



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

# CHLORURES

L'ion chlorure (Cl<sup>-</sup>) est un atome de chlore (Cl) portant une charge négative (n° de registre CAS : 7782-50-5; masse atomique : 35,45 g/mol) qui se forme lorsque l'atome en question gagne un électron. L'atome de chlore est un halogène (point d'ébullition : 33,9 °C) et n'existe pas à l'état libre dans l'environnement (Nagpal *et al.*, 2003). L'ion chlorure se trouve souvent sous forme de sels. Parmi les sels de chlorures les plus répandus figurent le NaCl, le KCl, le MgCl<sub>2</sub> (utilisés pour le déglacage des routes et des allées piétonnes), le CaCl<sub>2</sub> (utilisé comme dépoussiérant sur les routes), l'AlCl<sub>3</sub> (utilisé dans les stations municipales de production d'eau potable et d'épuration des eaux usées pour retirer les particules en suspension et les bactéries présentes dans l'eau) ainsi que le FeCl<sub>3</sub> (utilisé dans les stations d'épuration des eaux usées afin d'améliorer l'élimination du phosphore). Les composés contenant du chlore sont hautement solubles dans l'eau (p. ex., la solubilité du NaCl est de 35,7 g/100 g d'eau à 0 °C), se dissocient facilement et ont tendance à demeurer sous forme ionique (p. ex., Na<sup>+</sup> et Cl<sup>-</sup>) une fois dissous dans l'eau. L'ion chlorure est très mobile et les concentrations en chlorures dans l'eau ne fluctuent pas en fonction des réactions chimiques. Ainsi, les chlorures ne se biodégradent pas, ne précipitent pas facilement, ne se volatilisent pas et ne se bioaccumulent pas. Le chlore n'est pas facilement adsorbé sur les surfaces minérales, les concentrations demeurent donc élevées dans les eaux de surface et dans l'eau interstitielle des sédiments (Mayer *et al.*, 1999; Evans et Frick, 2001; WHO, 2003). Dans l'ensemble, les chlorures inorganiques sont généralement considérés comme des substances inertes d'un point de vue hydrologique et chimique. Cependant, les recherches menées par Oberg (2006) ont révélé qu'une grande portion des chlorures inorganiques déposés en milieu terrestre est transformée en chlorures organiques (matière organique chlorée) dans les sols ou dans la végétation (l'inverse a lieu également, c'est-à-dire que des matières organiques chlorées sont

**Il est conseillé de lire la section intitulée « Indications sur l'utilisation des Recommandations » à la page 12 du présent feuillet d'information avant de mettre les recommandations ci-dessus en application.**

**Tableau 1. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE) : protection de la vie aquatique - l'ion chlorure<sup>a</sup> (mg Cl/L).**

	Exposition de longue durée <sup>b</sup> (mg Cl/L)	Exposition de courte durée <sup>c</sup> (mg Cl/L)
Eau douce	120 <sup>d</sup>	640
Eau de mer	AR	AR

AR = aucune recommandation.

<sup>a</sup>La toxicité des chlorures pour les organismes d'eau douce a été évaluée à l'aide d'essais sur des sels de CaCl<sub>2</sub> et de NaCl.

<sup>b</sup>Valeur établie d'après des concentrations principalement sans effet et quelques concentrations avec faible effet et non destinée à protéger contre les effets néfastes sur la structure et le fonctionnement de l'écosystème aquatique associés à des expositions de durée indéfinie (c'est-à-dire en conformité avec le principe directeur défini dans CCME [2007]).

<sup>c</sup>Valeur établie d'après des données sur les effets graves (comme la létalité) et non destinée à protéger toutes les composantes de la structure et du fonctionnement de l'écosystème aquatique, mais plutôt à protéger la plupart des espèces contre les effets létaux lors d'épisodes d'exposition grave mais transitoire (par exemple, l'application ou l'élimination inappropriée d'une substance préoccupante).

<sup>d</sup>La RCQE pourrait ne pas assurer la protection de certaines espèces de moules (moules d'eau douce) désignées en voie de disparition ou préoccupantes (par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, ou COSEPAC), en particulier deux espèces : la lampsille fasciolée (*Lampsilis fasciola*) (COSEPAC, 2010a) et l'épioblasme ventruée (*Epioblasma torulosa rangiana*) (COSEPAC, 2010b) (tableau 2). La lampsille fasciolée est une espèce indigène des Grands Lacs inférieurs et de leurs affluents, plus précisément de l'ouest du lac Érié, de la rivière Détroit, du lac Sainte-Claire et de plusieurs cours d'eau du sud-ouest de l'Ontario. L'épioblasme ventruée est une espèce indigène des rivières Ausable, Grand, Sydenham et Thames en Ontario, ainsi que du delta du lac Sainte-Claire. Les organismes de réglementation provinciaux doivent être consultés s'il s'avère nécessaire de définir des valeurs procurant une plus grande protection à des sites en particulier.

converties en chlorures inorganiques), mais les mécanismes par lesquels cela se produit ne sont pas entièrement élucidés.

**Tableau 2.** Valeurs de CE<sub>10</sub> après 24 h (survie des glochidies) pour deux espèces de mulettes évaluées par le COSEPAC (mg Cl<sup>-</sup>/L).

Espèces évaluées par le COSEPAC	CE <sub>10</sub> après 24 heures (mg Cl <sup>-</sup> /L).	Limites de confiance à 95 %
<i>Lampsilis fasciola</i> Lampsile fasciolée (espèce désignée préoccupante par le COSEPAC)	24 (Bringolf, 2010)	-79 <sup>1</sup> , 127
<i>Epioblasma torulosa rangiana</i> Épioblasme ventrue (espèce désignée en voie de disparition par le COSEPAC)	42 (Gillis, 2009)	24, 57

<sup>1</sup>La borne inférieure négative de l'intervalle de confiance est le résultat du calcul statistique effectué. D'un point de vue biologique, on peut considérer que cela signifie qu'un effet sur 10 % des sujets peut être observé à une concentration située entre 0 et la borne supérieure de l'intervalle de confiance à 95 %. Par conséquent, l'effet n'est pas significativement différent de celui observé chez les témoins (concentration sans effet) et il pourrait être attribuable à la variabilité naturelle.

**Rejets dans l'environnement :** L'ion chlorure est présent à l'état naturel dans l'environnement et, par conséquent, la détection de concentrations élevées en chlorures dans des eaux de surface n'indique pas nécessairement l'existence d'une source anthropique (même si les chlorures sont souvent utilisés comme indicateur d'une urbanisation croissante dans un bassin hydrographique). Parmi les sources naturelles de chlorures dans les systèmes aquatiques figurent les lacs salins naturels et les rejets d'eaux souterraines provenant d'aquifères salins. Plusieurs dépôts de sels naturels au Canada sont connus, dont les principaux (dépôts évaporitiques d'origine marine) se trouvent en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick, au Québec, en Ontario, au Manitoba, en Saskatchewan et en Alberta (Dumont, 2008; CANMET, 1991). Les émanations volcaniques, les embruns, l'intrusion d'eau de mer dans les zones côtières (CNRC, 1977) ainsi que les feux de forêt et l'exploitation forestière constituent d'autres sources naturelles de chlorures (ces perturbations ont une incidence sur la mobilisation des principaux ions dans les bassins des lacs) (Pinel-Alloul *et al.*, 2002). Les concentrations de sels dans l'eau de mer atteignent environ 35 000 mg/L, dont approximativement 55 % des chlorures, soit 19 250 mg Cl<sup>-</sup>/L (Evans et Frick, 2001). Les composés contenant des chlorures qui proviennent de sources anthropiques pénètrent dans les écosystèmes aquatiques par diverses

voies, telles les effluents d'eaux usées, l'eau de captage, l'alimentation en eau souterraine, le ruissellement à partir des routes et de la terre ferme, ainsi que le lessivage à partir des sols contaminés (Evans et Frick, 2001). L'application et le stockage de sels de voirie destinés à éliminer la glace et la neige, pendant la période hivernale, constituent une importante source anthropique non industrielle dans les régions densément peuplées du Canada (par exemple, le sud de l'Ontario et le Québec). En effet, 97 % des sels de voirie employés au Canada sont sous forme de NaCl, 2,9 %, sous forme de CaCl<sub>2</sub>, et 0,1 %, sous forme de MgCl<sub>2</sub> et de KCl (Chapra *et al.*, 2009; L. Trudell, Environnement Canada, comm. pers.). Les sels de voirie représentent la seule et unique grande source de chlorures, à l'échelle locale, qui contamine le lac Ontario (Evans et Frick, 2001). Ils constituent également une source considérable de la charge en chlorures du lac Simcoe, en Ontario (Winter *et al.*, 2011). Morin et Perchanok (2000) estiment qu'au cours de l'hiver 1997-1998, 2 950 728 tonnes de chlorures ont été rejetées dans l'environnement au Canada en raison de l'emploi de sels de voirie (sous forme de NaCl) et de dépolluants (sous forme de CaCl<sub>2</sub>). Les provinces où l'on a enregistré la plus forte utilisation de chlorures sur les routes sont l'Ontario (1 148 570 tonnes) et le Québec (950 444 tonnes). Cependant, parmi toutes les provinces, c'est en Nouvelle-Écosse que la charge par unité de surface est la plus élevée (230 182 tonnes) (Morin et Perchanok, 2000). Par comparaison, en 2008, les rejets de chlorures dans les eaux en Ontario par les effluents d'eaux usées municipales ont été estimés à 175 000 tonnes (M. Manoharan, ministère de l'Environnement de l'Ontario, comm. pers.). Les activités de déglacage effectuées par les particuliers, telles que l'application de sels de voirie sur les allées piétonnes, les voies d'accès pour les automobiles et les stationnements, représentent probablement une utilisation importante de sels de voirie, même si on néglige souvent de la quantifier (Perera *et al.*, 2009; Chapra *et al.*, 2009). Des concentrations élevées en chlorures de déglacage ont été trouvées dans les eaux souterraines, les milieux humides, les cours d'eau et les étangs qui se trouvent à proximité des décharges à neige et des dépôts de sels, ou qui drainent les principales routes et zones urbaines du Canada (Evans et Frick, 2001). Parmi les autres sources anthropiques figurent la neige enlevée des routes, les saumures chlorurées épandues l'été pour lutter contre la poussière, les adoucisseurs d'eau, les effluents industriels, les eaux usées domestiques, le lixiviat des décharges, le drainage de l'eau d'irrigation (Evans et Frick, 2001) ainsi que le drainage des sites industriels. L'Inventaire national des rejets de polluants d'Environnement Canada ne recense pas les chlorures provenant des sels inorganiques. Seuls les rejets de chlorures en provenance d'un petit nombre de secteurs (production d'électricité, minéraux industriels, chimie inorganique et extraction de métaux) visés par les règlements relatifs à la Stratégie municipale et

industrielle de dépollution (SMID) font l'objet d'une surveillance en Ontario. Les rejets issus des autres secteurs industriels ne sont pas suivis (Chapra *et al.*, 2009).

**Concentrations ambiantes :** Les concentrations ambiantes en chlorures au Canada atlantique (Terre-Neuve-et-Labrador, Nouvelle-Écosse, Nouveau-Brunswick et Île-du-Prince-Édouard) sont habituellement inférieures à 10 mg/L dans les lacs intérieurs et peuvent atteindre de 20 mg/L à 40 mg/L dans les lacs près des côtes (Mayer *et al.*, 1999; Evans et Frick, 2001; D. Parent, Environnement Canada, comm. pers.). Les lacs non perturbés du Bouclier canadien dans le centre du Canada (Québec et Ontario) ont des concentrations mesurées en chlorures de <1 à 7 mg/L. Les concentrations mesurées sont plus élevées (10 à 30 mg/L) dans les Grands Lacs d'aval et le fleuve Saint-Laurent (Evans et Frick, 2001). Des concentrations en chlorures supérieures aux concentrations de fond sont communément trouvées dans les secteurs très peuplés (par exemple les petits bassins versants urbains) où les réseaux routiers sont denses. En fait, les concentrations élevées en chlorures sont souvent utilisées comme un signe d'urbanisation croissante. Les concentrations mesurées en chlorures dans le cadre de la surveillance du ruisseau Sheridan, en Ontario (d'avant 1980 jusqu'à 2007), qui est situé dans un secteur urbain entièrement aménagé comportant un réseau routier important, se situaient entre 14,5 et 5 320 mg Cl<sup>-</sup>/L (médiane de 292 mg Cl<sup>-</sup>/L) (OMOE, 2009). La surveillance en temps réel d'un affluent du lac Ontario (ruisseau Cooksville) situé dans un bassin hydrographique fortement urbanisé (Mississauga, en Ontario) a révélé que les concentrations en chlorures y dépassaient celles que l'on mesure dans l'eau de mer, les valeurs relevées en février 2011 pouvaient atteindre jusqu'à 20 000 mg/L (K. van der Linden, Credit Valley Conservation Authority, comm. pers.). Dans la région des Prairies (Manitoba, Saskatchewan et Alberta), on signale de faibles concentrations en chlorures (<5 mg/L) dans les lacs situés dans la portion septentrionale des provinces, hors des plaines intérieures. La région des Prairies intérieures, qui couvre la partie sud des provinces des Prairies, est une zone où la salinité naturelle est élevée (teneur totale en matières dissoutes élevée) (LCPE [1999]). Cette salinité est habituellement attribuable à la présence de fortes concentrations de sodium (valeurs moyennes de 92 à 31 311 mg/L), de bicarbonate (valeurs moyennes de 427 à 16 352 mg/L) et de sulfates (valeurs moyennes de 2 305 à 108 069 mg/L), mais les concentrations en chlorures (valeurs moyennes de 71 à 3 793 mg/L) demeurent tout de même significativement plus élevées que dans les autres secteurs (Last et Ginn, 2005). Dans la région du Pacifique (Colombie-Britannique), la concentration en chlorures dans les plans d'eau non perturbés est < 5

mg/L. Cependant, on a mesuré des concentrations en chlorures supérieures à 100 mg/L dans plusieurs lacs du sud du plateau intérieur (Evans et Frick, 2001). Les données issues de la surveillance de la qualité de l'eau ont montré qu'au Yukon, les concentrations en chlorures sont faibles, se situant entre 0,1 et 4,6 mg/L (Environnement Canada, 2009).

**Chlorures et salinité des eaux de surface au Canada :** La salinité est une mesure de la composition totale en sels de l'eau. Dans les lacs d'eau douce, on trouve principalement les cations Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> et Na<sup>+</sup> ainsi que les anions HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> et Cl<sup>-</sup> (Wetzel, 1983). L'eau est caractérisée en fonction de sa salinité. Les lacs d'eau douce ont une salinité inférieure à 500 mg/L. La salinité des lacs subsalins se situe entre 500 et 3 000 mg/L, et celle des lacs salins dépasse 3 000 mg/L (Evans et Frick, 2001). Lorsqu'on ajoute des sels de chlorures à des systèmes d'eau douce (par exemple, par l'application de sels de voirie), les sels se dissolvent et se dissocient pour donner les ions qui les composent, ce qui accroît directement la salinité des systèmes récepteurs (Evans et Frick, 2001). La salinité est un facteur déterminant pour la survie et la distribution des invertébrés et des poissons d'eau douce (Holland *et al.*, 2010). Les lacs salins naturels au Canada (qui renferment pour la plupart surtout du SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> et du CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> et, de manière relativement rare, du Cl<sup>-</sup>) sont des systèmes où la biodiversité est limitée (Derry *et al.*, 2003). La plupart des organismes présents dans ces systèmes sont sténohalins, c'est-à-dire qu'ils ne tolèrent que de faibles variations de la salinité. On dénombre également certains organismes eurysalins, soit les organismes capables de tolérer une vaste gamme de salinités et de s'y adapter (Derry *et al.*, 2003; Holland *et al.*, 2010).

**Évaluation des sels de voirie en application de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement :** Le document *Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation pour les sels de voirie* a été publié le 1<sup>er</sup> décembre 2001 (Environnement Canada, 2001). Le rapport conclut que les sels de voirie qui contiennent des sels inorganiques de chlorures avec ou sans sels de ferrocyanure (agent anti-agglomérant) ont des effets nocifs sur l'environnement et sont donc toxiques selon les alinéas a) et b) de l'article 64 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999). Cette conclusion a mené à la publication, en avril 2004, du Code de pratique pour la gestion environnementale des sels de voirie. Ce code de pratique est destiné à aider les municipalités et autres administrations routières à gérer leur emploi des sels de voirie de façon à moins nuire à l'environnement tout en maintenant la sécurité des routes.

Plusieurs études ont démontré que, même lorsque l'application de sels de voirie est diminuée, on ne constate pas de diminution parallèle des concentrations en chlorures

dans les eaux de surface (Meriano *et al.*, 2009; Kilgour *et al.*, 2009). Cela s'explique par la pénétration tardive des chlorures dans les réseaux d'eaux de surface en raison de son accumulation en profondeur, ce qui accroît le débit de base<sup>1</sup> de chlorures. L'accroissement du débit de base de chlorures est susceptible d'avoir des effets néfastes sur les espèces sensibles présentes dans les eaux de surface des bassins hydrographiques subissant une urbanisation rapide ou des bassins totalement urbanisés. Le lien entre la hausse des concentrations en chlorures dans les eaux de surface et la diminution du mélange vertical des eaux de surface, en raison de la modification du gradient de densité dans les lacs, a été établi. On appelle ce phénomène « méromixie », soit le brassage ou le mélange vertical incomplet des couches d'eaux. La stabilisation de la stratification des couches d'eaux profondes et d'eaux de surface peut, entre autres, avoir comme conséquence d'appauvrir de manière notable les couches profondes (monimolimnion) en oxygène. La concentration en oxygène dissous du monimolimnion dans un lac méromictique peut être inférieure à 1 mg/L, tandis que la couche d'eaux de surface (mixolimnion) peut contenir de 10 mg/L ou plus d'oxygène dissous (Lampert *et al.*, 1997). La survie des organismes aquatiques sera limitée par les faibles concentrations en oxygène dissous dans le monimolimnion. Il existe également d'autres facteurs, outre l'apport en chlorures (apport en sel), qui induisent une stratification de la densité en fonction des composés chimiques entre les couches supérieures et inférieures et entraînent une résistance au mélange vertical, soit la morphométrie du lac, le temps de séjour de l'eau, la topographie du bassin et le fetch (Wetzel, 2001).

**Toxicité :** Des essais sur la toxicité des chlorures ont été effectués par l'ajout de sels tels que le chlorure de sodium, le chlorure de calcium, le chlorure de magnésium et le chlorure de potassium. Selon les résultats des essais avec le chlorure de magnésium et le chlorure de potassium, les effets toxiques observés seraient imputables aux cations magnésium et potassium, plutôt qu'à l'anion chlorure. Inversement, les effets toxiques du chlorure de calcium et du chlorure de sodium sont probablement dus à l'anion chlorure. D'une manière générale, les concentrations effectives associées à l'exposition aux sels de KCl et de MgCl<sub>2</sub> sont plus faibles (plus toxiques) que celles liées à l'exposition aux sels de CaCl<sub>2</sub> et de NaCl (lorsque les concentrations effectives sont mesurées en fonction de l'anion chlorure). Par exemple, pour la tête-de-boule, les concentrations

effectives CL<sub>50</sub> sur 96 heures d'exposition étaient de 419 mg Cl/L pour un sel de KCl, de 1 579 mg Cl/L pour un sel de MgCl<sub>2</sub>, de 2 958 mg Cl/L pour un sel de CaCl<sub>2</sub> et de 3 876 mg Cl/L pour un sel de NaCl (Mount *et al.*, 1997). Par conséquent, la toxicité des sels de chlorures pour les organismes d'eau douce s'ordonne approximativement comme suit : KCl > MgCl<sub>2</sub> > CaCl<sub>2</sub> > NaCl (Mount *et al.*, 1997). D'après ces observations, si la toxicité des chlorures pour les organismes d'eau douce n'a été évaluée que par des essais sur le CaCl<sub>2</sub> et le NaCl, c'était pour assurer que la concentration effective des chlorures établie comme recommandation pour la qualité des eaux provenait d'essais dans lesquels les effets étaient liés à l'anion chlorure et non à des cations qui lui étaient associés.

Les organismes d'eau douce sont habituellement hyperosmotiques, c'est-à-dire que le soluté (ou la concentration en sels) est plus concentré à l'intérieur de l'organisme que dans l'eau environnante. Ces derniers doivent donc constamment excréter de l'eau afin de maintenir l'équilibre, ce qui entraîne une perte de soluté (Holland *et al.*, 2010). Les organismes d'eau douce doivent ainsi absorber des ions afin de compenser cette excrétion, ce qui peut entraîner une dépense énergétique importante, jusqu'à l'atteinte du seuil d'intolérance qui leur est propre (Holland *et al.*, 2010). L'augmentation des concentrations en chlorures dans les eaux de surface provoque un accroissement de la salinité qui a un effet sur la capacité de certains organismes (chez les sténohalins plus que chez les euryhalins) à assurer l'osmorégulation, ce qui peut avoir une incidence sur l'équilibre endocrinien, la consommation d'oxygène après les expositions chroniques et les variations globales au niveau des processus physiologiques (Holland *et al.*, 2010). Chez les invertébrés comme chez les poissons, les branchies sont le principal site de l'osmorégulation et de l'absorption active des sels perdus. La pompe à sodium (Na<sup>+</sup>+K<sup>+</sup>-ATPase) est le principal mécanisme qui permet aux ions de traverser les branchies chez les animaux aquatiques. Le mécanisme d'osmorégulation employé dépend du stade de vie de l'organisme. Par exemple, avant le stade de la larve, la peau constitue l'organe principal par lequel est assurée l'osmorégulation chez les poissons alors qu'aux stades larvaires, l'osmorégulation s'effectue par les branchies (Varsamos et Charmantier, 2005). Les insectes quant à eux possèdent un réseau de tubes de Malpighi reliés à des cellules sécrétoires qui s'étend dans une bonne partie de la cavité du corps et qui joue un rôle dans la réabsorption des ions (Dettner et Peters, 1999). Dans le cas des œufs de salamandre maculée (*Ambystoma maculatum*), aucune perturbation de l'osmorégulation n'a été observée. Toutefois, les changements au niveau de la composition chimique de la membrane de la capsule des œufs (pérvitelline) sont susceptibles d'induire une modification de l'osmorégulation, tel qu'il a été observé dans des

<sup>1</sup> Débit qui n'est pas directement alimenté par les précipitations ou la fonte des neiges. Le débit de base est le débit maintenu principalement par l'écoulement d'eau souterraine.

masses d'œufs exposées à des conditions fortement acides (Karraker et Gibbs, 2011). Comme dans le cas d'une exposition à un acide, l'exposition à des concentrations élevées en chlorures pourrait rendre la membrane de la capsule plus rigide, en réduire la perméabilité, et par conséquent, nuire à l'absorption d'eau (Karraker et Gibbs, 2011).

**Facteurs modifiant la toxicité :** Certaines études ont démontré qu'un accroissement de la dureté de l'eau pourrait réduire la toxicité des chlorures. Les valeurs rapportées de l'étude de Elphick *et al.* (2011) ont permis d'évaluer l'effet de la dureté (10, 20, 40, 80, 160, 320 mg/L sous forme de CaCO<sub>3</sub>) sur la toxicité du chlorure de sodium pour des cladocères de l'espèce *Ceriodaphnia dubia* exposés sur une période de 7 jours. Des différences approximatives d'un facteur 4 et d'un facteur de 9 ont été observées respectivement pour les concentrations inhibitrices à 25 ou à 50 % (CI<sub>25/50</sub>) (reproduction) sur une période de 7 jours et les concentrations létales à 50 % (CL<sub>50</sub>) sur une période de 7 jours par rapport aux différentes concentrations de duretés ayant fait l'objet d'essais. Gillis (2011) a exposé des glochidies de mulettes de l'espèce *Lampsilis siliquoidea* à des eaux de différentes duretés (47, 99, 172, 322 mg/L sous forme de CaCO<sub>3</sub>). Pour la gamme de duretés testées, une différence d'un facteur approximatif de 2,5 fois a été observée quant aux valeurs de la concentration ayant un effet à 50 % (CE<sub>50</sub>) sur une période de 24 heures (survie des glochidies). Le GLEC et l'INHS (2008) ont également mené des essais d'exposition de courte durée ayant révélé l'existence d'une relation entre la dureté et la toxicité des chlorures pour le cladocère *Ceriodaphnia dubia*, la sphaerie géante (*Sphaerium simile*), l'oligochète *Tubifex tubifex* et le gyraule modeste (*Gyraulus parvus*). Les données disponibles ne sont toutefois pas suffisantes afin de mettre en évidence un lien entre la dureté et la toxicité chronique et, par conséquent, aucune RCQE en fonction de la dureté n'a été élaborée. Le CCME effectuera une mise à jour des recommandations relatives aux chlorures lorsque des études suffisantes auront été effectuées. Les autorités peuvent définir des critères (ou des objectifs) de qualité de l'eau ajustés en fonction de la dureté lorsque nécessaire.

**Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux :** Les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE) relatives à l'ion chlorure en vue de la protection de la vie aquatique se fondent sur le protocole du CCME (2007), selon la méthode statistique de type A.

**Recommandations pour la qualité de l'eau douce pour une exposition de courte durée :** Les recommandations pour une exposition de courte durée sont élaborées à partir de données relatives à des effets graves (comme la

létalité) pour des périodes d'exposition définies (24 à 96 heures). Ces recommandations donnent une indication des concentrations pouvant entraîner des effets graves sur 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). Elles *ne donnent pas* d'indication sur les concentrations qui assurent la protection des organismes aquatiques et *ne protègent pas* contre les effets nocifs des substances.

Les exigences minimales en matière de données toxicologiques nécessaires à l'élaboration des concentrations limites pour une exposition de courte durée selon l'approche de type A ont été satisfaites et, au total, 51 points de données (dont 14 sont des valeurs de CE<sub>50</sub>) ont été utilisés pour élaborer la recommandation (tableau 3). Chacune des espèces pour laquelle des données appropriées sur la toxicité de courte durée étaient disponibles a été classée en fonction de sa sensibilité. La variabilité intraspécifique a été tenue en compte en sélectionnant la moyenne géométrique des résultats d'études représentatives du stade vital et du paramètre d'effet les plus sensibles.

Parmi les cinq modèles utilisés (normal, logistique, Weibull, Gompertz, Fisher-Tippett), c'est le modèle normal qui s'est révélé le mieux adapté aux données (figure 1). L'équation du modèle log-normal est la suivante :

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

où, pour le modèle ajusté :  $x$  représente le logarithme des concentrations en chlorures (mg/L),  $y$  représente la proportion des espèces touchées,  $\mu = 3,4390$ ,  $\sigma = 0,3841$  et erf représente la fonction d'erreur (ou la fonction d'erreur de Gauss). La DSE pour une exposition de courte durée en présence de mulettes est présentée à la figure 1, et les statistiques sommaires sont présentées au tableau 4. Le 5<sup>e</sup> centile de la DSE de courte durée est de 640 mg Cl/L et se situe dans l'intervalle couvert par les données (auxquelles le modèle est ajusté). Par conséquent, le 5<sup>e</sup> centile et ses limites de confiance (limites à l'intérieur desquelles un paramètre est censé être situé) sont des interpolations.

Deux valeurs sont inférieures au 5<sup>e</sup> centile de la DSE de courte durée de 640 mg Cl/L, soit la CE<sub>50</sub> sur une période de 24 heures de 244 mg Cl/L pour la mulette munie d'un leurre dans le manteau (au stade de glochidies) *Epioblasma torulosa rangiana* (désignée en voie de

Tableau 3. Paramètres d'effet utilisés pour définir la RCQE pour une exposition de courte durée à l'ion chlorure

Espèce	Paramètre d'effet	Concentration (mg Cl/L)	Référence
<b>Poissons</b>			
<i>Pimephales promelas</i> Tête-de-boule	CL <sub>50</sub> 96 heures (moy. géométrique)	4 223	Mount <i>et al</i> 1997; Birge <i>et al</i> 1985
<i>Lepomis macrochirus</i> Crapet arlequin	CL <sub>50</sub> 96 heures	5 272	Birge <i>et al</i> 1985; Trama 1954
<i>Cyprinella leedsi</i> Cyprinidé	CL <sub>50</sub> 96 heures	6 070	Environ 2009
<i>Oncorhynchus mykiss</i> Truite arc-en-ciel	CL <sub>50</sub> 96 heures (moy. géométrique)	8 634	Elphick <i>et al</i> 2011; Vosyliene <i>et al</i> 2006
<i>Gambusia affinis</i> Gambusie	CL <sub>50</sub> 96 heures	9 099	Al-Daham et Bhatti 1977
<i>Gasterosteus aculeatus</i> Épinoche à trois épines	CL <sub>50</sub> 96 heures	10 200	Garibay et Hall 2004
<i>Anguilla rostrata</i> Anguilles d'Amérique	CL <sub>50</sub> 96 heures	13 012	Hinton et Eversol 1979
<b>Amphibiens</b>			
<i>Ambystoma maculatum</i> Salamandre maculée	CL <sub>50</sub> 96 heures	1 178	Collins et Russell 2009
<i>Pseudacris triseriata feriarum</i> Rainette faux-grillon	CL <sub>50</sub> 96 heures	2 320	Garibay et Hall 2004
<i>Lithibates sylvatica</i> (ancien nom : <i>Rana sylvatica</i> ) Grenouille des bois	CL <sub>50</sub> 96 heures (moy. géométrique)	2 716	Sanzo et Hecnar 2006; Collins et Russell 2009; Jackman 2010
<i>Pseudacris crucifer</i> Rainette crucifère	CL <sub>50</sub> 96 heures	2 830	Collins et Russell 2009
<i>Rana clamitans</i> Grenouille verte	CL <sub>50</sub> 96 heures	3 109	Collins et Russell 2009
<i>Rana temporaria</i> Grenouille rousse	CL <sub>50</sub> 96 heures	3 140	Viertel 1999
<i>Lithibates pipiens</i> (ancien nom : <i>Rana pipiens</i> ) Grenouille léopard	CL <sub>50</sub> 96 heures	3 385	Jackman 2010
<i>Bufo americanus</i> Crapaud d'Amérique	CL <sub>50</sub> 96 heures	3 926	Collins et Russell 2009
<i>Rana catesbeiana</i> Ouaouaron	CL <sub>50</sub> 96 heures	5 846	Environ 2009
<b>Invertébrés</b>			
<i>Epioblasma torulosa rangiana</i> Épioblasme ventrue (désignée en voie de disparition par le COSEPAC <sup>a</sup> )	CE <sub>50</sub> 24 heures (survie des glochidies)	244	Gillis 2011
<i>Daphnia magna</i> Cladocère	CE <sub>50</sub> 48 heures (immobilisation)	621	Khengarot et Ray 1989
<i>Lampsilis siliquoidea</i> Lampsile siliquoïde	CE <sub>50</sub> 24 heures (survie des glochidies) (moy. géométrique)	709	Bringolf <i>et al</i> 2007; Gillis 2011
<i>Lampsilis fasciola</i> Lampsile fasciolée	CE <sub>50</sub> 24 heures (survie des	746	Valenti <i>et al</i> 2007; Bringolf <i>et al</i> 2007;

Espèce	Paramètre d'effet	Concentration (mg Cl/L)	Référence
(désignée préoccupante par le COSEPAC <sup>a</sup> )	glochidies) (moy. géométrique)		Gillis 2011
<i>Lampsilis cardium</i> Lampsile cordiforme	CE <sub>50</sub> 24 heures (survie des glochidies)	817	Gillis 2011
<i>Sphaerium simile</i> Sphaerie géante	CL <sub>50</sub> 96 heures (moy. géométrique)	902	GLEC et INHS 2008
<i>Ceriodaphnia dubia</i> Cladocère	CL <sub>50</sub> 48 heures (moy. géométrique)	1 080	Valenti <i>et al</i> 2007; Hoke <i>et al</i> 1992; Mount <i>et al</i> 1997 GLEC et INHS 2008; Elphick <i>et al</i> 2011; Cowgill et Milazzo, 1990 Harmon <i>et al.</i> , 2003
<i>Daphnia ambigua</i> Cladocère	CE <sub>50</sub> 48 heures (immobilisation)	1 213	
<i>Daphnia pulex</i> Cladocère	CL <sub>50</sub> 48 heures (moy. géométrique)	1 248	Palmer <i>et al</i> 2004 ; Birge <i>et al</i> 1985
<i>Elliptio lanceolata</i> Elliptio	CL <sub>50</sub> 96 heures	1 274	Wang et Ingersoll 2010
<i>Brachionus patulus</i> Rotifère	CL <sub>50</sub> 24 heures	1 298	Peredo-Alvarez <i>et al</i> 2003
<i>Hyalella azteca</i> Amphipode	CL <sub>50</sub> 96 heures	1 382	Elphick <i>et al</i> 2011
<i>Elliptio complanata</i> Elliptio maigre de l'Est	CE <sub>50</sub> 24 heures (survie des glochidies)	1 620	Bringolf <i>et al</i> 2007
<i>Epioblasma brevidens</i> Épioblasme (en voie de disparition aux États-Unis)	CE <sub>50</sub> 24 heures (survie des glochidies)	1 626	Valenti <i>et al</i> 2007;
<i>Epioblasma capsaeformis</i> Épioblasme (en voie de disparition aux États-Unis)	CE <sub>50</sub> 24 heures (survie des glochidies)	1 644	Valenti <i>et al</i> 2007;
<i>Villosa constricta</i> Mulette	CE <sub>50</sub> 24 heures (survie des glochidies)	1 674	Bringolf <i>et al</i> 2007
<i>Villosa iris</i> Villeuse irisée (désignée en voie de disparition par le COSEPAC <sup>a</sup> )	CE <sub>50</sub> 96 heures (moy. géométrique)	1 815	Wang et Ingersoll 2010
<i>Musculum transversum</i> Sphaeriidé	CL <sub>50</sub> 95 heures	1 930	US EPA 2010
<i>Villosa delumbis</i> Mulette	CE <sub>50</sub> 24 heures (survie des glochidies)	2 008	Bringolf <i>et al</i> 2007
<i>Brachionus calyciflorus</i> Rotifère	CL <sub>50</sub> 24 heures (moy. géométrique)	2 026	Elphick <i>et al</i> 2011; Peredo-Alvarez <i>et al</i> 2003; Calleja <i>et al</i> 1994
<i>Physa gyrina</i> Escargot	CL <sub>50</sub> 96 heures	2 540	Birge <i>et al</i> 1985
<i>Lirceus fontinalis</i> Isopode	CL <sub>50</sub> 96 heures	2 950	Birge <i>et al</i> 1985

Espèce	Paramètre d'effet	Concentration (mg Cl/L)	Référence
<i>Gyraulus parvus</i> Gyraule modeste	CL <sub>50</sub> 96 heures (moy. géométrique)	3 043	GLEC et INHS 2008
<i>Baetis tricaudatus</i> Éphémère	CE <sub>50</sub> 48 heures (immobilisation) (moy. géométrique)	3 266	Lowell <i>et al</i> 1995
<i>Chironomus dilutus/tentans</i> Moucheron	CL <sub>50</sub> 96 heures	3 761	Wang et Ingersoll 2010
<i>Lumbriculus variegatus</i> Oligochète	CL <sub>50</sub> 96 heures (moy. géométrique)	4 094	Elphick <i>et al</i> 2010; Environ 2009
<i>Nephelopsis obscura</i> Sangsue	CL <sub>50</sub> 96 heures	4 310	Environ 2009
<i>Hexagenia</i> sp. Éphémère	CL <sub>50</sub> 48 heures	4 671	Wang et Ingersoll 2010
<i>Chironomus attenatus</i> Moucheron	CL <sub>50</sub> 48 heures	4 850	Thornton et Sauer 1972
<i>Daphnia hyalina</i> Cladocère <sup>b</sup>	CL <sub>50</sub> 48 heures	5 308	Baudouin et Scoppa 1974
<i>Lepidostoma</i> sp. Phrygane	CL <sub>50</sub> 96 heures	6 000	Williams <i>et al</i> 1999
<i>Tubifex tubifex</i> Oligochète	CL <sub>50</sub> 96 heures (moy. géométrique)	6 119	Elphick <i>et al</i> 2010; Wang et Ingersoll 2010; GLEC et INHS 2008
<i>Chironomus riparius</i> Moucheron	CL <sub>50</sub> 48 heures	6 912	Wang et Ingersoll 2010
<i>Eudiaptomus padanus padanus</i> Copépode <sup>b</sup>	CL <sub>50</sub> 48 heures	7 077	Baudouin et Scoppa 1974;
<i>Cyclops abyssorum prealpinus</i> Copépode <sup>b</sup>	CL <sub>50</sub> 48 heures	12 385	Baudouin et Scoppa 1974

<sup>a</sup>Comité sur la situation des espèces en péril au Canada présence observée en Ontario.

<sup>b</sup>D'après des essais avec un sel de CaCl<sub>2</sub> (tous les autres essais portaient sur un sel de NaCl).

disparition par le COSEPAC) (Gillis, 2011), et la CE<sub>50</sub> sur 48 heures (immobilisation) de 621 mg Cl/L pour le cladocère *Daphnia magna* (Khangarot et Ray, 1989). Deux autres espèces de mulettes ont également été évaluées par le COSEPAC et sont représentées dans la DSE de courte durée. L'ensemble des valeurs sont supérieures au 5<sup>e</sup> centile, soit une CE<sub>50</sub>, après 24 heures, de 746 mg Cl/L pour le *Lampsilis fasciola* (au stade de glochidies), espèce désignée préoccupante par le COSEPAC (Valenti *et al.*, 2007; Gillis, 2011; Bringolf *et al.*, 2007) et une CE<sub>50</sub> après 96 heures, de 1 815 mg Cl/L pour la villeuse irisée (*Villosa iris*) (au stade de juvéniles), espèce désignée en voie de disparition par le COSEPAC (Wang et Ingersoll, 2010). Les espèces *L. fasciola* et *V. iris* sont deux espèces munies d'un leurre dans le manteau, tandis que le *P. fasciolaris* est une espèce qui expulse les glochidies en agglomérat. D'après la DSE, une exposition de courte durée à des concentrations en chlorures dépassant la concentration limite de 640 mg Cl/L pourrait constituer le plus grand risque pour les glochidies de certaines espèces de mulettes et pour le *Daphnia magna*. Il est à noter que le

respect des recommandations de longue durée proposées permet d'assurer une protection contre les effets graves.

Il est à noter que les glochidies de *Lampsilis fasciola*, mulette désignée préoccupante par le COSEPAC, se montrent significativement plus sensibles dans le cadre des essais effectués en laboratoire comparativement aux essais effectués dans les cours d'eau naturels. Deux essais distincts ont démontrés des valeurs de CE<sub>50</sub> après 24 heures de 113 mg Cl/L et de 285 mg Cl/L pour le *L. fasciola* lorsque les sujets étaient placés dans de l'eau reconstituée en laboratoire ayant une dureté modérée (99 mg/L sous forme de CaCO<sub>3</sub>) (Gillis, 2011). En comparaison, les valeurs de CE<sub>50</sub> après 24 heures obtenues pour le *L. fasciola* lorsque les sujets se trouvaient dans de l'eau échantillonnée de quatre cours d'eau différents en Ontario, au Canada, étaient de 1 559 mg Cl/L (rivière Grand, dureté de 278 mg/L sous forme de CaCO<sub>3</sub>), de 1 313 mg Cl/L (rivière Sydenham, dureté de 292 mg/L sous forme de CaCO<sub>3</sub>), de 1 391 mg Cl/L (rivière Maitland, dureté de 322 mg/L sous forme de CaCO<sub>3</sub>) et de 1 265 mg Cl/L (rivière Thames, dureté de 306 mg/L sous

forme de CaCO<sub>3</sub>) (Gillis, 2011). Les concentrations observées dans les essais effectués avec de l'eau naturelle ont pu être attribué à d'autres facteurs que la dureté de l'eau. Un essai distinct portant sur l'effet de la dureté de l'eau sur la toxicité des chlorures a été effectué avec le *Lampsilis siliquoidea* (Gillis, 2011). Les valeurs de CE<sub>50</sub> après 24 heures obtenues étaient respectivement de 763, 1 430, 1 962 et 1 870 mg Cl<sup>-</sup>/L dans l'eau douce reconstituée en laboratoire (47 mg/L sous forme de CaCO<sub>3</sub>), l'eau modérément dure (99 mg/L sous forme de CaCO<sub>3</sub>), l'eau dure (172 mg/L sous forme de CaCO<sub>3</sub>) et l'eau très dure (322 mg/L sous forme de CaCO<sub>3</sub>). Le facteur de 4 séparant les valeurs de CE<sub>50</sub>, après 24 heures, obtenues pour le *L. fasciola* en cours d'eau naturel est beaucoup plus élevé que ce qui devrait être observé dans les cas où seule une variation de la dureté est considérée (comme les essais sur le *L. siliquoidea* l'ont démontré). Ce facteur laisse supposer que d'autres paramètres relatifs à la physico-chimie de l'eau contribuent à la diminution de la toxicité des chlorures dans les eaux naturelles. Afin d'assurer l'uniformité des résultats et de permettre une comparaison entre les différentes études, les concentrations limites pour une exposition de courte durée (ainsi que les RCQE de longue durée) sont dérivées d'études menées en laboratoire à partir d'eau reconstituée. L'un des désavantages associés à l'utilisation d'eau reconstituée est que les résultats ne reflètent pas nécessairement la réponse des organismes aquatiques vivants dans les eaux naturelles. Par ailleurs, la physico-chimie de l'eau dans un milieu naturel n'est pas constante et d'autres contaminants peuvent être présents, ce qui peut avoir des effets toxiques variables sur les récepteurs composant le biote. Par conséquent, les concentrations limites établies pour une exposition de courte durée (ainsi que les RCQE de longue durée) sont protectrices.

**Par conséquent, la concentration de la valeur limite d'une exposition de courte durée indiquant le potentiel d'effets graves (p. ex., la mort ou l'immobilisation) sur la vie dulcicole sensible durant les événements transitoires est de 640 mg Cl<sup>-</sup>/L.**

**Tableau 4.** RCQE pour une exposition de courte durée à l'ion chlorure obtenue selon la méthode DSE.

	<b>Concentration</b>
5 <sup>e</sup> centile de la DSE	<b>640 mg Cl<sup>-</sup>/L</b>
5 <sup>e</sup> centile de la DSE, limite inférieure de confiance à 90 % (5 %)	605 mg Cl <sup>-</sup> /L
5 <sup>e</sup> centile de la DSE, limite supérieure de confiance à 90 % (95 %)	680 mg Cl <sup>-</sup> /L

**Recommandation 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 cibles dans l'écosystème aquatique qui ont pour but de protéger toutes les formes de vie aquatique pendant des périodes d'exposition indéfinies. Ces recommandations sont obtenues à l'aide de données concernant une exposition de longue durée, (≥ 7 jours pour les poissons et les invertébrés, et ≥ 24 heures 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 points de données ont été utilisés pour l'élaboration de la recommandation (tableau 5). Chacune des espèces pour laquelle des données appropriées sur la toxicité de longue durée étaient disponibles a été classée en fonction de sa sensibilité. Toutes les valeurs proviennent d'études uniques, ainsi aucune des concentrations indiquées au tableau 5 ne représente une moyenne géométrique.

Parmi les cinq modèles utilisés (normal, logistique, Weibull, Gompertz, Fisher-Tippett), c'est le modèle log-logistique qui s'est révélé le mieux adapté aux données (figure 3). L'équation du modèle logistique est la suivante :

$$y = 1/[1+e^{-(x-\mu)/\sigma}]$$

où, pour le modèle ajusté :  $x$  représente le logarithme des concentrations en chlorures (mg/L),  $y$  représente la proportion des espèces touchées,  $\mu = 2,93$ , et  $\sigma = 0,29$ . La DSE pour une exposition de longue durée est présentée à la figure 2 et les statistiques sommaires sont présentées au tableau 6. La valeur du 5<sup>e</sup> centile de la DSE de longue durée est de 120 mg Cl<sup>-</sup>/L, et se situe dans l'intervalle couvert par les données (auxquelles le modèle est ajusté). Par conséquent, le 5<sup>e</sup> centile et ses limites de confiance (limites à l'intérieur desquelles un paramètre est censé être situé) sont des interpolations.

Deux valeurs sont inférieures au 5<sup>e</sup> centile de la DSE de longue durée de 120 mg Cl<sup>-</sup>/L, soit les CE<sub>50</sub> sur une période de 24 heures de 24 mg Cl<sup>-</sup>/L (Bringolf, 2010) et de 42 mg Cl<sup>-</sup>/L (Gillis, 2009). Ces valeurs ont été obtenu auprès de deux espèces de moules munies d'un leurre dans le manteau (au stade de glochidies), soit le *Lampsilis fasciola* (désignée préoccupante par le COSEPAC) et l'*Epioblasma torulosa rangiana* (désignée en voie de disparition par le COSEPAC), respectivement. Le protocole d'élaboration des RCQE du CCME (CCME, 2007) offre la possibilité d'avoir recours à une « clause de protection » dans les cas où une observation concernant une espèce en péril, une espèce d'importance commerciale ou récréative, ou une espèce présentant une importance écologique est inférieure au 5<sup>e</sup> centile de la DSE de longue durée. Dans les secteurs où sont présentes les espèces de moules désignées préoccupantes (*L. fasciola*) ou en voie de disparition (*E. torulosa rangiana*), la clause de

protection peut être appliquée. La recommandation de longue durée variant de 24 à 42 mg Cl/L est donc

applicable. Dans tous les autres secteurs où des mulettes non en péril sont présentes, le 5<sup>e</sup> centile de la DSE de

**Tableau 5.** Paramètres d'effet utilisés dans la DSE pour définir la RCQE pour une exposition de longue durée à l'ion chlorure en eau douce lorsque des mulettes sont présentes.

Espèce	Paramètre d'effet	Concentration (mg Cl/L)	Référence
<b>Poissons</b>			
<i>Pimephales promelas</i> Tête-de-boule	CL <sub>10</sub> 33 jours (survie)	598	Birge <i>et al.</i> , 1985, in Elphick <i>et al.</i> , 2011
<i>Salmo trutta fario</i> Truite fario	CSEO 8 jours (survie)	607	Camargo et Tarazona, 1991
<i>Oncorhynchus mykiss</i> Truite arc-en-ciel	CE <sub>25</sub> 7 jours (viabilité des embryons)	989	Beak, 1999
<b>Amphibiens</b>			
<i>Xenopus laevis</i> Xénope	CL <sub>10</sub> 7 jours (survie)	1 307	Beak, 1999
<i>Rana pipiens</i> Grenouille léopard	CMAT 108 jours (survie)	3 431	Doe 2010
<b>Invertébrés</b>			
<i>Lampsilis fasciola</i> Lampsile fasciolée (désignée préoccupante par le COSEPAC) <sup>a</sup>	CE <sub>10</sub> 24 heures (survie des glochidies)	24	Bringolf <i>et al.</i> , 2007
<i>Epioblasma torulosa rangiana</i> Épioblasme ventrue (désignée en voie de disparition par le COSEPAC) <sup>a</sup>	CE <sub>10</sub> 24 heures (survie des glochidies)	42	Gillis, 2009
<i>Musculium securis</i> Sphaerie des étangs	CMEO 60-80 jours (réduction de la natalité) <sup>b</sup>	121	Mackie, 1978
<i>Daphnia ambigua</i> Cladocère	CE <sub>10</sub> 10 jours (mortalité et reproduction)	259	Harmon <i>et al.</i> , 2003
<i>Daphnia pulex</i> Cladocère	CI <sub>10</sub> 21 jours (reproduction)	368	Birge <i>et al.</i> , 1985, in Elphick <i>et al.</i> , 2011
<i>Elliptio complanata</i> Elliptio maigre de l'Est	CE <sub>10</sub> 24 heures (survie des glochidies)	406	Bringolf <i>et al.</i> , 2007
<i>Daphnia magna</i> Cladocère	CE <sub>25</sub> 21 jours (reproduction)	421	Elphick <i>et al.</i> , 2011
<i>Hyalella azteca</i> Amphipode	CE <sub>25</sub> 28 jours (croissance, poids sec)	421	Bartlett, 2009
<i>Ceriodaphnia dubia</i> Cladocère	CI <sub>25</sub> 7 jours (reproduction)	454	Elphick <i>et al.</i> , 2011
<i>Tubifex tubifex</i> Oligochète	CI <sub>10</sub> 28 jours (reproduction)	519	Elphick <i>et al.</i> , 2011
<i>Villosa delumbis</i> Mulette	CE <sub>10</sub> 24 heures (survie des glochidies)	716	Bringolf <i>et al.</i> , 2007
<i>Villosa constricta</i>	CE <sub>10</sub> 24 heures	789	Bringolf <i>et al.</i> , 2007

Espèce	Paramètre d'effet	Concentration (mg Cl/L)	Référence
Mulette	(survie des glochidies)		
<i>Lumbriculus variegatus</i> Oligochète	CE <sub>25</sub> 28 jours (reproduction)	825	Elphick <i>et al.</i> , 2011
<i>Brachionus calyciflorus</i> Rotifère	CI <sub>10</sub> 48 heures (reproduction)	1 241	Elphick <i>et al.</i> , 2011
<i>Lampsilis siliquoidea</i> Lampsile siliquoïde	CE <sub>10</sub> 96 heures (survie des juvéniles)	1 474	Bringolf <i>et al.</i> , 2007
<i>Gammarus pseudopinnaeus</i> Amphipode	CSEO 60 jours (survie)	2 000	Williams <i>et al.</i> , 1999
<i>Physa</i> sp. Escargot	CSEO 60 jours (survie)	2 000	Williams <i>et al.</i> , 1999
<i>Stenonema modestum</i> Éphémère	CMAT 14 jours (développement)	2 047	Diamond <i>et al.</i> , 1992
<i>Chironomus tentans</i> Moucheron	CI <sub>10</sub> 20 jours (croissance, biomasse)	2 316	Elphick <i>et al.</i> , 2011
<b>Algues et plantes aquatiques</b>			
<i>Lemna minor</i> Lenticule mineure	CMAT 96 heures (production de frondes)	1 171	Taraldson et Norberg-King, 1990
<i>Chlorella minutissimo</i> Algues	CMAT 28 jours (croissance)	6 066	Kessler, 1974
<i>Chlorella zofingiensis</i> Algues	CMAT 28 jours (croissance)	6 066	Kessler, 1974
<i>Chlorella emersonii</i> Algues	CMAT 8-14 jours (inhibition de la croissance)	6 824	Setter <i>et al.</i> , 1982

<sup>a</sup> Comité sur la situation des espèces en péril au Canada présence observée en Ontario.

<sup>b</sup> La natalité est [traduction] « une mesure de l'augmentation de la population dans des conditions environnementales particulières réelles variant en fonction de la taille et de la composition de la population ainsi que des conditions physiques du milieu » (Mackie, 1978).

longue durée, soit 120 mg Cl/L, devrait être utilisée comme recommandation. Comme il a été indiqué précédemment, les données sur la toxicité pour les mulettes employées afin d'établir les RCQE de longue durée (ainsi que la concentration limite pour une exposition de courte durée) étaient habituellement associées à des expositions dans de l'eau reconstituée en laboratoire. Les RCQE seront donc vraisemblablement, en raison de leur provenance, des valeurs prudentes.

L'étude de longue durée portant sur l'utilisation de sels de voirie plutôt que de NaCl a été exclue de l'ensemble de données relatives à la DSE de longue durée. Cette étude consistait à exposer des masses d'œufs de salamandre maculée (*Ambystoma maculatum*) à trois concentrations en chlorures, soit 1 mg/L (concentration

en chlorures mesurée dans les mares vernaies à plus de 200 m d'une route), 145 mg/L (concentration moyenne en chlorures mesurée dans des mares vernaies à 200 m ou moins d'une route), et 945 mg/L (concentration maximale en chlorures mesurée dans des mares vernaies à 200 m ou moins d'une route) (Karraker et Gibbs, 2011). Les masses d'œufs étaient exposées à ces concentrations de chlorures sur une période de 9 jours, après quoi ils ont été transférés dans de l'eau témoin sur une période équivalente. Les œufs ont été pesés, suite à leur transfert dans de l'eau propre, aux jours 3, 6 et 9. Ce transfert sert à imiter la dilution se produisant dans les mares vernaies utilisées par les salamandres pour la reproduction lors des chutes de pluie printanières. Au cours de la période d'essai de 18 jours, les œufs exposés à une concentration de 1 mg/L ont connu une

augmentation moyenne de leur masse de 25 %, alors que les œufs exposés à une concentration de l’ordre de 145 mg/L ont perdu en moyenne 2 % de leur masse, et ceux exposés à une concentration de 945 mg/L ont subi une perte de masse moyenne de 45 %. La dilution par les pluies pourrait donc contribuer à atténuer les effets des concentrations modérées en chlorures dans les mares vernaies utilisées pour la reproduction. Cependant, la présence de concentrations élevées en chlorures dans les habitats de reproduction pourrait entraver de manière permanente la capacité des œufs à assurer l’osmorégulation ou l’absorption de l’eau. Les risques liés à la prédation, au gel, aux malformations et aux autres effets néfastes qui menacent les embryons de salamandre maculée pourraient donc être augmentés (Karraker et Gibbs, 2011). La RCQE de 120 mg Cl<sup>-</sup>/L devrait assurer la protection des salamandres maculées aux premiers stades de leur vie.

**Par conséquent, la valeur de la RCQ E pour la protection de la vie aquatique pour une exposition de longue durée dans l’eau douce à l’ion chlorure est de 120 mg Cl<sup>-</sup>/L.**

**Tableau 6.** RCQE pour une exposition de longue durée à l’ion chlorure obtenue selon la méthode DSE

	<b>Concentration</b>
5 <sup>e</sup> centile de la DSE	<b>120 mg Cl<sup>-</sup>/L</b>
5 <sup>e</sup> centile de la DSE, limite inférieure de confiance à 90 % (5 %)	90 mg Cl <sup>-</sup> /L
5 <sup>e</sup> centile de la DSE, limite supérieure de confiance à 90 % (95 %)	150 mg Cl <sup>-</sup> /L

**Recommandation pour la qualité de l’eau de mer :** Aucune concentration limite, pour une exposition de courte ou de longue durée, ni recommandation pour les eaux marines n’ont été établies. Les concentrations de sel dans l’eau de mer atteignent environ 35 000 mg/L, dont approximativement 55 % des chlorures, soit 19 250 mg Cl<sup>-</sup>/L. Les rejets de saumure en milieu marin n’ont donc pas fait l’objet d’une évaluation.

**Indications sur l’utilisation des Recommandations :** Les recommandations relatives à l’ion chlorure sont uniquement destinées à protéger les organismes aquatiques aux effets toxiques directs et sont établies, d’après les résultats d’études portant sur des sels de NaCl et de CaCl<sub>2</sub>. Les recommandations devraient être employées comme outil de dépistage et de gestion afin de prévenir la dégradation des milieux aquatiques par les chlorures. Le document scientifique d’appui contient

de plus amples renseignements sur l’application des recommandations (CCME, 2011).

La concentration limite pour une exposition de courte durée ainsi que la RCQE de longue durée établies pour les chlorures ont été fixées respectivement de manière à assurer une protection contre les expositions de courte durée et de longue durée. Elles sont fondées sur des données génériques relatives au devenir, au comportement et à la toxicité dans l’environnement. La recommandation canadienne pour la qualité des eaux est une valeur prudente en deçà de laquelle toutes les formes de vie aquatique, à tous leurs stades de vie et dans tous les systèmes aquatiques au Canada, devraient être protégées, à une exception près. Tel qu’il a été mentionné précédemment, la RCQE pourrait ne pas assurer la protection de certaines espèces de mulettes (aux premiers stades de leur vie (glochidies)) désignées en voie de disparition ou préoccupantes par le COSEPAC. Les organismes de réglementation provinciaux doivent donc être consultés s’il s’avère nécessaire de définir des valeurs procurant une plus grande protection à des sites en particulier. Comme la recommandation n’est corrigée en fonction d’aucun facteur modifiant la toxicité (p. ex., la dureté), elle constitue une valeur générique ne prenant pas en compte les éventuels facteurs propres à un site. En outre, puisque la recommandation est principalement fondée sur des essais de toxicité portant sur des sujets de laboratoire naïfs (c’est-à-dire non tolérants), elle pourrait conférer une protection excessive dans les secteurs où la concentration en chlorures est élevée à l’état naturel et où la biocénose est adaptée à ces conditions (CCME, 2007). Par conséquent, si un dépassement de la recommandation est observé notamment en raison d’un apport d’origine anthropique dans l’eau ou de concentrations de fond naturellement élevées, cela ne signifie pas nécessairement que des effets de toxicité seront observés. Il est plutôt nécessaire de vérifier si des effets néfastes sont susceptibles de se produire dans l’environnement. Dans certains cas, par exemple lorsqu’un dépassement de la recommandation est observé, il peut être nécessaire ou avantageux de calculer une recommandation propre au site tout en prenant en considération les conditions locales (physico-chimie de l’eau, concentrations de fond naturelles, organismes génétiquement adaptés, structure de la communauté) (CCME, 2007). Le CCME a présenté plusieurs façons de convertir les recommandations nationales en recommandations ou objectifs pour la qualité des eaux propres à un site, selon les conditions et/ou les exigences particulières caractérisant le site en question (CCME, 1991; CCME, 2003; Intrinsik, 2010).

Les limites de confiance sont rapportées au tableau 6 avec la valeur du 5<sup>e</sup> centile, ou valeur recommandée, et

sont similaires aux intervalles de confiance. Les limites de confiance aident à évaluer l'ajustement de la courbe ou du modèle sélectionné en fonction de l'ensemble de données. Au fur et à mesure que le nombre de points positionnés dans la DSE augmente, l'ajustement décrit par les limites de confiance devrait être davantage précis. Les limites de confiance peuvent aussi servir à interpréter les données de surveillance, en particulier si la limite recommandée et la limite de détection sont proches l'une de l'autre. Seul le 5<sup>e</sup> centile est utilisé comme recommandation.

De manière générale, les RCQE sont des valeurs numériques ou des énoncés circonstanciés dont l'application est censée limiter à un degré jugé négligeable les risques d'effets nocifs des contaminants pour le biote aquatique. Ces recommandations ne sont pas des limites ayant force exécutoire, mais elles peuvent servir de fondement scientifique aux lois, aux règlements et/ou aux mesures de gestion adoptés par les provinces, les territoires ou les municipalités. Elles peuvent également servir de points de repère ou d'objectifs aux fins de l'évaluation et de la restauration des sites contaminés, d'outils afin d'évaluer l'efficacité des mesures de décontamination par les sources ponctuelles ou servir de seuils d'alerte afin de déceler les risques.

Les RCQE sont des valeurs prudentes sélectionnées afin de protéger, sur une longue période, les stades les plus fragiles des espèces aquatiques. Ainsi, les concentrations d'un paramètre donné qui sont inférieures à la recommandation applicable ne sauraient en principe avoir le moindre effet nocif sur la vie aquatique. Cependant, les concentrations qui dépassent les RCQE n'auront pas nécessairement un effet nuisible sur le biote aquatique ou sur la qualité de la masse d'eau. Le seuil à partir duquel de tels effets deviendront observables pourrait varier selon les conditions propres au site. Dans les cas où les seuils fixés dans les RCQE sont dépassés, il conviendrait de faire appel aux conseils d'un spécialiste pour l'interprétation des données. Telles que le sont les autres RCQE, les recommandations relatives à l'ion chlorure sont conçues pour s'appliquer aux concentrations susceptibles d'être mesurées dans les eaux de surface ambiantes, et non au voisinage immédiat des sources ponctuelles, comme les points de rejet d'effluents municipaux ou industriels. Diverses instances fournissent des directives sur la délimitation des zones de mélange pour les échantillonnages effectués en aval des sources ponctuelles de polluants (voir par exemple BCMELP, 1986; et MEQ, 1991), même si Environnement Canada et le CCME n'approuvent pas nécessairement ces méthodes.

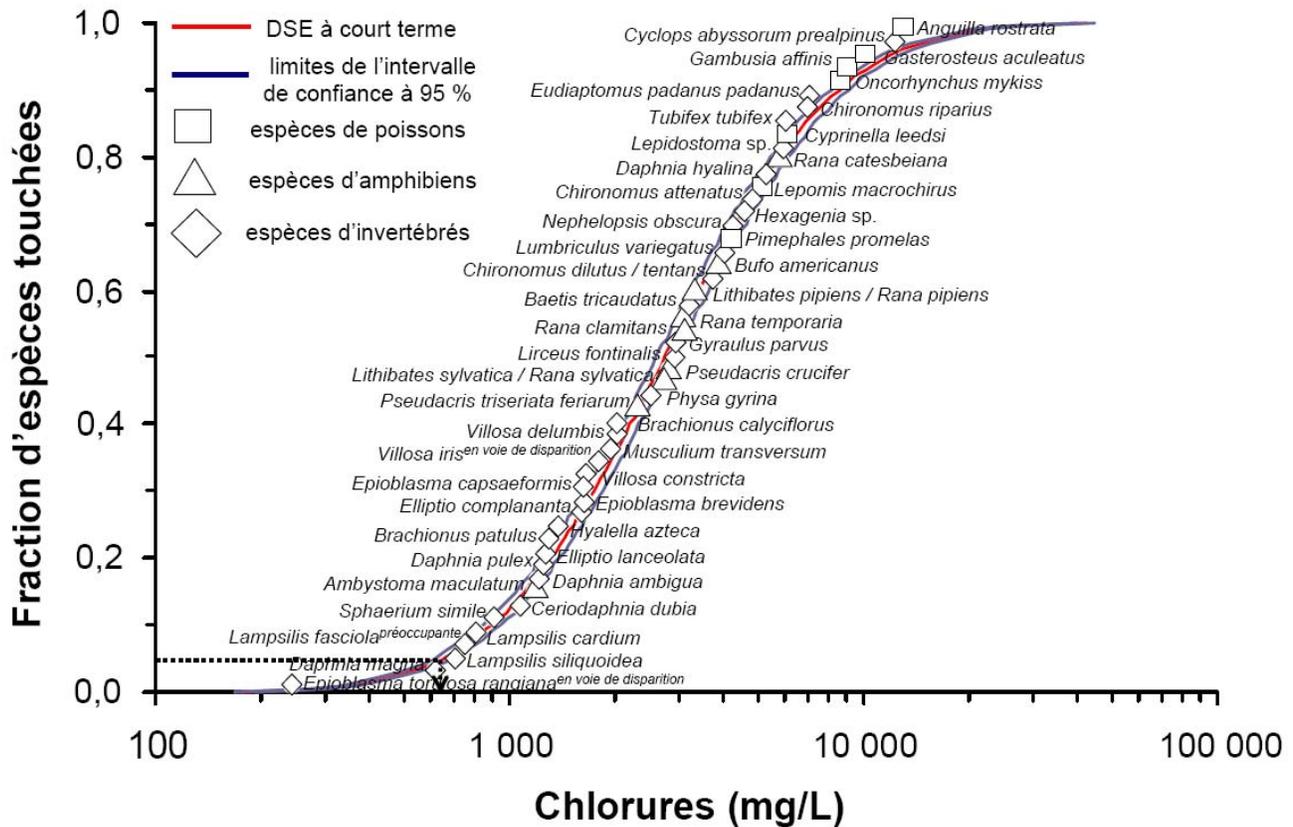
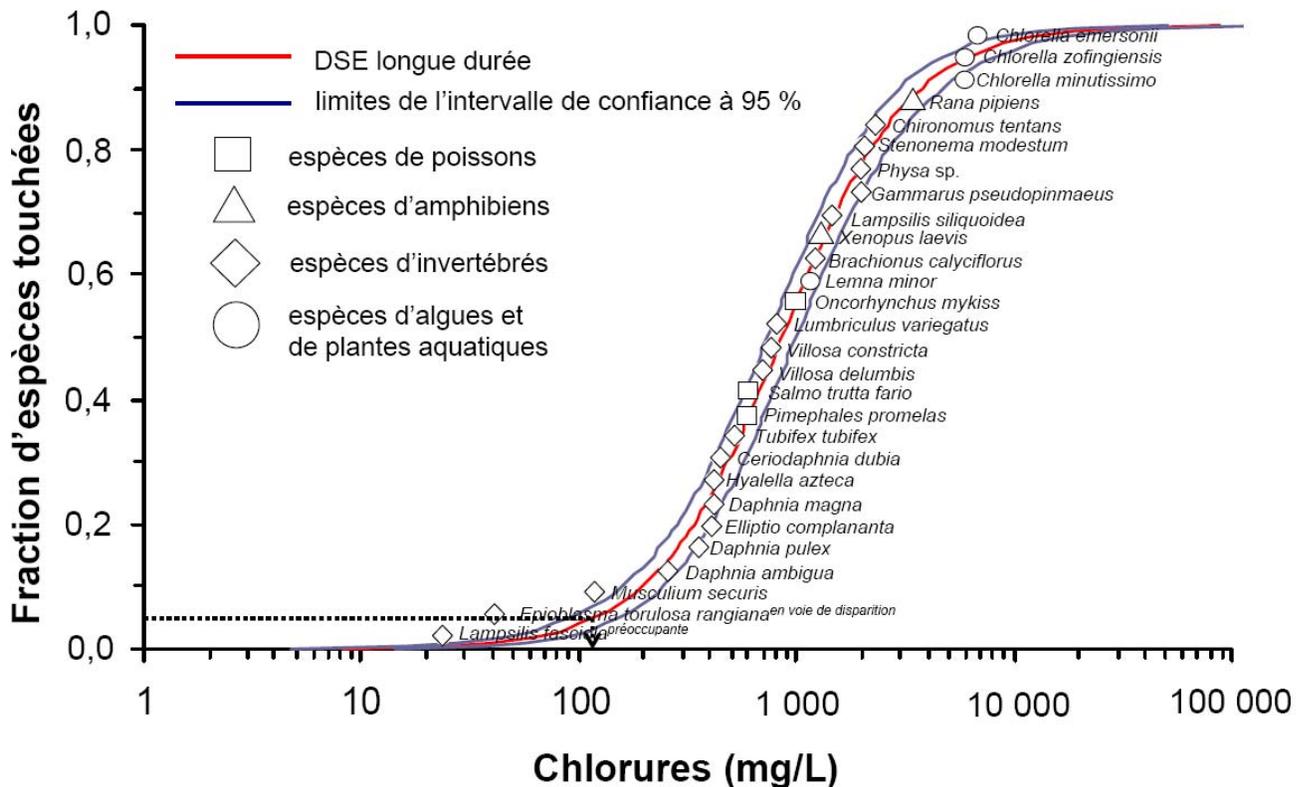


Figure 1. La DSE pour la toxicité de l'ion chlorure en L/CE<sub>50</sub> dans le cas d'une exposition de courte durée en eau douce a été obtenue en ajustant le modèle normal en fonction de la valeur du logarithme des données de toxicité acceptables pour 51 espèces aquatiques, à l'aide de la méthode de distribution empirique de Hazen (proportion des espèces touchées). La flèche au bas du graphique indique le 5<sup>e</sup> centile et la valeur de la concentration limite pour une exposition de courte durée.



**Figure 2.** La DSE de la toxicité de l'ion chlorure (effets nuls ou faibles) pour une exposition de longue durée en eau douce (en présence de mulettes) a été obtenue en ajustant le modèle logistique en fonction de la valeur du logarithme des données de toxicité acceptables pour 28 espèces aquatiques, selon la méthode de distribution empirique de Hazen (proportion des espèces touchées). La flèche au bas du graphique indique le 5<sup>e</sup> centile et la RCQE correspondante pour une exposition de longue durée.

### Références

- Al-Daham, N.K., et M.N. Bhatti. 1977. Salinity Tolerance of *Gambusia affinis* (Baird & Girard) and *Heteropneustes fossilis* (Bloch). *Journal of Fisheries Biology*. 11:309-313.
- Aldenberg, T., Jaworska, J.S. et Traas, T.P. 2002. Normal species sensitivity distributions and probabilistic ecological risk assessment. In : L. Posthuma, G.W. Suter II et T.P. Traas (dir. de publ.), *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. CRC Press LLC, Boca Raton, Floride, p. 49-102.
- Allen, E.W. 2008. Process water treatment in Canada's oil sands industry: I. Target pollutants and treatment objectives. *Journal of Environmental Science and Engineering*. 7:P123-138.
- Bartlett, A. 2009. An assessment of the chronic toxicity of sodium chloride to *Hyalella azteca*. Données inédites présentées à la 1<sup>st</sup> International Conference on Urban Drainage and Road Salt Management in Cold Climates: Advances In Best Practices. Université de Waterloo, 26 mai 2009.
- Baudoin, M.F., et P. Scoppa. 1974. Acute Toxicity of Various Metals to Freshwater Zooplankton. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 12(6):745-751.
- BCMELP (British Columbia Ministry of Environment, L. a. P. 1986. Principles for preparing water quality objectives in British Columbia. British Columbia Ministry of Environment, Lands, and Parks, Water Management Branch, Resource Quality Section.
- Beak International Inc. 1999. Ecotoxicology test results. Rapport inédit pour M.S. Evans, Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux.
- Birge, W.J., J.A. Black, A.G. Westerman, T.M. Short, S.B. Taylor, D.M. Bruser et E.D. Wallingford. 1985. Recommendations on numerical values for regulating iron and chloride concentrations for the purpose of protecting warm water species of aquatic life in the Commonwealth of Kentucky. Memorandum of Agreement No. 5429. Kentucky Natural Resources and Environmental Protection Cabinet. Lexington, KY.
- Bringolf, R.B. 2010. Courriel à M. Nowierski daté du 14 juin. Calculation of <math>\text{EC}\_{50}</math> effect concentrations from data presented in Bringolf *et al.*, 2007.
- Bringolf, R.B., W.G. Cope, C.B. Eads, P.R. Lazaro, M.C. Barnhart et D. Shea. 2007. Acute and Chronic Toxicity of Technical grade Pesticides to Glochidia and Juveniles of Freshwater Mussels (Unionidae). *Environmental Toxicology and Chemistry*. 26:2086-2093.
- Calleja, M.C., G. Persoone et P. Geladi. 1994. Comparative acute toxicity of the first 50 multicentre evaluation of in vitro cytotoxicity chemicals to aquatic non-vertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 26: 69-78.
- Camargo, J.A. et Tarazona, J.V. 1991. Short-term toxicity of fluoride ion (F<sup>-</sup>) in soft water to rainbow trout and brown trout. *Chemosphere* 22: 605-611.

- Canada. Environnement Canada. 2001. *Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation : Sels de voirie*, Ottawa, Environnement Canada; Santé Canada. Disponible en ligne : <http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/pesip/final/roadsalts.cfm>.
- Canada. Environnement Canada. 2005. *Profilé [sic] d'abat-poussière à base de chlorure au Canada*. Disponible en ligne : <http://www.ec.gc.ca/nopp/roadsalt/reports/fr/profile.cfm>.
- Canada. Environnement Canada. 2009. Site Web du Programme de surveillance de la qualité de l'eau pour la Région du Pacifique et du Yukon : <http://www.waterquality.ec.gc.ca/FR/home.htm> (consulté le 15 décembre 2009).
- CANMET (Canada Centre for Mineral and Energy Technology). 1991. Summary Report No. 14: Salt and potash. Mineral Sciences Laboratories. Novembre 1991.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2007. A protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life 2007. In : Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999, Winnipeg.
- CCME. 2011. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – ion chlorure. Document scientifique à l'appui des RCQE. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.
- Chapra, S.C., A. Dove et D.C. Rockwell. 2009. Great lakes chloride trends: long-term mass-balance and loading analysis. *Journal of Great Lakes Research*. 35:272-284.
- CNRC (Conseil national de recherches Canada). Sous-comité des métaux lourds et de certains autres éléments. *Effets des halogénures alcalins dans l'environnement canadien*, Ottawa, Conseil national de recherches du Canada, 1977 (publication du Secrétariat de l'environnement; n° 15020), cité dans Santé Canada, 1987.
- Collins, S.J., et R.W. Russell. 2009. Toxicity of road salt to Nova Scotia amphibians. *Environmental Pollution*. 157:320-324.
- COSEPA. 2010a. Évaluation et rapport de situation du COSEPA sur la lamproscie fasciolée (*Lampsilis fasciola*) au Canada, Ottawa, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 72 p. ([http://www.sararegistry.gc.ca/virtual\\_sara/files/cosewic/sr\\_Wavy-rayed%20Lampmussel\\_0810\\_f.pdf](http://www.sararegistry.gc.ca/virtual_sara/files/cosewic/sr_Wavy-rayed%20Lampmussel_0810_f.pdf)).
- COSEPA. 2010b. Évaluation et rapport de situation du COSEPA sur l'épioblasme ventreuse (*Epioblasma torulosa rangiana*) au Canada, Ottawa, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 46 p. ([http://www.registrelp.gc.ca/virtual\\_sara/files/cosewic/sr\\_Northern%20Riffleshell\\_0810\\_f.pdf](http://www.registrelp.gc.ca/virtual_sara/files/cosewic/sr_Northern%20Riffleshell_0810_f.pdf)).
- Cowgill, U.M., et D.P. Milazzo. 1990. The sensitivity of two cladocerans to water quality variables: salinity and hardness. *Archives of Hydrobiology* 120: 185-196.
- Derry, A.M., E.E. Prepas et P.D.N. Hebert. 2003. A comparison of zooplankton communities in saline lakewater with variable anion composition. *Hydrobiologia*. 505:199-215.
- Dettner, K., et W. Peters. (1999). *Lehrbuch der Entomologie*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Allemagne. In : Holland *et al.*, 2010.
- Diamond, J.M., E.L. Winchester, D.G. Mackler et D. Gruber. 1992. Use of the Mayfly *Stenonema modestum* (Heptageniidae) in Subacute Toxicity Assessments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 11(3):415-425.
- Doe, K.G. 2010. Email to M. Nowierski November 2. Results of a 108 day exposure of the Northern leopard frog (*Rana pipiens*) to NaCl. Moncton Aquatic Toxicity Laboratory, Environment Canada.
- Dumont, M. 2008. *Annuaire des minéraux du Canada (AMC) : Sel*, Ressources naturelles Canada, Secteur des minéraux et des métaux. Disponible en ligne : <http://www.nrcan.gc.ca/mms-smm/busi-indu/cmy-amc/2008revu/htm-com/sal-sel-fra.htm>.
- Elphick J.R.F., K.D. Bergh et H.C. Bailey. 2011. Chronic toxicity of chloride to freshwater species: effects of hardness and implications for water quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 30:239-246.
- ENVIRON International Corporation. 2009. Chloride toxicity test results. Préparé pour : Iowa Water Pollution Control Association. Numéro de projet : 20-22235A.
- Evans, M. et Frick, C. 2001. The Effects of Road Salts on Aquatic Ecosystems. N° de contribution de l'INRE 02-308. Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Saskatoon, SK.
- Garibay, R., et S. Hall. 2004. Chloride Threshold Recommendations for the Protection of Aquatic Life in the Upper Santa Clara River. The Advent Group, Brentwood, TN. Attachment 8: NaCl Testing with Three-Spined Stickleback; Attachment 9: NaCl Testing with Chorus Frog Tadpoles.
- Gillis PL, 2011. Assessing the Toxicity of Sodium Chloride to the Glochidia of Freshwater Mussels: Implications for Salinization of Surface Waters. *Environmental Pollution*. Vol. 159 : 1702-1708.
- Gillis, P.L. 2009. Courriel à M. Nowierski daté du 26 juin. Calculation of <EC<sub>25</sub> effect concentrations from data presented in Gillis 2011.
- GLEC (Great Lakes Environmental Center) et INHS (Illinois Natural History Survey). 2008. Acute toxicity of chloride to select freshwater invertebrates. Préparé pour l'Environmental Protection Agency des États-Unis. Numéro de contrat de l'EPA : 68-C-04-006, 28 octobre 2008.
- Harmon, S.M., Specht, W.L., Chandler, G.T. 2003. A Comparison of the Daphnids *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia ambigua* for their utilization in routine toxicity testing in the Southeastern United States. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 45: 79-85.
- Hinton, M.J., and A.G. Eversole. 1979. Toxicity of ten chemicals commonly used in aquaculture to the black eel stage of the American eel. *Proceedings of the World Mariculture Society*. 10:554-560.
- Hoke, R.A., W.R. Gala, J.B. Drake, J.P. Giesy et S. Flegler. 1992. Bicarbonate as a Potential Confounding Factor in Cladoceran Toxicity Assessments on Pore Water from Contaminated Sediments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1633-1640.
- Holland, A.J., A.K. Gordon et W.J. Muller. 2010. Osmoregulation in freshwater invertebrates in response to exposure to salt pollution. Rapport à la Water Research Commission. Unilever Centre for Environmental Water Quality, Institute for Water Research, Rhodes University, Grahamstown, Afrique du Sud, décembre 2010. 60 p.
- Jackman, P. 2010. Courriel à M. Nowierski daté du 9 décembre. Reference toxicant data for NaCl tested on various aquatic organisms. Laboratoire de toxicité aquatique de Moncton, Environnement Canada.
- Karraker, N.E., et J.P. Gibbs. 2011. Road deicing salt irreversibly disrupts osmoregulation of salamander egg clutches. *Environmental Pollution*. Vol. 159, n° 3 (mars 2011), p. 833-835.
- Khengarot, B.S., and P.K. Ray. 1989. Investigation of Correlation Between Physicochemical Properties of Metals and Their Toxicity to the Water Flea *Daphnia magna* Straus. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 18(2):109-120.
- Kessler, E. 1974. Physiological and biochemical contributions to the taxonomy of the genus *Chlorella*. IX: Salt tolerance as a taxonomic character. *Archives of Microbiology*. 100:51-56.
- Kilgour, B.W., B. Gharabaghi, L. Trudel, S. Jarvie et N. Perera. 2009. Ecological benefits of the road salt Code of Practice in the City of Toronto. Présenté à Environnement Canada, 23 mars 2009. Numéro de projet 0052.
- Lampert, Winfried et Sommer, Ulrich. 1997. *Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams* (Oxford University Press, Oxford). Traduction en anglais de James F. Haney. Consulté sur le site de Wikipedia le 29 janvier 2010.
- Last, W.M., et F.M. Ginn. 2005. Saline systems of the Great Plains of western Canada: an overview of the limnogeology and paleolimnology. *Saline Systems*. 1:1-38.
- Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE)*. 1999. Programme de catégorisation et évaluation préalable : Liste intérieure des substances. Les critères de catégorisation peuvent

- être consultés à l'adresse suivante :  
[http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/LIS/cat\\_criteria\\_process.cfm](http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/LIS/cat_criteria_process.cfm).
- Lowell, R.B., J.M. Culp et F.J. Wrona. 1995. Toxicity testing with artificial stream: effects of differences in current velocity. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 14: 1209-1217.
- Mackie, G.L. 1978. Effects of pollutants on natality of *Musculium securis* (Bivalvia: Pisidiidae). *The Naurulus* 92: 25-33.
- Mayer, T., Snodgrass, W.J. et Morin, D. 1999. Spatial Characterization of the Occurrence of Road Salts and Their Environmental Concentrations as Chlorides in Canadian Surface Waters and Benthic Sediments. *Water Quality Research Journal of Canada* 34: 545-574.
- MEQ (Ministère de l'Environnement du Québec). 1991. *Méthode de calcul des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique*, Québec, ministère de l'Environnement, 26 p. (révisé en 1996 et 2001).
- Meriano, M., N. Eyles et K.W.F. Howard. 2009. Hydrogeological impacts of road salt from Canada's busiest highway on a Lake Ontario watershed (Frenchman's Bay) and lagoon, city of Pickering. *Journal of Contaminant Hydrology*. 107:66-81.
- Morin, D., et M. Perchanok. 2000. Road Salt Loadings in Canada. Document présenté au Groupe-ressource environnemental sur les sels de voirie, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, 85 p.
- Mount, D.R., D.D. Gulley, J.R. Hockett, T.D. Garrison et J.M. Evans. 1997. Statistical models to predict the toxicity of major ions to *Ceriodaphia dubia*, *Daphnia magna*, and *Pimephales promelas* (Fathead minnows). *Environmental Toxicology and Chemistry*. 16: 2009-2019.
- Nagpal, N.K., Levy, D.A et Macdonald, D.D. 2003. Ambient Water Quality Guidelines for Chloride- Overview Report. British Columbia. Water, Air and Climate Change Branch.
- Oberg, G. 2006. The biogeochemical cycle of chlorine. *Risk Assessment and cycling of natural organochlorines - Focus on Chlorine Science*, édition spéciale pour la 16<sup>e</sup> réunion de la SETAC, 2006. Disponible en ligne : <http://www.eurochlor.org/upload/documents/document236.pdf>
- OMOE (Ontario Ministry of the Environment). 2009. Provincial Water Quality Monitoring Data for Chloride - 1964 to 2008. Environmental Monitoring and Reporting Branch. Environmental Sciences and Standards Division.
- Palmer, C.G. et al. 2004. The Development of a Toxicity Database Using Freshwater Macroinvertebrates, and Its Application to the Protection of South African Water Resources. *South African Journal of Science*. 100:643-650 (tableau 1 en annexe).
- Peredo-Alvarez, V.M., Sarma, S.S.S. et Nandini, S. 2003. Combined effect of concentrations of algal food (*Chlorella vulgaris*) and salt (sodium chloride) on the population growth of *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus patulus* (Rotifera). *Revista de Biología Tropical* 51: 399-408.
- Perera N, Gharabaghi B, Noehammer P, Kilgour B. 2010. Road Salt Application in Highland Creek Watershed, Toronto, Ontario – Chloride Mass Balance Water Quality Research Journal of Canada. Vol. 45, no. 4, 2010.
- Pinel-Alloul, B., D. Planas, R. Carignan et P. Magnan. 2002. « Synthèse des impacts écologiques des feux et des coupes forestières sur les lacs de l'écozone boréale au Québec », *Revue des sciences de l'eau*, vol. 15, n° 1, p. 371-395.
- Sanzo, D. et Hecnar, S.J. 2006. Effect of road de-icing salt (NaCl) on larval wood frogs (*Rana sylvatica*). *Environmental Pollution* 140: 247-256.
- Setter, T.L., Greenway, H. et Kuo, J. 1982. Inhibition of cell division by high external NaCl concentrations in synchronized cultures of *Chlorella emersonii*. *Australian Journal of Plant Physiology*. 9: 170-196.
- Taraldsen, J.E., et T.J. Norberg-King. 1990. New method for determining effluent toxicity using Duckweed (*Lemna minor*). *Environmental Toxicology and Chemistry*. 9:761-767.
- Thornton, K.W., et J.R. Sauer. 1972. Physiological effects of NaCl on *Chironomus attenuatus* (Diptera: Chironomidae). *Annals of the Entomological Society of America* 65: 872-875.
- Trama, F.B. 1954. The acute toxicity of some common salts of sodium, potassium, and calcium to the common bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Proceedings of the Academy of Natural Sciences Philadelphia*. 196: 185.
- US EPA. 2010. Final report on acute and chronic toxicity of nitrate, nitrite, boron, manganese, fluoride, chloride and sulfate to several aquatic animal species. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Science and Technology, Health and Ecological Criteria Division, Region 5 Water Division. EPA-905-R-10-002. November 2010.
- Valenti, T.W., D.S. Cherry, R.J. Neves, B.A. Locke et J.J. Scherfeld. 2007. Case Study: Sensitivity of Mussel Glochidia and Regulatory Test Organisms to Mercury and a Reference Toxicant. In : *Freshwater Bivalve Ecotoxicology*. Farris, J.L., et J.H. Van Hassel (dir. de publ.). CRC Press. p. 351-367.
- Varsamos, S., C. Nebel et G. Charmantier. 2005. Ontogeny of osmoregulation in postembryonic fish: a review. *Comparative Biochemistry and Physiology. Part A: Molecular & Integrative Physiology* 141:401-429.
- Viertel, B. 1999. Salt tolerance of *Rana temporaria*: spawning site selection and survival during embryonic development (Amphibia, Anura). *Amphibia-Reptilia*. 20:161-171.
- Vosyliene, M.Z., P. Baltrenas et A. Kazlauskienė. 2006. Toxicity of Road Maintenance Salts to Rainbow Trout *Oncorhynchus mykiss*. *Ekologija* 2:15-20.
- Wang, N., et C.J. Ingersoll. 2010. Courriel à M. Nowierski daté du 20 décembre. Reference toxicity test data for NaCl and various aquatic invertebrates. United States Geological Survey.
- Wetzel, R.G. 1983. *Limnology*, 2<sup>e</sup> édition, Saunders College Publishing, Toronto.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology – Lake and river ecosystems*, 3<sup>e</sup> éd. London, San Diego: Academic Press. Ch. 13: 239-288.
- WHO (World Health Organization). 2003. Chlorine in Drinking-water : Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. World Health Organization.
- Williams, D.D., N.E. Williams et Y. Cao. 1999. Road salt contamination of groundwater in a major metropolitan area and development of a biological index to monitor its impact. *Water Research*. 34: 127- 138.
- Winter, J.G., A. Landre, D. Lembecke, E.M. O'Connor et J.D. Young. 2011. Increasing chloride concentrations in Lake Simcoe and its tributaries. *Water Quality Research Journal of Canada*. Sous presse.

**Comment citer ce document :**

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2011. Fiche d'information. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – chlorures. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg

Pour des questions de nature scientifique, veuillez  
communiquer avec :

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

Pour des copies supplémentaires, communiquez avec :

[www.ccme.ca](http://www.ccme.ca)

Also available in English

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 2011  
Extrait de la publication n 1300; ISBN 1-896997-36-8