1996. The importance of trace metal speciation to water quality criteria. *Water Environ. Res.* 68: 42-54. (disponible en anglais seulement)
- Al-Sabri, I.Y.N., J.D. Smith and J.D. Thomas. 1993. Copper molluscicides for control of schistosomiasis. 3. adsorption of clay suspensions. *Environ. Sci. Technol.* 27: 299-303. (disponible en anglais seulement)
- Anderson, D.M. and F.M. Morel. 1978. Copper sensitivity of *Gonyaulax tamarensis*. *Limnol. Oceanogr.* 23: 283-295. (disponible en anglais seulement)
- Anderson, P.D. and P.A. Spear. 1980a. Copper pharmacokinetics in fish gills. I. Kinetics in pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, of different body sizes. *Water Res.* 14: 1101-1105. (disponible en anglais seulement)
- Anderson, P.D. and P.A. Spear. 1980b. Copper pharmacokinetics in fish gills. II. Body size relationships for accumulation and tolerance. *Water Res.* 14: 1107-1111. (disponible en anglais seulement)
- Arthur, J.W. and E.N. Leonard. 1970. Effects of copper on *Gammarus pseudolimnaeus*, *Physa integra*, and *Campeloma decisum* in soft water. *Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada (J. Fish. Res. Board Can.)* 27: 1277-1283. (disponible en anglais seulement)
- Andrew R.W., K.E. Biesinger and G.E. Glass. 1977. Effects of inorganic complexing on the toxicity of copper to *Daphnia magna*. *Water Res.* 11: 309-315. (disponible en anglais seulement)
- Antunes, P.M., M.L. Scornaienchi and H.D. Roshon. 2012. Copper toxicity to *Lemna minor* modelled using humic acid as a surrogate for the plant root. *Chemosphere* 88: 389-394. (disponible en anglais seulement)
- [ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2004. Toxicological profile for copper. U.S. Department of Health and Human Services. Atlanta, Georgia. (disponible en anglais seulement)
- Besser J.M., F.J. Dwyer, C.G. Ingersoll and N. Wang. 2001. Early life-stage toxicity of copper to endangered and surrogate fish species (EPA/600/R-01/051). United States Environmental Protection Agency, Washington, DC. (disponible en anglais seulement)
- Besser, J.M., N. Wang, F.J. Dwyer, F.L. Mayer, Jr. and C.G. Ingersoll. 2005. Assessing contaminant sensitivity of endangered and threatened aquatic species: Part II. Chronic toxicity of copper and pentachlorophenol to two endangered species and two surrogate species. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 48: 155-165. (disponible en anglais seulement)
- Besser, J.M., C.A. Mebane, D.R. Mount, C.D. Ivey, J.L. Kunz, I.E. Greer, T.W. May and C.G. Ingersoll. 2007. Sensitivity of mottled sculpins (*Cottus bairdi*) and rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*) to acute and chronic toxicity of cadmium, copper, and zinc. *Environ. Toxicol. Chem.* 26: 1657-1665. (disponible en anglais seulement)
- Besser, J.M., L. Douglas, I. Hardesty, G. Eugene and C.G. Ingersoll. 2009. Sensitivity of freshwater snails to aquatic contaminants: Survival and growth of endangered snail species and surrogates in 28-day exposures to copper, ammonia and pentachlorophenol. Report (CERC-8335-FY07-20-10). U.S. Geological Survey, Columbia Environmental Research Center, Columbia, Missouri. (disponible en anglais seulement)
- Besser, J.M., R.A. Dorman, D.L. Hardesty and C.G. Ingersoll. 2016. Survival and growth of freshwater pulmonate and nonpulmonate snails in 28-day exposures to copper, ammonia, and pentachlorophenol. *Arch. Environ. Cont. Toxicol.* 70: 321-331. (disponible en anglais seulement)
- Borgmann, U. and K.M. Ralph. 1983. Complexation and toxicity of copper and the free metal bioassay technique. *Water Res.* 17: 1697-1703. (disponible en anglais seulement)
- Bossuyt, B.T.A and C.R. Janssen. 2004. Influence of multigeneration acclimation to copper on tolerance, energy reserves, and homeostasis of *Daphnia magna* straus. *Environ. Toxicol. Chem.* 23: 2029-2037.

- Brix, K.V., A.J. Esbaugh and M. Grosell. 2011. The toxicity and physiological effects of copper on the freshwater pulmonate snail, *Lymnaea stagnalis*. *Comparative Biochemistry and Physiology* 154: 261-267.
- Brungs, W.A., E.N. Leonard and J.A. McKim. 1973. Acute and long-term accumulation of copper by the brown bullhead, *Ictalurus nebulosus*. *Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada (J. Fish. Res. Board Can.)* 30: 583-586. (disponible en anglais seulement)
- Campbell P.G.C. 1995. Interactions between trace metals and aquatic organisms: a critique of the free-ion activity model. In: *Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems*. Tessier A. and D.P. Turner (eds.). John Wiley and Sons, UK. p. 45-102. (disponible en anglais seulement)
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique — introduction, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg.
- [CCMRE]. Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. 1987. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Document préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement.
- Chapman, G.A. 1975. Toxicity of copper, cadmium and zinc to Pacific Northwest salmonids. Interim Report Task 002 ROAP 10CAR, Western Fish Toxicology Station, USEPA, Corvallis, OR. (disponible en anglais seulement)
- Chapman, G.A. 1978. Toxicities of cadmium, copper, and zinc to four juvenile stages of chinook salmon and steelhead. *Trans. Am. Fish. Soc.* 107: 841-847. (disponible en anglais seulement)
- Chapman, G.A. 1982. Additional toxicity data regarding 1975 chinook salmon early life stage tests with cadmium, zinc and copper (interim report 002 ROAP 10CAR), USEPA, Corvallis, OR.
- Chapman, G.A. and J.K. McCrady. 1977. Copper toxicity: a Question of form. In Tubb, R.A. (ed). *Recent Advance in Fish Toxicology: a Symposium*. U.S.EPA Rep. No. EPA 660/3-77/085. (disponible en anglais seulement)
- Chakoumakos, C., R.C. Russo and R.V. Thurston. 1979. The toxicity of copper to cutthroat trout (*Salmo clarki*) under different conditions of alkalinity, pH, and hardness. *Environ. Sci. Technol.* 13: 213-219. (disponible en anglais seulement)
- Collvin L. 1985. The effect of copper on growth, food consumption and food conversion of perch *Perca fluviatilis* L. offered maximal food rations. *Aquat. Toxicol.* 6: 105-113. (disponible en anglais seulement)
- Davis, J.A. III, and J. O. Leckie. 1978. The effect of complexing ligands on trace metal adsorption at the sediment/water interface. In: Krumbein, K.E. (ed.). *Environmental Biogeochemistry and Geomicrobiology*. Vol 3: Methods, Metals and Assessment. Ann Arbor Science. p. 1009-1024. (disponible en anglais seulement)
- De Schampelaere, K.A.C., G. Dagobert, G. Heijerick and C.R. Janssen. 2006. Cross-phylum comparison of a chronic biotic ligand model to predict chronic toxicity of copper to a freshwater rotifer, *Brachionus calyciflorus* (Pallas). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 63: 189-195. (disponible en anglais seulement)
- De Schampelaere, K.A.C. and C.R. Janssen. 2006. Bioavailability models for predicting copper toxicity to freshwater green microalgae as a function of water chemistry. *Environ. Sci. Technol.* 40: 4514-4522. (disponible en anglais seulement)
- Deaver E. and J.H. Rodgers. 1996. Measuring bioavailable copper using anodic stripping voltametry. *Environ. Toxicol. Chem.* 15: 1925-1930. (disponible en anglais seulement)
- Di Toro, D.M., H.E. Allen, H.L. Bergman, J.S. Meyer, P. Paquin and R.C. Santore. 2001. Biotic ligand model of the acute toxicity of metals. I. Technical basis. *Environ. Toxicol. Chem.* 20: 2383-2396. (disponible en anglais seulement)
- Dragun, Z., B. Raspor and V. Roje. 2008. The labile metal concentrations in Sava River water assessed by diffusive gradients in thin films. *Chem. Spec. Bioava.* 20: 33-46. (disponible en anglais seulement)
- [ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2021. Federal Water Quality Guideline for Copper: Biotic Ligand Model (BLM) Tool and User Manual. National Guidelines and Standards Office, Environnement et Changement climatique Canada, 351, boul. Saint-Joseph, Gatineau, QC K1A 0H3, Canada. Pour obtenir une copie, veuillez envoyer un courriel à : EC.RQE-EQG.EC@Canada.ca. (disponible en anglais seulement)

- Erickson, R.J. and C.E. Stephan. 1988. Calculation of the final acute value for water quality criteria for aquatic organisms. EPA/600/3-88-018. U.S. EPA, Washington, DC. (disponible en anglais seulement)
- Erickson, R.J., D.A. Benoit and V.R. Mattson. 1987. A prototype toxicity factors model for site-specific copper water quality criteria. Revised September 5, 1996. United States Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory-Duluth, Duluth, MN. (disponible en anglais seulement)
- [EURAR] European Union Risk Assessment Report. 2008. Voluntary risk assessment of copper, copper II, sulphate, pentahydrate, copper(I) oxide, copper(II) oxide, dicopper chloride trihydroxide. European Copper Institute (ECI), Tervurenlaan 168, B-1150 Brussels, Belgium. (disponible en anglais seulement)
- Franklin, N.M., J.L. Stauber, S.C. Apte and R.P. Lim. 2002. Effect of initial cell density on the bioavailability and toxicity of copper in microalgal bioassays. *Environ. Toxicol. Chem.* 21: 742–751. (disponible en anglais seulement)
- Foster, P.L. 1977. Copper exclusion as a mechanism of heavy metal tolerance in a green algae. *Nature* 269: 322-323. (disponible en anglais seulement)
- Georgopoulos P.G., A. Roy, R.E. Opiekun, P.J. Lioy and M.J. Yonone-Lioy. 2002. Environmental Dynamics and Human Exposure to Copper Volume 1. International Copper Association, Ltd (ed). ISBN 0-943642-12-13. (disponible en anglais seulement)
- Glazewski, R. and M. Morrison. 1996. Copper(I)/copper(II) reactions in an urban river. *Sci. Tot. Environ.* 189/190: 327-333. (disponible en anglais seulement)
- [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. Publié par le ministre de la Justice, Gouvernement du Canada.
- Grosell, M. 2011. Copper. In: Homeostasis and Toxicology of Essential Metals. Wood, C.M., A.P. Farrell and J. Brauner (eds.). *Fish Physiology* 31 (Part A): 53-133. (disponible en anglais seulement)
- Handy, R.D. 1993. The effect of acute exposure to dietary Cd and Cu on organ toxicant concentrations in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquat. Toxicol.* 27:1-14. (disponible en anglais seulement)
- Hansen, J. A., P.G. Welsh, J. Lipton and D. Cacula. 2002. Effects of copper exposure on growth and survival of juvenile bull trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* 131: 690-697. (disponible en anglais seulement)
- Harmon, S.M., W.L. Specht and G.T. Chandler. 2003. A comparison of the daphnids *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia ambigua* for their utilization in routine toxicity testing in the southeastern United States. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 45: 79–85. (disponible en anglais seulement)
- Howarth, R.S. and J.B. Sprague. 1978. Copper lethality to rainbow trout in water of various hardness and pH. *Water Res.* 12: 455-462. (disponible en anglais seulement)
- Huang, C. and Y.-L. Yang. 1995. Adsorption characteristics of Cu(II) on humus-kaolin complexes. *Water Res.* 29: 2455-2460. (disponible en anglais seulement)
- [ICPS] International Programme for Chemical Safety. 1998. Environmental Health criteria for copper. World Health Organization Geneva. (disponible en anglais seulement)
- [ICSG] International Copper Study Group. 2014. The World Copper Factbook 2014. ICPC, 1000-0013 Lisbon, Portugal. (disponible en anglais seulement)
- Kapustka, L.A., W.H. Clements, L. Ziccardi, P.R. Paquin, M. Sprenger and D. Wall. 2004. Issue paper on the ecological effects of metals. U.S. EPA Risk Assessment Forum: Papers Addressing Scientific Issues in the Risk Assessment of Metals. 74 pp. (disponible en anglais seulement)
- Kiaune, L. and N. Singhasemanon. 2011. Pesticidal copper (I) oxide: environmental fate and aquatic toxicity. *Rev. Environ. Contamin. Toxicol.* 213: 1-26. (disponible en anglais seulement)
- Knauer, K., R. Behra and L. Sigg. 1997. Adsorption and uptake of copper by the green algae *Scenedesmus subspicatus* (Chlorophyta). *J. Phycol.* 33: 596-601. (disponible en anglais seulement)
- Kramer, K., R. Jak, B. van Hattum, R. Hoofman and J. Zwolsman. 2004. Copper toxicity in relation to surface water-dissolved organic matter: biological effects to *Daphnia magna*. *Environ. Toxicol. Chem.* 23: 2971–2980. (disponible en anglais seulement)
- Laube, V.M., C.N. McKenzie and D.J. Kushner. 1980. Strategies of responses to copper, cadmium, and lead by a blue-green and a green alga. *Revue canadienne de microbiologie (Can. J. Microbiol.)* 26: 1300-1311. (disponible en anglais seulement)
- Linder, M.C. 1991. Biochemistry of Copper, Plenum Press, New York. 524 pp. (disponible en anglais seulement)
- Meyer, J.S. and D.K. DeForest. 2018. Protectiveness of Cu water quality criteria against impairment of behavior and chemo/mechanosensory responses: an update. *Environ. Toxicol. Chem.* 37: 1260-1279.

- Meyer, J.S., E.M. Traudt and J.F. Ranville. 2018. Is the factor-of-2 rule broadly applicable for evaluating the prediction accuracy of metal-toxicity models? *Bul. Environ. Cont. Toxicol.* 100: 64-68.
- Miwa, T., M. Murakami and A. Mizuike. 1988. Speciation of copper in fresh waters. *Anal. Chim. Acta* 219: 1-8. (disponible en anglais seulement)
- Morel, F.M.M. 1983. *Principles of Aquatic Chemistry*, Wiley, New York. 446 pp. (disponible en anglais seulement)
- Muyssen, B.T.A. and C.R. Janssen. 2007. Age and exposure duration as a factor influencing Cu and Zn toxicity toward *Daphnia magna*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 68: 436-442. (disponible en anglais seulement)
- Nebeker, A.V., C. Savonen, R.J. Baker and J.K. McCrady. 1984. Effects of copper, nickel and zinc on the life cycle of the caddisfly *Clistoronia magnifica* (Limnephilidae). *Environ. Toxicol. Chem.* 3: 645-649. (disponible en anglais seulement)
- Nelson, H., D. Benoit, R. Erickson, V. Mattson and J. Lindberg. 1986. The effects of variable hardness, pH, alkalinity, suspended clay, and humics on the chemical speciation and aquatic toxicity of copper. EPA/600/3-86/023. PB86-1714444. 132 pp. (disponible en anglais seulement)
- [RNCan] Ressources naturelles Canada. 2015. *Cahier d'information sur les minéraux et les métaux – 2015*. Ressources naturelles Canada, Ottawa.
- Nriagu, J.O. (ed.). 1979. *Copper in the Environment. Part I: Ecological Cycling*. 522 pp; *Part II: Health Effects*. 489 pp. Wiley and Sons, New York. (disponible en anglais seulement)
- O'Connor, T.P. and D.R. Kester. 1975. Adsorption of copper and cobalt from fresh and marine systems. *Geochim. Cosmochim. Acta* 39: 1531-1543. (disponible en anglais seulement)
- Owen, C.A. Jr. 1982a. *Biochemical Aspects of Copper: Copper Proteins, Ceruloplasmin, and Copper Protein Binding*. Copper in Biology and Medicine Series. Park Ridge, NJ, Noyes Publications. 205 pp. (disponible en anglais seulement)
- Owen, C.A. Jr. 1982b. *Biological Aspects of Copper: Occurrence, Assay and Interrelationships*. Copper in Biology and Medicine Series. Park Ridge, NJ, Noyes Publications. 156 pp. (disponible en anglais seulement)
- Pagenkopf, G.K. 1983. Gill surface interaction model for trace-metal toxicity to fish: role of complexation, pH and water hardness. *Environ. Sci. Technol.* 17: 342-347. (disponible en anglais seulement)
- Paquin, P.R., J.W. Gorsuch, S. Apte, G.E. Batley, K.C. Bowles, P.G.C. Campbell, C.G. Delos, D.M. Di Toro, R.L. Dwyer, F. Galvez, R.W. Gensemer, G.G. Goss, C. Hogstrand, C.R. Janssen, J.C. McGeer, R.B. Naddy, R.C. Playle, R.C. Santore, U. Schneider, W.A. Stubblefield, C.M. Wood and K.B. Wu. 2002. The biotic ligand model: a historical overview. *Comp. Biochem. Physiol.* 133: 3-35. (disponible en anglais seulement)
- Petersen, R. 1982. Influence of copper and zinc on the growth of a freshwater algae, *Scenedesmus quadricauda*: the significance of speciation. *Environ. Sci. Technol.* 16: 443-447. (disponible en anglais seulement)
- Pesavento, M., G. Alberti and R. Biesuz. 2009. Analytical methods for determination of free metal ion concentration, labile species fraction and metal complexation capacity of environmental waters: a review. *Anal. Chim. Acta* 631: 129-141. (disponible en anglais seulement)
- Playle, R.C., R.W. Gensemer and G.D. Dixon. 1992. Copper accumulation on gills of fathead minnows: influence of water hardness, complexation, and pH of the gill micro-environment. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 381-391. (disponible en anglais seulement)
- Rosko, J.J. and J.W. Rachlin. 1977. The effect of cadmium, copper, mercury, zinc and lead on cell division, growth and chlorophyll-a content of the chlorophyte *Chlorella vulgaris*. *Bull. Torrey Bot. Club* 104: 226-233. (disponible en anglais seulement)
- Rueter, J.G. 1983. Alkaline phosphatase inhibition by copper: implications to phosphorus nutrition and use as a biochemical marker of toxicity. *Limnol. Oceanogr.* 28: 743-748. (disponible en anglais seulement)
- Salanki, J. and K.V.-Balogh. 1989. Physiological background for using freshwater mussels in monitoring copper and lead pollution. *Hydrobiol.* 188/189: 445-454. (disponible en anglais seulement)
- Santore, R.C. and C.T. Driscoll. 1995. The CHESS model for calculating chemical equilibria in soils and solutions. In: R. Loeppert, A.P. Schwab and S. Goldberg (eds.). *Chemical Equilibrium and Reaction Models*. Soil Science Society of America Special Publication 42. American Society of Agronomy, Madison, WI. p. 357-375. (disponible en anglais seulement)

- Santore, R.C. and A.C. Ryan. 2015. Development and application of a multimetal multibiotic ligand model for assessing aquatic toxicity of metal mixtures. *Environ. Toxicol. Chem.* 34: 777-787. (disponible en anglais seulement)
- Santore, R.C., D.M. Di Toro, P.R. Paquin, H.E. Allen and J.S. Meyer. 2001. A biotic ligand model of the acute toxicity of metals. II. Application to acute copper toxicity in freshwater fish and *Daphnia*. *Environ. Toxicol. Chem.* 20: 2397-2402. (disponible en anglais seulement)
- Sauter S., K.S. Buxton, K.J. Macek and S.R. Petrocelli. 1976. Effects of exposure to heavy metals on selected freshwater fish. Toxicity of copper, cadmium, chromium and lead to eggs and fry of seven fish species. Ecological Research Series EPA-600/3-76-105. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Duluth, Minnesota. (disponible en anglais seulement)
- Stephen, C.E., D.I. Mount, D.J. Hansen, J.R. Gentile, G.A. Chapman and W.A. Brungs. 1985. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses. PB85-227049. U.S. EPA, Washington, DC. (disponible en anglais seulement)
- Stouthart, A.J.H.X., J.L.M. Haans, R.A.C. Lock and S.E.W. Bonga. 1996. Effects of water pH on copper toxicity to early life stages of the common carp (*Cyprinus carpio*). *Environ. Toxicol. Chem.* 15: 376-383. (disponible en anglais seulement)
- Sunda, W.G. and R.R. Guillard. 1976. Relationship between cupric ion activity and the toxicity of copper to phytoplankton. *J. Mar. Res.* 34: 511-529. (disponible en anglais seulement)
- Sunda, W.G. and J.M. Lewis. 1978. Effect of complexation by natural organic ligands on the toxicity of copper to a unicellular alga, *Monochrysis lutheri*. *Limnol. Oceanogr.* 23: 870-876. (disponible en anglais seulement)
- Svobodova, Z., B. Vykusova and J. Machova. 1994. The Effects of pollutants on selected haematological and biochemical parameters in fish. In: R. Muller and R. Lloyd (eds). *Sublethal and Chronic Effects of Pollutants on Freshwater Fish*. FAO Blackwell Science, NY. p. 39-52. (disponible en anglais seulement)
- Tessier, A., P.G.C. Campbell, J.C. Auclair and M. Bisson. 1984. Relationships between the partitioning of trace metals in sediments and their accumulation in the tissues of the freshwater mollusc *Elliptio complanata* in a mining area. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques (Can. J. Fish. Aquat. Sci.)* 41: 1463-1472. (disponible en anglais seulement)
- Tipping, E. 1994. WHAM - A chemical equilibrium model and computer code for waters, sediments, and soils incorporating a discrete site/electrostatic model of ion-binding by humic substances. *Computers & Geosciences* 20: 973-1023. (disponible en anglais seulement)
- Tipping, E. 1998. Humic ion-binding model VI: an improved description of the interactions of protons and metal ions with humic substances. *Aquat. Geochem.* 4: 3-48. (disponible en anglais seulement)
- Tipping, E., S. Lofts and J.E. Sonke. 2011. Humic Ion-Binding Model VII: a revised parameterization of cation-binding by humic substances. *Environ. Chem.* 8: 225-235. (disponible en anglais seulement)
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 1996. The metals translator: guidance for calculating a total recoverable permit limit from a dissolved criterion. EPA-823-B-96-007. (disponible en anglais seulement)
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2007. Aquatic Life Ambient Freshwater Quality Criteria - Copper. EPA-822-R-07-001, Washington, DC. (disponible en anglais seulement)
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2015. Toxicity Relationship Analysis Program (TRAP) Version 1.30a. Mid-Continent Ecology Division, 6201 Congdon Blvd., Duluth, MN 55804. (disponible en anglais seulement)
- Wang, N., C.G. Ingersoll, I.E. Geer, D.K. Hardesty, C.D. Ivey, J.K. Kunz, W.G. Brumbaugh, F.J. Dwyer, A.D. Roberts, T. Augspurger, C.M. Kane, R.J. Neves and M.C. Barnhart. 2007. Chronic toxicity of copper and ammonia to juvenile freshwater mussels (Unionidae). *Environ. Toxicol. Chem.* 26: 2048-2056. (disponible en anglais seulement)
- Wang, N., C.A. Mebane, J.L. Kunz, C.G. Ingersoll, W.G. Brumbaugh, R.C. Santore, ... and W. Arnold. 2011. Influence of dissolved organic carbon on toxicity of copper to a unionid mussel (*Villosa iris*) and a cladoceran (*Ceriodaphnia dubia*) in acute and chronic water exposures. *Environ. Toxicol. Chem.* 30: 2115-2125. (disponible en anglais seulement)
- Wang, N., C.G. Ingersoll, R.A. Dorman, W.G. Brumbaugh, C.A. Mebane, J.L. Kunz and D.K. Hardesty. 2014. Chronic sensitivity of white sturgeon (*Acipenser transmontanus*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to cadmium, copper, lead, or zinc in laboratory water-only exposures. *Environ. Toxicol. Chem.* 33: 2246-2258.
- Wilde, K.L., J.L. Stauber, S.J. Markich, N.M. Franklin and P.L. Brown 2006. The effect of pH on the

- uptake and toxicity of copper and zinc in a tropical freshwater alga (*Chlorella sp.*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 51: 174–185. (disponible en anglais seulement)
- Winner R.W. 1985. Bioaccumulation and toxicity of copper as affected by interactions between humic acid and water hardness. Water Res. 19: 449-455. (disponible en anglais seulement)
- Zia, S. and D.G. McDonald. 1994. Role of the gills and gill chloride cells in metal uptake in the freshwater-adapted rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques (Can. J. Fish. Aquat. Sci.) 51: 2482-2492. (disponible en anglais seulement)
- Zitko, P.W.V. and W.G. Carson. 1973. Prediction of incipient lethal levels of copper to juvenile Atlantic salmon in the presence of humic acid by cupric electrode. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 10: 265-271. (disponible en anglais seulement)

Liste des acronymes et des abréviations

AH – acide humique
AL – accumulation létale
ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry
CCME – Conseil canadien des ministres de l'environnement.
CCREM – Conseil canadien des ministres des Ressources et de l'Environnement
CE – concentration entraînant un effet
CHESS – modèle *Chemical Equilibria in Soils and Solutions*
CI – concentration inhibitrice
CL – concentration létale
CMAT – concentration maximale acceptable de toxiques
CMEO – concentration minimale entraînant un effet observé
COD – carbone organique dissous
CSEO – concentration sans effet observé
DSE – Distribution de la sensibilité des espèces
EPA – Environmental Protection Agency (États-Unis)
EURAR – Rapport de l'Union européenne sur l'évaluation des risques
GC – Gouvernement du Canada
GSIM – modèle *Gill Surface Interaction Model*
LB – ligand biotique
LCPE – *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*
MAIL – modèle d'activité des ions libres
MLB – modèle du ligand biotique
NF – nanofiltration
PGPC – Plan de gestion des produits chimiques
RTAC – rapport entre la toxicité aiguë et la toxicité chronique
RFQE – Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement
RNCAN – Ressources naturelles Canada
TRAP – programme *Toxicity Relationship Analysis Program*
UE – Union européenne
VAF – valeur aiguë finale
WHAM – modèle *Windermere Humic Aqueous Model*

Annexe 1. Données sur la toxicité chronique dans l'eau douce prises en compte pour l'élaboration d'une RFQE pour le cuivre. Les concentrations avec effet sont indiquées par D pour le cuivre dissous et T pour le cuivre total. Si des études mentionnaient seulement des concentrations de cuivre total, ces valeurs ont été converties en cuivre dissous à l'aide du facteur de conversion de 0,96 (USEPA 1996). Avant de choisir des critères d'effet individuels dans les ensembles de données acceptables, les concentrations d'effet déclaré ont été normalisées pour la température (20 °C), le pH (7,5), le COD (0,5 mg/L) et la dureté (50 mg/L sous forme de CaCO₃). Ces concentrations d'effet normalisées sont tracées sur la figure 4. Les conditions de l'eau d'essai introduites lors de la normalisation de la MLB sont également indiquées.

Espèce	Groupe	Durée	Concentration entraînant un effet (µg/L)	Concentration normalisée entraînant un effet, cuivre dissous (µg/L)	Température (°C)	pH	COD (mg C/L)	Dureté (mg/L CaCO ₃)	Référence
<i>Acipenser transmontanus</i> (Esturgeon blanc)	Poissons	24 j CE10 (croissance)	1,02 D	0,62	15	8,0	0,41	100	Wang et coll. 2011
<i>Brachionus calyciflorus</i> (Rotifère)	Invertébrés	48 h CE10 (croissance)	7,55 D	5,24	25	6,0	4,91	100	De Schampelaere et Janssen 2006
<i>Campeloma decisum</i> (Escargot pointu)	Invertébrés	42 j CE10 (survie)	6,85 T	1,17	15	7,7	2,65	45	Arthur et Leonard 1970
<i>Campeloma decisum</i> (Campelome brun)	Invertébrés	42 j CE10 (survie)	9,21 T	1,56	15	7,7	2,65	45	Arthur et Leonard 1970
<i>Ceriodaphnia dubia</i> (Puce d'eau)	Invertébrés	7 j CE10 (reproduction)	11,0 D	4,44	25	8,4	0,40	105	Wang et coll. 2011
<i>Ceriodaphnia dubia</i> (Puce d'eau)	Invertébrés	7 j CE ₁₀ (reproduction)	34,0 D	1,93	25	8,3	3,00	102	Wang et coll. 2011
<i>Ceriodaphnia dubia</i> (Puce d'eau)	Invertébrés	7 j CE ₁₀ (reproduction)	29,0 D	0,78	25	8,3	5,80	106	Wang et coll. 2011
<i>Ceriodaphnia dubia</i> (Puce d'eau)	Invertébrés	7 j CE ₁₀ (reproduction)	25,0 D	0,39	25	8,3	10,00	106	Wang et coll. 2011
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i> (Algue verte)	Algues/plantes	3 j CE ₁₀ (croissance)	178,0 D	13,90	25	6,0	4,07	250	De Schampelaere et Janssen 2006
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i> (Algue verte)	Algues/plantes	3 j CE ₁₀ (croissance)	108,0 D	13,15	25	7,0	4,07	250	De Schampelaere et Janssen 2006
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i> (Algue verte)	Algues/plantes	3 j CE ₁₀ (croissance)	96,0 D	10,19	25	8,1	4,07	250	De Schampelaere et Janssen 2006
<i>Chlorella protothecoides</i> (Algue verte)	Algues/plantes	72 h MATCL (croissance)	1,48 D	9,03	27	7,5	0,30	85	Franklin et coll. 2002
<i>Chlorella protothecoides</i> (Algue verte)	Algues/plantes	72 h MATCL (croissance)	2,81 D	13,22	27	7,5	0,30	85	Franklin et coll. 2002
<i>Chlorella protothecoides</i> (Algue verte)	Algues/plantes	72 h MATCL (croissance)	5,31 D	18,90	27	7,5	0,30	85	Franklin et coll. 2002
<i>Chlorella protothecoides</i> (Algue verte)	Algues/plantes	72 h MATCL (croissance)	10,39 D	27,91	27	7,5	0,30	85	Franklin et coll. 2002

<i>Chlorella vulgaris</i> (Algue verte)	Algues/plantes	3 j CE ₁₀ (croissance)	108,0 D	15,56	25	6,0	2,14	100	De Schamphelaere et Janssen 2006
<i>Chlorella vulgaris</i> (Algue verte)	Algues/plantes	3 j CE ₁₀ (croissance)	407,0 D	20,87	25	6,0	6,41	100	De Schamphelaere et Janssen 2006
<i>Chlorella vulgaris</i> (Algue verte)	Algues/plantes	3 j CE ₁₀ (croissance)	56,0 D	10,61	25	7,9	2,09	400	De Schamphelaere et Janssen 2006b
<i>Chlorella vulgaris</i> (Algue verte)	Algues/plantes	3 j CE ₁₀ (croissance)	36,0 D	25,80	25	7,0	0,62	250	De Schamphelaere et Janssen 2006
<i>Chlorella vulgaris</i> (Algue verte)	Algues/plantes	3 j CE ₁₀ (croissance)	173,0 D	10,40	25	8,0	6,55	400	De Schamphelaere et Janssen 2006
<i>Chlorella vulgaris</i> (Algue verte)	Algues/plantes	3 j CE ₁₀ (croissance)	99,0 D	10,53	25	7,0	4,48	250	De Schamphelaere et Janssen 2006
<i>Chlorella vulgaris</i> (Algue verte)	Algues/plantes	3 j CE ₁₀ (croissance)	85,0 D	8,23	25	7,0	4,15	500	De Schamphelaere et Janssen 2006
<i>Chlorella vulgaris</i> (Algue verte)	Algues/plantes	3 j CE ₁₀ (croissance)	162,0 D	12,66	25	8,8	4,10	250	De Schamphelaere et Janssen 2006
<i>Chlorella vulgaris</i> (Algue verte)	Algues/plantes	3 j CE ₁₀ (croissance)	283,0 D	18,03	25	7,1	7,90	250	De Schamphelaere et Janssen 2006
<i>Chlorella vulgaris</i> (Algue verte)	Algues/plantes	3 j CE ₁₀ (croissance)	188,0 D	21,15	25	6,0	2,08	400	De Schamphelaere et Janssen 2006
<i>Chlorella vulgaris</i> (Algue verte)	Algues/plantes	3 j CE ₁₀ (croissance)	510,0 D	24,48	25	6,1	6,31	400	De Schamphelaere et Janssen 2006
<i>Chlorella vulgaris</i> (Algue verte)	Algues/plantes	3 j (croissance)	31,0 D	8,45	25	7,9	2,20	100	De Schamphelaere et Janssen 2006
<i>Chlorella vulgaris</i> (Algue verte)	Algues/plantes	3 j CE ₁₀ (croissance)	188,0 D	16,38	25	7,9	6,48	100	De Schamphelaere et Janssen 2006
<i>Chlorella vulgaris</i> (Algue verte)	Algues/plantes	3 j (croissance)	404,0 D	15,80	25	5,5	4,25	250	De Schamphelaere et Janssen 2006
<i>Chlorella vulgaris</i> (Algue verte)	Algues/plantes	3 j (croissance)	159,0 D	24,38	25	7,1	4,25	250	De Schamphelaere et Janssen 2006
<i>Chlorella vulgaris</i> (Algue verte)	Algues/plantes	3 j CE ₁₀ (croissance)	84,0 D	9,05	25	7,0	4,48	250	De Schamphelaere et Janssen 2006
<i>Chlorella vulgaris</i> (Algue verte)	Algues/plantes	3 j CE ₁₀ (croissance)	132,0 D	15,25	25	7,0	4,24	250	De Schamphelaere et Janssen 2006
<i>Clistronia magnifica</i> (Phrygane)	Invertébrés	8 m CE ₁₀ (cycle de vie)	5,74 T	5,67	15	7,3	0,70	26	Nebeker et coll. 1984
<i>Cottus bairdii</i> (Chabot tacheté)	Poissons	28 j CE ₁₀ (biomasse)	26,61 D	6,47	19	8,2	1,00	102	Besser et coll. 2007
<i>Cyprinella monacha</i> (Mulet tacheté)	Poissons	30 j CE ₁₀ (biomasse)	23,0 T	9,50	25	8,3	0,30	162	Besser et coll. 2001, 2005
<i>Cyprinus carpio</i> (Carpe commune)	Poissons	7 j MATCL (survie)	31,0 T	11,71	23	7,6	1,00	100	Stouthart et coll. 1996
<i>Daphnia ambigua</i> (Puce d'eau)	Invertébrés	10 j (reproduction)	23,99 T	20,00	21	8,0	0,30	63	Harmon et coll. 2003
<i>Daphnia magna</i> (Puce d'eau)	Invertébrés	21 j CE ₁₀ (reproduction)	61,0 D	4,48	20	7,6	4,00	250	Muyssen et Janssen 2007
<i>Daphnia magna</i> (Puce d'eau)	Invertébrés	21 j CE ₁₀ (reproduction)	56,1 D	0,75	20	7,7	5,00	180	Bossuyt et Janssen 2004
<i>Daphnia magna</i> (Puce d'eau)	Invertébrés	21 j CE ₁₀ (reproduction)	57,1 D	0,77	20	7,7	5,00	180	Bossuyt et Janssen 2004
<i>Daphnia magna</i> (Puce d'eau)	Invertébrés	21 j CE ₁₀ (reproduction)	46,5 D	0,62	20	7,7	5,00	180	Bossuyt et Janssen 2004
<i>Daphnia magna</i> (Puce d'eau)	Invertébrés	21 j CE ₁₀ (reproduction)	50,2 D	0,67	20	7,7	5,00	180	Bossuyt et Janssen 2004

<i>Daphnia pulex</i> (Puce d'eau)	Invertébrés	42 j CSEO (survie)	4,0 T	1,29	20	8,6	0,30	58	Winner 1985
<i>Daphnia pulex</i> (Puce d'eau)	Invertébrés	42 j CSEO (survie)	20,0 T	5,62	20	8,5	0,68	58	Winner 1985
<i>Daphnia pulex</i> (Puce d'eau)	Invertébrés	42 j CSEO (survie)	30,0 T	4,81	20	8,7	1,05	58	Winner 1985
<i>Daphnia pulex</i> (Puce d'eau)	Invertébrés	42 j CSEO (survie)	5,0 T	2,47	20	8,7	0,30	115	Winner 1985
<i>Daphnia pulex</i> (Puce d'eau)	Invertébrés	42 j CSEO (survie)	20,0 T	5,70	20	8,6	0,68	115	Winner 1985
<i>Daphnia pulex</i> (Puce d'eau)	Invertébrés	42 j CSEO (survie)	40,0 T	7,89	20	8,6	1,05	115	Winner 1985
<i>Daphnia pulex</i> (Puce d'eau)	Invertébrés	42 j CSEO (survie)	10,0 T	3,68	20	8,6	0,38	230	Winner 1985
<i>Daphnia pulex</i> (Puce d'eau)	Invertébrés	42 j CSEO (survie)	15,0 T	3,16	20	8,6	0,68	230	Winner 1985
<i>Daphnia pulex</i> (Puce d'eau)	Invertébrés	42 j CSEO (survie)	20,0 T	2,76	20	8,6	1,05	230	Winner 1985
<i>Epioblasma</i> <i>capsaeformis</i> (Épioblasme)	Invertébrés	28 j CI ₁₀ (survie)	3,1 D	1,61	20	8,2	0,30	162	Wang et coll. 2007
<i>Etheostoma fonticola</i>	Poissons	30 j CI ₁₀ (survie)	9,3 T	4,64	25	8,1	0,30	163	Besser et coll. 2001, 2005
<i>Fluminicola</i> sp. (<i>Fluminicola fuscus</i>)	Invertébrés	28 j CI ₁₀ (mortalité)	11,1 D	1,21	20,35	8,4	1,00	166	Besser et coll. 2001, 2005
<i>Fontigens aldrichi</i> (Physse des fontaines)	Invertébrés	28 j CE ₁₀ (survie)	10,4 D	1,12	20,35	8,4	1,00	166	Besser et coll. 2009, 2016
<i>Hyalella azteca</i> (Amphipode)	Invertébrés	10 j CSEO (survie)	30,0 D	37,01	20	7,0	0,70	10	Deaver et Rodgers 1996
<i>Hyalella azteca</i> (Amphipode)	Invertébrés	10 j CSEO (survie)	82,0 D	74,64	20	7,5	0,70	22	Deaver et Rodgers 1996
<i>Hyalella azteca</i> (Amphipode)	Invertébrés	10 j CSEO (survie)	50,0 D	31,91	20	7,7	0,70	36	Deaver et Rodgers 1996
<i>Hyalella azteca</i> (Amphipode)	Invertébrés	10 j CSEO (survie)	50,0 D	25,84	20	7,8	0,70	50	Deaver et Rodgers 1996
<i>Hyalella azteca</i> (Amphipode)	Invertébrés	10 j CSEO (survie)	82,0 D	30,65	20	8,1	0,70	64	Deaver et Rodgers 1996
<i>Lampsilis siliquoides</i> (Palourde de Nantucket)	Invertébrés	28 j CI ₁₀ (survie)	3,1 D	0,91	20	8,7	0,30	165	Wang et coll. 2007
<i>Lemna minor</i> (Lenticule bossue)	Algues/plantes	7 j CE ₁₀ (longueur des racines)	2,07 D	2,03	25	8,1	1,00	163	Antunes et coll. 2012
<i>Lemna minor</i> (Lenticule bossue)	Algues/plantes	7 j CE ₁₀ (longueur des racines)	0,72 D	0,79	25	8,3	1,00	187	Antunes et coll., 2012
<i>Lemna minor</i> (Lenticule bossue)	Algues/plantes	7 j CE ₁₀ (longueur des racines)	3,78 D	1,37	25	7,8	2,00	35	Antunes et coll. 2012
<i>Lemna minor</i> (Lenticule bossue)	Algues/plantes	7 j CE ₁₀ (longueur des racines)	5,92 D	1,70	25	7,6	2,00	96	Antunes et coll. 2012
<i>Lymnaea stagnalis</i> (Limnée des étangs)	Invertébrés	30 j CE ₁₀ (croissance)	1,8 D	0,34	24	7,8	1,20	56	Brix et coll. 2011
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Truite arc-en-ciel)	Poissons	200 h LC ₁₀ (survie)	7,0 T	3,96	12,2	7,2	1,40	24	Chapman 1978

<i>Oncorhynchus tshawytscha</i> (Saumon quinnat)	Poissons	14 S CE ₁₀ (croissance)	2,15	1,23	12,2	7,2	1,40	24	Chapman 1975, 1982
<i>Perca fluviatilis</i> (Perche européenne)	Poissons	30 j MATCL (croissance)	29,29	7,13	17,5	7,8	1,00	194	Collvin 1985
<i>Physa gyrina</i> (Physa commune)	Invertébrés	28 j CE ₁₀ (croissance)	12,0 D	2,39	20	8,3	0,58	170	Besser et coll., 2016
<i>Pimephales promelas</i> (Tête-de-boule)	Poissons	30 j CI ₁₀ (croissance)	4 T	1,56	23	8,3	0,30	162	Besser et coll. 2001, 2005
<i>Pimephales promelas</i> (Tête-de-boule)	Poissons	30 j CI ₁₀ (croissance)	16,0	6,73	25	8,3	0,30	162	Besser et coll. 2001, 2005
<i>Pyrgulopsis robusta</i> (Physa des fontaines)	Invertébrés	28 j CE ₁₀ (croissance)	5,9 D	0,61	20,6	8,2	1,10	169	Besser et coll. 2009, 2016
<i>Raphidocelis subcapitata</i> (Algue verte)	Algues/plantes	72 h MATCL (croissance)	2,69 D	5,46	24	7,5	0,30	15	Franklin et coll. 2002
<i>Raphidocelis subcapitata</i> (Algue verte)	Algues/plantes	72 h MATCL (croissance)	4,0 D	7,76	24	7,5	0,30	15	Franklin et coll. 2002
<i>Raphidocelis subcapitata</i> (Algue verte)	Algues/plantes	72 h MATCL (croissance)	2,4 D	4,96	24	7,5	0,30	15	Franklin et coll. 2002
<i>Raphidocelis subcapitata</i> (Algue verte)	Algues/plantes	72 h MATCL (croissance)	5,5 D	10,23	24	7,5	0,30	15	Franklin et coll. 2002
<i>Salvelinus confluentus</i> (Omble à tête plate)	Poissons	60 j MATCL (croissance)	138,57 D	30,56	8,5	7,9	0,48	224	Hansen et coll. 2002
<i>Salvelinus fontinalis</i> (Omble à tête plate)	Poissons	30 j CE ₁₀ (survie)	4,54 T	7,20	10	6,9	0,70	38	Sauter et coll. 1976
<i>Taylorconcha serpenticola</i> (Escargot bliss rapids)	Invertébrés	28 j CL20 (survie)	13,0 D	1,44	20,35	8,4	1,00	166	Besser et coll. 2009, 2016
<i>Villosa iris</i> (Villeuse irisée)	Invertébrés	28 j CE ₁₀ (poids sec)	6,2 D	1,91	20	8,3	0,60	101	Wang et coll. 2011
<i>Villosa iris</i> (Villeuse irisée)	Invertébrés	28 j CE ₁₀ (poids sec)	3,8 D	0,24	20	8,3	3,00	98	Wang et coll. 2011
<i>Villosa iris</i> (Villeuse irisée)	Invertébrés	28 j CE ₁₀ (poids sec)	21,0 D	0,42	20	8,2	10,00	100	Wang et coll. 2011