



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

BORE

Le bore (numéro CAS 7440-42-8), omniprésent dans l'environnement, se trouve naturellement dans plus de 80 minéraux et constitue 0,001 % de la croûte terrestre (U.S. EPA, 1987). Le bore a pour symbole chimique B, et sa masse atomique est de 10,81 g mol⁻¹ (Budavari *et al.*, 1989; Weast, 1985; Lide, 2000; Clayton et Clayton, 1982; Sax, 1984; Windholz, 1983; Moss et Nagpal, 2003). Le bore n'existe pas à l'état libre dans la nature.

Rejets dans l'environnement : Les concentrations les plus élevées de bore se trouvent dans les sédiments et les roches sédimentaires, plus précisément dans les sédiments marins riches en argile. La concentration élevée de bore dans l'eau de mer (4,5 mg B L⁻¹) rend l'argile des fonds marins riche en bore comparativement à d'autres types de rocs (Butterwick *et al.*, 1989). Les aérosols de sel marin sont la source la plus importante de bore; l'apport annuel de bore dans l'atmosphère est évalué à 1,44 Tg de bore par an, où Tg = 10¹² g (Park et Schlesinger, 2002). En plus du dépôt atmosphérique, le bore est également libéré dans l'environnement très lentement, à de faibles concentrations, par les processus de dégradation naturelle. Vu l'abondance des roches sédimentaires riches en argile à la surface de la Terre, la plus grande partie du bore mobilisé dans les sols et dans les milieux aquatiques par effritement provient probablement de cette source. On estime que l'effritement naturel libère dans l'environnement plus de bore que les sources industrielles (Butterwick *et al.*, 1989), telle l'industrie du verre, où le bore est lié à de nombreux produits industriels. On estime que la dégradation naturelle (chimique et mécanique) des minéraux provenant de la roche carbonatée mobilise 0,193 Tg de bore par an (Park et Schlesinger, 2002). Parmi les autres sources naturelles figurent les émissions volcaniques (0,017 à 0,022 Tg de bore par an), la poussière du sol (0,017 à 0,033 Tg de bore par an), et les aérosols végétaux (0,004 Tg de bore par an). Les émissions volcaniques libèrent de l'acide borique et du trifluorure de bore; les concentrations de bore dans les eaux des régions volcaniques sont donc élevées (Santé Canada, 1990). L'évaporation de l'eau de mer provenant des bassins fermés constitue une source de bore commercial (Durocher, 1969). Les quantités estimées de bore introduites dans l'atmosphère par la combustion de

combustible fossile, la combustion de la biomasse et d'autres activités humaines (p. ex. fabrication et incinération) sont respectivement de 0,20, 0,26 à 0,43, et 0,07 Tg de bore par an (Park et Schlesinger, 2002).

Les dépôts humides de bore sur les continents sont évalués à environ 0,50 Tg de bore par an; l'eau de pluie des sites continentaux contient moins de bore en comparaison du bore provenant de sites côtiers et marins (Park et Schlesinger, 2002). La dégradation naturelle (chimique et physique) des roches contenant du bore est à l'origine d'une proportion importante des composés de bore présents dans l'eau (Butterwick *et al.*, 1989) et sur terre (Park et Schlesinger, 2002). Les quantités libérées dans le milieu aquatique varient considérablement en fonction des caractéristiques géologiques des lieux. La présence de composés du bore dans le milieu aquatique est également attribuable aux rejets d'eaux d'égout municipaux, aux rejets d'eaux usées provenant des centrales thermiques au charbon, à l'irrigation, à

Tableau 1. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE) : protection de la vie aquatique - bore (mg L⁻¹)

	Exposition de longue durée	Exposition de courte durée
Eaux douces	1,5	29
Eaux marines	AR	AR

AR = aucune recommandation

l'exploitation des fonderies de cuivre et aux industries utilisant du bore (ATSDR, 1992; Howe, 1998). Pour ce qui est des rejets d'eaux usées au Canada, selon une analyse documentaire visant à déterminer l'état des connaissances sur les effluents municipaux (Hydromantis Inc., 2005), les rejets de bore de deux stations d'épuration dans l'Ouest canadien, déversant des effluents bruts ou des effluents ayant subi un traitement primaire, se situaient entre 110 et 180 µg L⁻¹. L'étude indique donc que les effluents d'eaux usées municipales au Canada constituent une source peu probable et que les concentrations de bore dans l'eau dépendent plus vraisemblablement du lessivage du bore à partir des éléments géologiques environnants (WHO, 2003).

L'homme produit du bore par réduction chimique des composés de cette substance avec des métaux réactifs, que ce soit par réduction électrolytique non aqueuse ou par décomposition thermique. Le bore très pur est obtenu par des techniques de raffinage par zones ou d'autres techniques thermiques (Stokinger, 1981; U.S. Bureau of Mines, 1989). Le borax, présent dans les lacs temporaires et d'autres dépôts salins est utilisé pour produire des composés raffinés de borate de sodium et de l'acide borique (ATSDR, 1992).

Usages : Les borates et les acides boriques sont utilisés dans la fabrication du verre (fibre de verre, verre borosilicaté, émail, fritte et vernis), des savons et des détergents, des produits ignifuges et des absorbeurs de neutrons pour les installations nucléaires (WHO, 2003). L'acide borique, les borates et les perborates sont utilisés dans la fabrication de produits antiseptiques doux, de cosmétiques, de médicaments, d'antioxydants pour la soudure, de nettoyeurs et de détergents, dans la boroneurothérapie (thérapie par capture de neutrons par le bore) et d'engrais agricoles (WHO, 2003). Les composés du bore sont aussi utilisés par les industries du cuir, du textile, de la peinture et de la transformation du bois (Santé Canada, 1990). Le borax (ou tétraborate de sodium, $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7$; poids moléculaire de 381,37 g mol⁻¹) et l'acide borique (BH_3O_3 ; poids moléculaire de 61,833 g mol⁻¹) sont utilisés comme insecticides au Canada (Santé Canada, 1990). Le borax est aussi largement employé comme agent nettoyant et agent antimicrobien (Santé Canada, 1990).

Concentrations ambiantes : La plus grande partie du bore sur la planète se trouve dans les océans, en concentration moyenne de 4,5 mg L⁻¹ (Weast, 1985). La quantité de bore en eau douce dépend de facteurs tels que la proximité des régions côtières, l'apport des effluents industriels et municipaux et la nature géochimique du bassin hydrographique (Butterwick *et al.*, 1989). Le bore d'origine naturelle est présent dans les eaux souterraines; il provient principalement du lessivage des roches et des sols contenant des borates et des borosilicates (WHO, 2003). Des concentrations élevées de bore sont indicatrices de dépôts riches en bore. Les concentrations de bore sont habituellement inférieures à 0,1 mg L⁻¹, et la valeur du 90^e centile est de 0,4 mg L⁻¹ (WHO, 1998). Le Bureau national de surveillance de la qualité de l'eau d'Environnement Canada a fourni des données sur les concentrations de bore mesurées dans les eaux de surface à différents endroits au Canada (C. Lochner, 2008, comm. pers.).

Ces concentrations étaient de 0,0001 à 0,951 mg L⁻¹ (bore extractible) en Nouvelle-Écosse, de 0,008 à 0,13 mg L⁻¹ (bore extractible) et de 0 à 0,607 mg L⁻¹ (bore total) à Terre-Neuve, et de 0,0001 à 0,402 mg L⁻¹ (bore extractible) au Nouveau-Brunswick. En ce qui concerne l'Ontario, des données ont été fournies sur les Grands Lacs et les canaux qui les relient. Les concentrations totales de bore se situaient entre 0,006 et 0,011 mg L⁻¹ dans le lac Supérieur, entre 0,004 et 0,018 mg L⁻¹ dans le lac Huron, entre 0,007 et 0,011 mg L⁻¹ dans la baie Georgienne, entre 0,015 et 0,031 mg L⁻¹ dans le lac Érié et entre 0,018 et 0,077 mg L⁻¹ dans le lac Ontario. Les concentrations totales de bore dans la rivière Sainte-Claire, la rivière Niagara et le fleuve Saint-Laurent allaient respectivement de 0,009 à 0,021 mg L⁻¹, de 0,018 à 0,032 mg L⁻¹ et de 0,02 à 0,032 mg L⁻¹. Les concentrations totales de bore dans les eaux de surface variaient entre 0,0052 et 0,271 mg L⁻¹ au Manitoba, entre 0,0001 et 2,58 mg L⁻¹ en Alberta, entre 0,0001 et 2,3 mg L⁻¹ dans les Territoires du Nord-Ouest et entre 0,0001 et 0,006 mg L⁻¹ au Yukon. Pour le Québec, des données récentes (2004-2006) ont été obtenues en conditions propres sur la fraction acide soluble. Dans les 23 cours d'eau échantillonnés, les concentrations médianes de bore étaient de 0,0021 à 0,058 mg L⁻¹, la concentration médiane pour l'ensemble des cours d'eau se chiffrant à 0,0063 mg L⁻¹ (MDDEP, données non publiées, 2007).

Propriétés, spéciation et devenir : Le bore élémentaire est insoluble et inerte en solutions aqueuses (Weast, 1985; Windholz, 1983; Clayton et Clayton, 1982; Hawley, 1981; Budavari *et al.*, 1989; U.S. EPA, 1975). Les composés du bore se transforment rapidement en borates, formes naturelles du bore lorsqu'il est exposé à l'eau. Aucune autre dégradation n'est cependant possible. Les réactions d'adsorption et de désorption avec les sols et les sédiments représentent les seuls mécanismes importants pouvant influencer sur le devenir du bore dans l'eau (Rai *et al.*, 1986). Le degré d'adsorption du bore dépend du pH de l'eau et de la concentration de bore dans la solution. La plus grande adsorption se produit à un pH situé entre 7,5 et 9,0 (WHO, 2003). En eau naturelle, le bore forme des composés chimiques stables et est principalement présent sous forme d'acide borique non dissocié $[\text{B}(\text{OH})_3]$ et de polyanions complexes [p. ex. $\text{B}(\text{OH})_4^-$] (Santé Canada, 1990; Howe, 1998; WHO, 2003). Très solubles, ces formes chimiques du bore ne sont pas facilement éliminées d'une solution par les mécanismes naturels. Les borates et l'acide borique sont en état d'équilibre selon le pH de

l'eau. À pH acide, le bore existe en solution, principalement sous forme d'acide borique non dissocié, tandis qu'à pH alcalin, il est présent sous forme d'ions de borate (Howe, 1998).

Bioaccumulation : Il a été démontré que le bore s'accumule dans les végétaux aquatiques (Schuler, 1987; Saiki *et al.*, 1993), ce qui pourrait être une indication de son rôle dans la nutrition des végétaux. Fernandez *et al.* (1984) ont examiné la bioaccumulation du bore dans les algues vertes (*Chlorella pyrenoidosa*). Après sept jours, le facteur de bioconcentration (FBC) pour trois niveaux de concentration se situait entre quatre et cinq. Lors d'une étude effectuée par Davis *et al.* (2002), la spirodèle à plusieurs racines (*Spirodela polyrrhiza*) n'a pas accumulé une quantité importante du bore contenu dans les solutions de traitement. Cependant, Glandon et McNabb (1978) ont démontré que la lentille mineure (*Lemna minor*) bioaccumulait le bore, contrairement à d'autres hydrophytes (p. ex. *Ceratophyllum demersum*). Une relation curviligne a été observée entre les concentrations ambiantes de bore et les concentrations contenues dans les tissus de la plante, ce qui donne à penser que les transports actif et passif du bore par les membranes des racines se produit chez cette espèce. Frick (1985) a constaté que la bioaccumulation du bore par la lentille mineure était affectée par le pH. Malgré une tendance à l'accumulation dans les plantes et les algues, le bore ne semble pas se bioamplifier dans le réseau trophique (Wren *et al.*, 1983; Saiki *et al.*, 1993). Les FBC du bore dans les végétaux d'eau douce, les poissons et les invertébrés ont été estimés à moins de 100 (Thompson *et al.*, 1972). Pour les poissons, les FBC expérimentaux se situaient entre 52 et 198 (Tsui et McCart, 1981). Une étude menée par Suloway *et al.* (1983) a porté sur le potentiel de bioaccumulation des composantes de l'extrait de cendre volante de charbon dans le méné tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et le crapet vert (*Lepomis cyanellus*). Le FBC du bore était de 0,3 chez ces deux espèces. Ces valeurs des FBC laissent croire que le bore ne se bioconcentre ni ne se bioamplifie de manière importante dans les milieux aquatiques.

Limites de détection des méthodes : Diverses méthodes analytiques permettent de doser avec exactitude le bore dans l'eau, à des concentrations de 0,01 mg L⁻¹ à 10 mg L⁻¹ (Santé Canada, 1990). La spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (SM-PCI) est généralement utilisée pour déterminer la concentration de bore dans les échantillons d'eau. Le Laboratoire national des essais environnementaux (LNEE) d'Environnement Canada analyse l'eau afin de vérifier

la présence de métaux-traces, comme le bore, en utilisant la SM-PCI, avec une limite de détection de 0,0005 mg L⁻¹ (J. Carrier, 2008, comm. pers.). La méthode accréditée (E3474) par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO) et l'Association canadienne des laboratoires d'analyse environnementale (ACLAE) détermine la concentration de métaux-traces dans les eaux de surface et les eaux souterraines à l'aide de la technologie des cellules dynamiques de réaction (CDR) et de la SM-PCI (R. Moody, 2008, comm. pers.). La limite de détection dans l'eau est actuellement de 0,0002 mg L⁻¹ au laboratoire du MEO.

Fonctions essentielles et déficience : Le bore est un nutriment essentiel à la croissance des plantes supérieures et on l'ajoute donc aux sols qui en manquent (Eisler, 1990). Les principaux effets possibles du bore ont été étudiés sur divers poissons d'eau douce, amphibiens, invertébrés et végétaux. À de faibles concentrations, on a constaté que le bore était bénéfique à quelques organismes d'eau douce. Par exemple, l'ajout de 0,4 mg bore L⁻¹ dans des étangs servant à la pisciculture de la carpe a permis d'augmenter la production de 7,6 % (Avetisyan, 1983). De plus, Fort *et al.* (1999) ont établi que le bore était essentiel sur le plan nutritionnel à la reproduction et au développement de la grenouille *Xenopus laevis*. Chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et le poisson zèbre, Rowe *et al.* (1998) ont constaté que la courbe dose-réponse épouse le profil en U correspondant aux effets néfastes d'un nutriment essentiel. Ce profil témoigne des effets d'une exposition à des concentrations de bore inférieures au niveau répondant aux besoins physiologiques et des effets toxiques provoqués par une exposition à des concentrations élevées de bore dépassant le seuil d'exposition sans risques. Chez les embryons de truites arc-en-ciel, les expositions à long terme à des concentrations inférieures à 0,097 mg L⁻¹ ont nui à la croissance. Chez les poissons zèbres exposés à des concentrations de bore inférieures à 0,0022 mg L⁻¹, on a observé la mort du zygote (Rowe *et al.*, 1998). Afin d'éviter les effets nocifs d'une carence en substances chimiques essentielles chez les organismes, les seuils recommandés pour le bore ne devraient pas être inférieurs au niveau garantissant le maintien de la santé des organismes.

Facteurs modifiant la toxicité : La toxicité des métaux pour les organismes aquatiques est souvent modifiée par la dureté de l'eau. Des recherches ont révélé qu'il ne semble pas y avoir d'interaction marquée entre la dureté de l'eau et la toxicité du bore (Birge et Black, 1977; Laws, 1981; Hamilton et Buhl, 1990; Maier et Knight,

1991). Des études effectuées par le ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique (MELP, 1996) ont indiqué qu'une augmentation de la dureté de l'eau réduit la toxicité du bore pour l'amphipode *Hyalella azteca* et le cladocère *Daphnia magna*, mais non pour le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*), la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et le chironome *Chironomus tentans*. Laws (1981) a découvert qu'il n'existe pas d'interaction entre les sulfates et le bore dans les écosystèmes aquatiques naturels. Selon certaines hypothèses, l'atténuation du bore peut survenir par complexation avec des composés organiques ou adsorption sur des matières particulaires. Plusieurs études ont démontré que les faibles effets observés dans l'eau reconstituée en laboratoire ne correspondent pas aux effets beaucoup plus prononcés dans les conditions d'exposition à de l'eau naturelle (Butterwick *et al.*, 1989; Black *et al.*, 1993). L'élément précis de la composition chimique de l'eau responsable de la modification de la toxicité est cependant inconnu.

Toxicité : Dans l'eau douce, les concentrations entraînant des effets toxiques graves à court terme (CL₅₀ sur 24 à 96 h) allaient de 4,6 mg L⁻¹, pour le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) (Turnbull *et al.*, 1954) à plus de 1 000 mg L⁻¹, pour le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) (Hamilton et Buhl, 1990) et le saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*) (Hamilton et Buhl, 1990). Dans le cas des invertébrés, les concentrations entraînant des effets toxiques graves à court terme (CL₅₀ sur 48 à 96 h) se situaient entre 21,3 mg L⁻¹, pour le cladocère *Daphnia magna*, et 1 376 mg L⁻¹, pour le moucheron *Chironomus decorus* (Maier et Knight, 1991).

Hamilton et Buhl (1990) ont exposé des saumons quinnats (*Oncorhynchus tshawytscha*) ayant atteint différents stades vitaux à du bore pendant 24 et 96 h . Ils ont constaté que cet élément est relativement non toxique (CL₅₀ sur 24 h > 1 000 mg L⁻¹, CL₅₀ sur 96 h : 566 à plus de 1 000 mg L⁻¹) aux deux stades étudiés (alevins nageants et fretins). Hamilton (1995) a également étudié les effets de l'exposition au bore chez des sauvagesses du Colorado (*Ptychocheilus lucius*), des *Xyrauchen texanus* et des *Gila elegans* à trois stades vitaux (alevins nageants et deux tailles de juvéniles). Bien que le bore se soit montré pour ainsi dire non toxique (CL₅₀ sur 96 h > 100 mg L⁻¹), les alevins nageants étaient plus sensibles que les sujets des deux autres stades plus avancés (Hamilton, 1995).

Pour les poissons et les invertébrés, on entend par « exposition à long terme » une exposition de 7 jours ou plus; pour les végétaux aquatiques et les algues, il s'agit d'une exposition de 24 h et plus. Dans l'eau douce, les concentrations sans effet observé (CSEO) à long terme allaient de 0,001 à 26,5 mg L⁻¹ pour les poissons, de 7,04 à 100 mg L⁻¹ pour les amphibiens, de 4,67 à 27 mg L⁻¹ pour les invertébrés, et de 0,4 à 50 mg L⁻¹ pour les végétaux. Les concentrations minimales entraînant un effet observé (CME0) à long terme se situaient entre 9,6 et 96 mg L⁻¹ pour les amphibiens, entre 9,3 et 100 mg L⁻¹ pour les invertébrés, et entre 3,5 et 171 mg L⁻¹ pour les végétaux. Parmi les poissons, la valeur la plus faible était la CME0 sur 28 jours de 0,01 mg L⁻¹ pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (Birge et Black, 1977), tandis que la plus élevée était la CME0 sur 60 jours de 88 mg L⁻¹ pour le tête-de-boule (*Pimephales promelas*) (Butterwick *et al.*, 1989). Diverses études de Birge et Black (Birge et Black, 1977; 1981) signalaient invariablement des concentrations toxiques de bore très faibles, par rapport aux résultats d'autres travaux de recherche, pour différentes espèces aquatiques. Les résultats de Birge et Black n'ont pu être reproduits par d'autres scientifiques ou dans d'autres études sur les mêmes espèces, menées en conditions semblables (Moss et Nagpal, 2003). On estime que ces données sont des valeurs aberrantes, et elles n'ont pas été prises en compte dans l'élaboration de la recommandation du ministère de la Protection des eaux, des terres et de l'air de la Colombie-Britannique pour la protection de la vie aquatique concernant le bore (1,2 mg L⁻¹) ni dans l'élaboration des RCQEPVA. En excluant les études de Birge et Black (1977, 1981), la CME0 la plus faible chez les poissons devient la CME0 (mortalité à l'éclosion) sur 28 jours de 1,34 mg L⁻¹ pour la truite arc-en-ciel (Black *et al.*, 1993). Black *et al.* (1993) ont également signalé des CME0 (mortalité 8 jours après l'éclosion et tératogénèse 8 jours après l'éclosion) sur 36 jours de 1,34 mg L⁻¹ pour la truite arc-en-ciel.

Parmi les amphibiens, c'est la grenouille léopard (*Rana pipiens*) qui s'est montrée la plus sensible à l'exposition à long terme au bore, avec une CL₀₁ sur 7,5 jours de 3 mg L⁻¹ (Birge et Black, 1977). Pour ce qui est de l'exposition à long terme des invertébrés, c'est chez le cladocère *Daphnia magna* que l'on a enregistré la plus grande sensibilité au bore, la concentration déclenchant l'immobilisation étant < 0,38 mg L⁻¹ (Mckee et Wolf, 1963). Le végétal aquatique le plus sensible a été l'algue bleue *Anacystis nidulans*, avec une CSEO (croissance)

de 0,01 à 4,0 mg L⁻¹ (Martinez *et al.*, 1986, dans Eisler, 1990).

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux : Les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE) relatives au bore en vue de la protection de la vie aquatique dulcicole pour une exposition de courte et de longue durée ont été élaborées selon le protocole du CCME (CCME, 2007). Les recommandations pour une exposition de courte et de longue durée ont été élaborées par la méthode statistique (type A). Les données relatives à la toxicité en milieu marin n'ont pas été évaluées.

Recommandations pour la qualité de l'eau douce pour une exposition de courte durée : Les recommandations pour une courte exposition renseignent sur les impacts des événements graves, mais transitoires, et sont élaborées à partir de données relatives à des effets graves (comme la létalité) ou à des périodes d'exposition de courte durée précises (24 à 96 h). Ces recommandations donnent une indication sur les concentrations pouvant entraîner des effets graves pour l'écosystème aquatique. Elles ont pour but de présenter des limites pour les effets susceptibles de se produire au moment d'événements graves, mais transitoires (p. ex. déversements dans le milieu aquatique et rejets peu fréquents de substances de courte durée de vie ou non persistantes). Les recommandations pour les expositions de courte durée *ne sont pas* des concentrations qui assurent la protection des organismes aquatiques; en effet, les recommandations à court terme *ne protègent pas* contre les effets nocifs des substances, mais indiquent plutôt la concentration à partir de laquelle on peut observer des effets graves.

Les exigences minimales en matière de données pour les recommandations de type A ont été satisfaites et, au total, 13 données (uniquement des valeurs de CL₅₀) ont été utilisées pour l'élaboration de la recommandation (tableau 2). Ces 13 données sont tirées d'études toxicologiques répondant aux exigences en matière de données primaires et secondaires, selon le protocole du

CCME (2007). Chaque donnée a été classée en fonction de sa sensibilité, et sa position centrale dans la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) a été déterminée selon Hazen (estimation de la probabilité cumulative de la position d'un point). On a tenu compte de la variabilité intraspécifique en prenant la moyenne géométrique des études censées représenter le stade de vie et le paramètre les plus critiques.

Parmi les six modèles utilisés, c'est le modèle log Gompertz qui convient le mieux aux données (figure 1). L'équation du modèle log Gompertz ajusté est de la forme suivante :

$$y = 1 - e^{-e\left(\frac{x - 2,5319}{0,3609}\right)}$$

où x est le log (concentration), et y, la proportion d'espèces touchées.

Les statistiques sommaires de la DSE à court terme sont présentées dans le tableau 3. Le 5^e centile de la DSE à

Tableau 3. RCQE pour une exposition de courte durée au bore, obtenue selon la méthode DSE.

	Concentration
5 ^e centile de la DSE	29 mg L ⁻¹
Limite inférieure de confiance à 95 %	15 mg L ⁻¹
Limite supérieure de confiance à 95 %	55 mg L ⁻¹

court terme est de 29 mg L⁻¹, avec des limites de confiance approximatives à 95 % de 15 et de 55 mg L⁻¹. La RCQE est définie comme étant le 5^e centile de la DSE.

Par conséquent, la concentration limite établie pour une exposition de courte durée liée à un événement transitoire, et indiquant un le potentiel d'effets graves sur la espères aquatiques sensibles marines ou d'eaux douces est de 29 mgL⁻¹.pour le bore.

Tableau 2. Paramètres d'effet utilisés pour déterminer la RCQE à court terme pour le bore.

Espèces	Paramètre d'effet	Concentration (mg B·L ⁻¹)
Poissons		
<i>Lepomis macrochirus</i>	CL ₅₀ 24 h	4,6
<i>Pimephales promelas</i>	CL ₅₀ 96 h	64,3
<i>Xyrauchen texanus</i>	CL ₅₀ 96 h	233
<i>Ptychocheilus lucius</i>	CL ₅₀ 96 h	279
<i>Gila elegans</i>	CL ₅₀ 96 h	280
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL ₅₀ 96 h	351,7*
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	CL ₅₀ 96 h	372,9*
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	CL ₅₀ 96 h	566
<i>Gambusia affinis</i>	CL ₅₀ 96 h	632*

Invertébrés

<i>Daphnia magna</i>	CL ₅₀ 48 h	101,2*
<i>Chironomus tentans</i>	CL ₅₀ 96 h	136,7*
<i>Hyalella azteca</i>	CL ₅₀ 96 h	141,1*
<i>Chironomus decorus</i>	CL ₅₀ 48 h	1 376

*La valeur indiquée représente la moyenne géométrique des valeurs comparables.

Recommandations pour la qualité de l'eau douce pour une exposition de longue durée : Les recommandations pour une exposition de longue durée sont basées sur des valeurs limites dans l'écosystème aquatique qui ont pour but de protéger toutes les formes de vie aquatique pendant des périodes d'exposition indéterminées (expositions ≥ 7 jours pour les poissons et les invertébrés, expositions ≥ 24 h pour les végétaux aquatiques et les algues).

Les exigences minimales en matière de données pour les recommandations de type A ont été satisfaites et, au total, 28 données (CSEO, CE₁₀, CMAT et CMEO) ont été utilisées pour l'élaboration de la recommandation

(tableau 4). Les études toxicologiques répondant aux exigences en matière de données primaires et secondaires, selon le protocole du CCME (2007), ont été classées selon la sensibilité. Les positions centrales dans la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) ont été déterminées selon Hazen. On a tenu compte de la variabilité intraspécifique en prenant la moyenne géométrique des études censées représenter le stade de vie et le paramètre les plus critiques.

Parmi les six modèles utilisés, c'est la fonction de distribution log-normale (avec une valeur moyenne [μ] de 1,1443 et un écart-type [σ] de 0,5984) qui convient le mieux aux données (figure 2). L'équation de la fonction de distribution log-normale ajustée est :

$$y = \Phi \left(\frac{x - 1,1443}{0,5984} \right)$$

où x est le log (concentration), et y, la proportion d'espèces touchées. Φ est le symbole de la distribution normale.

Tableau 4. Paramètres d'effet utilisés pour déterminer la RCQE à long terme pour le bore.

Espèces	Paramètre d'effet	Concentration (mg B·L ⁻¹)
Poissons		
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CSEO 87 j (survie embryonnaire)	2,1
<i>Ictalurus punctatus</i>	CMAT 9 j §	2,4*
<i>Micropterus salmoides</i>	CMAT 11 j §	4,1*
<i>Brachydanio rerio</i>	CMAT 34 j §	10,0
<i>Carassius auratus</i>	CMAT 7 j §	15,6*
<i>Pimephales promelas</i>	CMAT 30 j §	18,3*
Invertébrés		
<i>Daphnia magna</i>	CSEO	6,0
<i>Opercularia bimarginata</i>	CSEO 72 h	10,0
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	CMAT 14 j §	13,4
<i>Entosiphon sulcatum</i>	CSEO 72 h	15,0

<i>Chironomus decorus</i>	CSEO 96 h	20,0
<i>Paramecium caudatum</i>	CSEO 72 h	20,0
Amphibiens		
<i>Rana pipiens</i>	CMAT 7 j [§]	20,4*
<i>Bufo fowleri</i>	CMAT 7 j [§]	48,6*
<i>Bufo americanus</i>	CME0 15-23 j	50,0
<i>Ambystoma jeffersonianum</i>	CMAT 17-25 j [§]	70,7*
<i>Ambystoma maculatum</i>	CMAT 38-44 j [§]	70,7*
<i>Rana sylvatica</i>	CMAT 13-23 j [§]	70,7*
Végétaux		
<i>Elodea canadensis</i>	CSEO	1,0
<i>Spirodella polyrrhiza</i>	CMAT 10 j [§]	1,8*
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	CSEO	2,0*
<i>Phragmites australis</i>	CSEO 4 mois	4,0
<i>Chlorella vulgaris</i>	CSEO	5,2
<i>Selenastrum capricornutum</i>	CME0 72 h	12,3
<i>Scenedesmus subpicatus</i>	CE ₁₀ 96 h	30,0
<i>Myriophyllum spicatum</i>	CSEO	34,2
<i>Anacystis nidulans</i>	CSEO	50,0
<i>Lemna minor</i>	CSEO 7 j	60,0

*La valeur indiquée représente la moyenne géométrique des valeurs comparables.

§ Les valeurs de CMAT représentent la moyenne géométrique des CSEO/L et des CME0/L indiquées.

Les statistiques sommaires de la DSE à long terme sont présentées dans le tableau 5. Le 5^e centile de la DSE à long terme est de 1,5 mg L⁻¹, avec des limites de confiance approximatives à 95 % de 1,2 et de 1,7 mg L⁻¹. La RCQE est définie comme étant le 5^e centile de la DSE.

Tableau 5. RCQE à long terme pour le bore selon la méthode DSE.

	Concentration
5 ^e centile de la DSE	1,5 mg L ⁻¹
Limite inférieure de confiance à 95 %	1,2 mg L ⁻¹
Limite supérieure de confiance à 95 %	1,7 mg L ⁻¹

Par conséquent, la valeur de la RCQE pour la protection de la vie aquatique établie pour une exposition de longue durée est de 1,5 mg L⁻¹ pour le bore.

Recommandations pour la qualité de l'eau marine :
On n'a pas évalué les données pour déterminer s'il y avait suffisamment de données relatives à la toxicité en milieu marin pour élaborer des recommandations pour une exposition de la vie marine de courte ou de longue durée au bore.

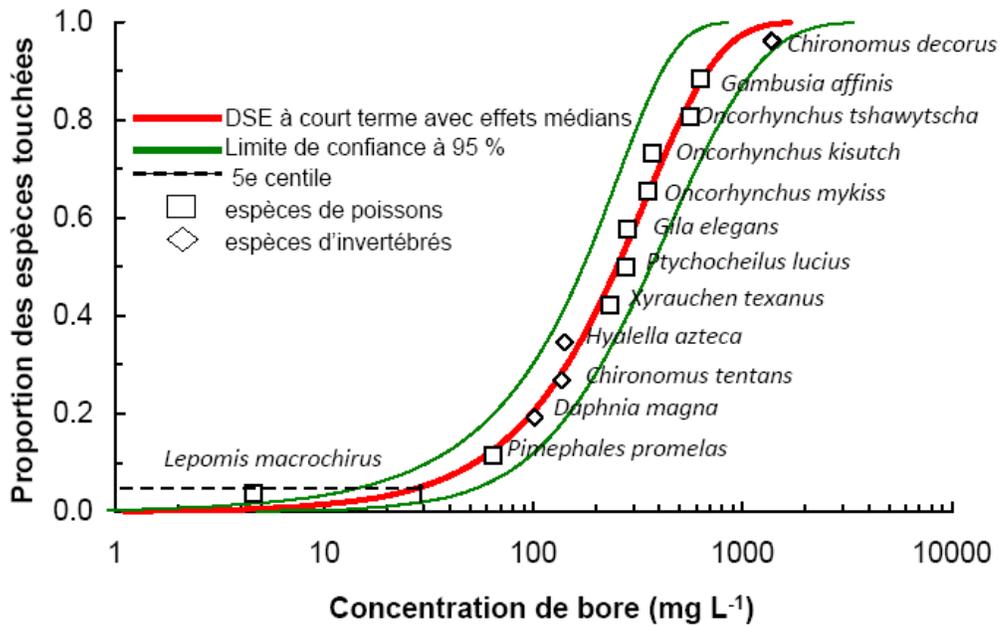


Figure 1. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour une exposition de courte durée (log-Gompertz) représentant la toxicité du bore dans l'eau douce, soit les valeurs de CL₅₀ acceptables pour une exposition de courte durée de 13 espèces aquatiques en fonction de la proportion d'espèces touchées.

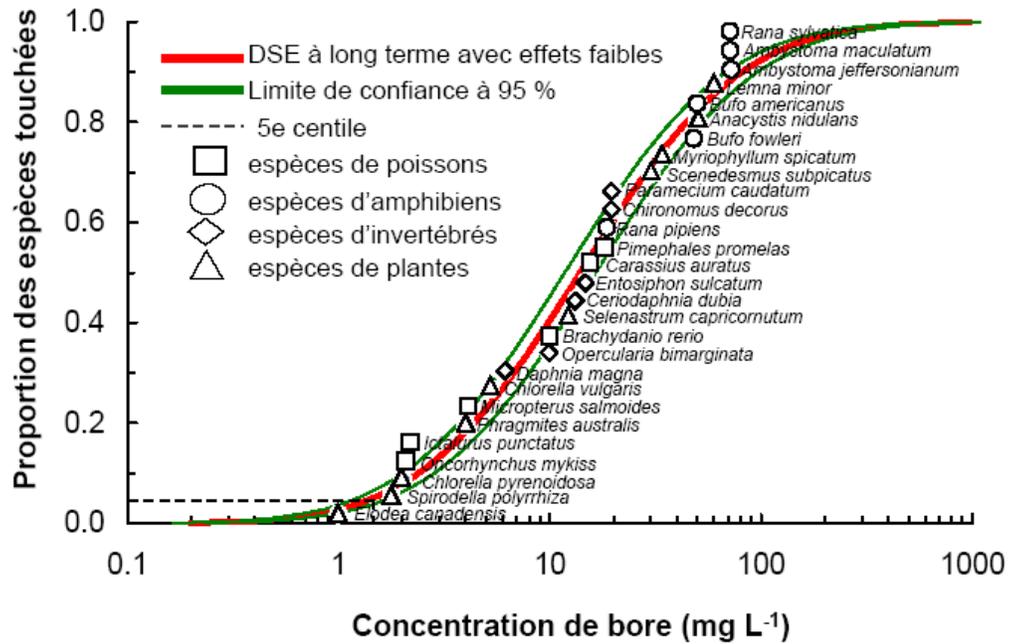


Figure 2. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour une exposition de longue durée (log-normale) représentant la toxicité du bore dans l'eau douce, soit les valeurs de référence traduisant les effets nuls ou faibles à long terme acceptables pour 28 espèces aquatiques en fonction de la proportion d'espèces touchées.

Références

- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1992. Toxicological Profile for Boron and Compounds. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Public Health Service. Accessible à la page suivante : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp26.pdf>. [1^{er} mars 2007].
- Avetisyan, L.T. 1983. Effectiveness of trace element utilisation in the fertilisation of piscicultural ponds of Armenia. *Biol. Zh. Arm.* 36: 22-29. Cité dans : Moss et Nagpal, 2003.
- Bertine, K.K. et Goldberg, E.D. 1971. Fossil fuel combustion and the major sedimentary cycle. *Science* 173: 233-235.
- Birge, W.J. et Black, J.A. 1977. Sensitivity of vertebrate embryos to boron compounds. EPA-560/1-76-008. Office of Toxic Substances, USEPA, Washington, D.C.
- Birge, W.J. et Black, J.A. 1981. Rapport inédit - Toxicity of boron to embryonic and larval stages of Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*) and Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*). Rapport de fin d'évaluation préparé pour Proctor & Gamble. Cité dans : Butterwick *et al.*, 1989, cité dans : Moss et Nagpal, 2003.
- Black, J.A., Barnum, J.B. et Birge, W.J. 1993. An integrated assessment of the effects of boron to the rainbow trout. *Chemosphere* 26: 1383-1413.
- Budavari, S., O'Neil, M.J., Smith, A., Heckelman, P.E. 1989. The Merck Index: an encyclopedia of chemicals, drugs, and biologicals. Merck & Co., Inc, Rahway, N.J, pp. 1349.
- Butterwick, L., De Oude, N. et Raymond, K. 1989. Safety assessment of boron in aquatic and terrestrial environments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 17: 339-371.
- Carrier, J. 2008. Laboratoire national des essais expérimentaux. Environnement Canada. Limite de détection des méthodes de dosage du bore dans les échantillons d'eau. Communication personnelle.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 2007. Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique. CCME, Winnipeg, MB.
- Clayton, G. D. et Clayton, F.E. (dir. de publ.). 1982. Patty's Industrial Hygiene and Toxicology 3^e édition. Volume 2a-c. John Wiley and Sons, New York, NY. Cité dans : CESARS, 1999.
- Davis, S.M., Drake, K.D. et Maier, K.J. 2002. Toxicity of boron to duckweed, *Spirodella polyrrhiza*. *Chemosphere* 48: 615-620.
- Durocher, N.L. 1969. Preliminary air pollution survey of boron and its compounds. Revue de la littérature préparée dans le cadre du contrat n° PH 22-68-25, Public Health Service, National Air Pollution Control Administration, U.S. Department of Health, Education and Welfare, Raleigh, NC. Cité dans : Santé Canada, 1990.
- Eisler, R. 1990. Boron Hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish Wildlife Service., Biological Report 85(1.20). 32 p.
- Fernandez, E., Sanchez, E., Bonilla, I., Mateo, P. et Ortega, P. 1984. Effect of boron on the growth and cell composition of *Chlorella pyrenoidosa*. *Phyton*. 44: 125-131.
- Fort, D.J., Propst, T.L., Stover, E.L., Murray, F.J. et Strong, P.L. 1999. Adverse effects for low dietary and environmental boron exposure on reproduction, development and maturation in *Xenopus laevis*. *The Journal of Trace Elements in Experimental Medicine* 12: 175-185.
- Frick, H. 1985. Boron tolerance and accumulation in the duckweed, *Lemna minor*. *J. Plant. Nut.* 8(12): 1123-1129.
- Glandon, R.P. et McNabb, C.D. 1978. The uptake of boron by *Lemna minor*. *Aquatic Botany* 4: 53-64.
- Guhl, W. 1992. Okologischespekthe von bor. *SOFW J.* 118 (18/92), 1159-1168. Cité dans : Dyer 2001.
- Hamilton, S.J. et Buhl, K.J. 1990. Acute toxicity of boron, molybdenum, and selenium to fry of chinook salmon and coho salmon. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19: 366-373.
- Hamilton, S.J. 1995. Hazard assessment of inorganics to three endangered fish in the Green River, Utah. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 30: 134-142.
- Hawley, G.G. 1981. The Condensed Chemical Dictionary 10^e édition. Van Nostrand Reinhold Co., New York, NY.
- Howe, P.D. 1998. A review of boron effects in the environment. *Biological Trace Element Research* 66: 153-166.
- Hydromantis Inc., Minnow Environmental Inc., and University of Waterloo. 2005. Review of the State of Knowledge of Municipal Effluent Science and Research – Rapport préparé pour le comité d'élaboration de la Stratégie pancanadienne sur la gestion des effluents d'eaux usées municipales du Conseil canadien des ministres de l'environnement. PN 1356, juin 2005.
- Laws, E.A. 1981. Aquatic Pollution. John Wiley and Sons, NY. Cité dans : Moss et Nagpal, 2003.
- Lide, D.R. (dir. de publ.). 2000. CRC Handbook of Chemistry and Physics 81^e édition. CRC Press LLC, Boca Raton, Floride.
- Lochner, C. 2008. Surveillance de la qualité de l'eau, Sciences et technologie, Eau, Environnement Canada. Bore dans les eaux douces au Canada. Communication personnelle.
- Maier, K.J. et Knight, A.W. 1991. The toxicity of waterborne boron to *Daphnia magna* and *Chironomus decorus* and the effects of water hardness and sulfate on boron Toxicity. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 20: 282-287.
- Martinez, F., Mateo, P., Bonilla, I., Fernandez-Valiente, E. et Garate, A. 1986. Growth of *Anacystis nidulans* in relation to boron supply. *Irs. J. Bot.* 35: 17-21.
- McKee, J.E. et Wolf, H. W. 1963. Water Quality Criteria. The Resource Agency of California. 2^e édition. State Water Quality Control Board. Public. No. 3A.
- MDDEP (ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec). 2008. Données non publiées de surveillance de la qualité de l'eau concernant le bore dans 23 cours d'eau au Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, S. Cloutier. Communication personnelle.
- MELP (British Columbia Ministry of Environment, Land and Parks). 1996. Données inédites sur la toxicité du bore pour l'*Oncorhynchus kisutch*, l'*Hyalella azteca*, l'*Eohaustorius washingtonianus* et les *Microtox*. Ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs. Cité dans : Moss et Nagpal, 2003.
- Moody, R. 2008. Direction des services de laboratoire. Ministère de l'Environnement de l'Ontario. Limite de détection des méthodes de dosage du bore dans les échantillons d'eau. Communication personnelle.
- Moss, S.A. et Nagpal, N.K. 2003. Ambient Water Quality Guidelines for Boron- Full Report. British Columbia. Water, Air and Climate Change Branch.
- Ontario Ministry of Environment, 2009, Scientific criteria document for the development of a provincial water quality objective for Ontario and a Canadian water quality guideline for boron, préparé par Intrinsic Environmental Sciences Inc. and Standards Development Branch Ontario Ministry of Environment.
- Rai, D. *et al.* 1986. Chemical attenuation rates, coefficients, and constants in leachate migration. Volume 1: A critical review. Rapport pour Electric Power Research Institute, Palo Alto, CA, de Battelle Pacific Northwest Laboratories, Richland, WA. Projet de recherche 2198-1. Cité dans : WHO, 2003.
- Rowe, R.I., Bouzan, C., Nabili, S. et Eckhart, C.D. 1998. The response of trout and zebrafish embryos to low and high boron concentrations is u-shaped. *Biol. Trace Element Res* 66: 261-270.

- Saiki, M.K., Jennings, M.R. et Brumbaugh, W.G. 1993. Boron, molybdenum, and selenium in aquatic food chains from the lower San Joaquin River and its tributaries, California. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 24: 307-319.
- Santé Canada. 1990. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Accessible à l'adresse suivante : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc_sup-appui/boron-bore/index_f.html. [27 février 2007]
- Sax, N.I. 1984. *Dangerous Properties of Industrial Materials* 6^e édition. Van Nostrand Reinhold Co., New York, NY. Cité dans : CESARS, 1999.
- Schuler CA (1987). Impacts of agricultural drainwater and contaminants on wetlands at Kesterson Reservoir, California. MS Thesis, Oregon State University, Corvallis, OR, 136 pp. Cité dans : Saiki *et al.*, 1993.
- Stokinger, H.E. 1981. Boron. Dans : Clayton GD, Clayton FE (dir. de publ.). *Patty's industrial hygiene and toxicology*. Vol. 2B. Toxicology. 3^e édition. New York, NY: John Wiley and Sons, 2978-3005.
- Suloway, J.J., Roy, W.R., Skelly, T.M., Dickerson, D.R., Schuller, R.M. et Griffin, R.A. 1983. Chemical and toxicological properties of coal fly ash. Champaign, Illinois, Illinois State Geological Survey (Publication NTIS PB84-116110). Cité dans : WHO, 1998.
- Thompson, S.E., Burton, C.A., Quinn, D.J. *et al.* 1972. Concentration factors of chemical elements in edible aquatic organisms. Report to U.S. Atomic Energy Commission by Lawrence Livermore Laboratory, University of California, Livermore, CA. UCRL-50564. Cité dans : ATSDR, 1992.
- Tsui, P.T. et McCart, P.J. 1981. Chlorinated hydrocarbon residues and heavy metals in several fish species from the Cold Lake area in Alberta, Canada. *Intern J Environ Anal Chem* 10: 277-285. Cité dans : ATSDR, 1992.
- Turnbull, H. *et al.* 1954. Toxicity of various refinery materials to freshwater fish. *Ind. Eng. Chem*, 46: 324-333.
- U.S. Bureau of Mines. 1989. *Mineral commodity summaries*. Washington, DC. Cité dans : ATSDR, 1992.
- U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1975. Preliminary investigation of effects on the environment of boron, indium, nickel, selenium, tin, vanadium and their compounds. Vol. 1. Boron. U.S. Environmental Protection Agency Rep. 56/2-75-005A. 111pp. Cité dans : Eisler, 1990.
- U.S. EPA. 1987. Health effects assessment for boron and compounds. Environmental Criteria and Assessment Office, U.S. Environmental Protection Agency. Cité dans : Santé Canada, 1990.
- Weast, R.C. (dir. de publ.). 1985. *CRC handbook of chemistry and physics*. Boca Raton, FL: CRC Press, Inc., B-79, B-10. Cité dans : ATSDR, 1992 et WHO, 2003.
- WHO (World Health Organization / Organisation mondiale de la santé). 1998. Environmental Health Criteria Document No. 204: Boron (7740-42-8). Organisation mondiale de la santé.
- WHO. 2003. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality: Boron in Drinking-water. Organisation mondiale de la santé.
- Windholz, M. (dir. de publ.). 1983. *The Merck index: An encyclopedia of chemicals, drugs, and biologicals*. 10th ed. Rahway, NJ: Merck and Company, Inc. 186-187.
- Wren, C.D., MacCrimmon, H. R., and Loescher, B.R. 1983. Examination of bioaccumulation and biomagnification of metals in a Precambrian shield lake. *Water Air Soil Pollut* 19: 277-291.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2009. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique - bore*. Dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 2009, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez contacter :

Ministère de l'Environnement de l'Ontario
Direction de l'élaboration des normes
40, avenue St. Clair Ouest
Toronto (Ontario) M4V 1M2
Téléphone : 416-327-5519
Courriel : Tim.Fletcher@ontario.ca
Internet : <http://www.ene.gov.on.ca>

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

Also available in English.