



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

URANIUM

L'uranium (U; n° de registre CAS 7440-61-1) est l'élément le plus lourd (numéro atomique 92, masse atomique de 238,029 g/mol) que l'on retrouve à l'état naturel. Dans le tableau périodique, il fait partie de la série des actinides; il est radioactif et son noyau se désintègre en émettant une particule alpha (α) (deux neutrons et deux protons) (Harley 1996). Ce métal élémentaire présente une radioactivité relativement faible (0,67 μCi pour un échantillon de 1 gramme) (ATSDR, 1999), et n'est pas soluble dans l'eau. Son point d'ébullition est de 4 131 °C, son point de fusion, de 1 135 °C et sa densité, de 19,1 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$.

L'uranium élémentaire n'existe pas dans la nature, mais il constitue un composant important de quelque 155 minéraux, dont certains oxydes (y compris la pechblende et l'uraninite), des phosphates, des carbonates, des vanadates, des silicates, des arséniates et des molybdates (Clark et coll., 1997).

Usages : L'uranium extrait des mines est principalement utilisé comme combustible nucléaire. Au Canada, les installations de raffinage et de conversion d'uranium produisent l' UO_2 destiné au marché intérieur (le combustible des réacteurs canadiens deutérium-uranium) et l' UF_6 , la forme préférée pour les processus d'enrichissement, destiné au marché de l'exportation. L'enrichissement de l'uranium ne se fait pas au Canada.

L'uranium est utilisé en petites quantités par diverses industries, notamment celle des produits ménagers (ATSDR, 1999; Lide, 2002). On trouve du dioxyde d'uranium (UO_2) dans les filaments des ampoules à incandescence employées en photographie et dans les projecteurs de cinéma, et du nitrate d'uranium dans les bains de virage en photographie; le diuranate d'ammonium sert de colorant dans le verre et les glaçures, et le carbure d'uranium sert de catalyseur dans la production d'ammoniac synthétique; enfin, des composés d'uranium non déterminés servent de teintures et de colorants (industries du cuir et du bois) et de mordants (industries de la soie et du bois) (ATSDR, 1999; Lide, 2002). Par ailleurs, dans la production de rayons X haute énergie, l'uranium métallique est utilisé comme cible (ATSDR, 1999; Lide, 2002; Bleise et coll., 2003). Par le passé, l'uranium a été utilisé dans la

fabrication d'armes nucléaires (Whicker et Schultz, 1982). L'uranium est aussi présent comme contaminant dans les engrais phosphatés (ATSDR, 1999; Chou et Uthe, 1995; Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable, 2001).

Rejets dans l'environnement : Les rejets d'uranium dans l'environnement sont d'origine multiples. Parmi les sources anthropiques, on retrouve les mines et les usines de traitement de l'uranium, les installations de raffinage et de conversion d'uranium, et les émissions de cheminée. Les résidus déposés sur la terre sèche, s'ils ne sont pas recouverts d'une couche de protection propre, peuvent, à l'instar des émissions de cheminée, être emportés comme des particules de poussière, puis se déposer ou être lessivés par les précipitations jusque dans les eaux de surface. Les effluents traités provenant des usines de concentration d'uranium constituent une autre source possible de rejet, même si les effluents et les émissions de cheminée sont réglementés et étroitement surveillés. De l'uranium est également libéré dans l'atmosphère par les usines de raffinage et de conversion, tant sous forme soluble que non soluble. Les effluents de ces usines se déversent dans le milieu aquatique par la voie des réseaux d'eaux usées municipaux, mais ils n'ont pas été reconnus comme des sources d'uranium dans le milieu aquatique (Environnement Canada et Santé Canada, 2003).

Tableau 1. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – uranium ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) (total extractible, non filtré)

	Exposition de longue durée ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Exposition de courte durée ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
Eau douce	15	33
Eau de mer	AR	AR

AR = aucune recommandation

Comparativement aux autres pays, le Canada est riche en ressources d'uranium (Clark et coll., 1997). Plusieurs régions du Canada, notamment certaines zones de la Saskatchewan et de l'Ontario, recèlent de nombreux gisements de minerai à forte teneur naturelle en uranium qui ont été exploités dans le passé ou qui le sont encore aujourd'hui (Environnement Canada et Santé Canada, 2003; Giancola, 2003). En 2008, la production en

Saskatchewan s'est élevée à 9 001 tonnes (CAMECO Corporation, 2009; AREVA Resources Canada, 2009).

Concentrations ambiantes : La Commission géologique du Canada possède une base de données de 36 ans (1970-2006) sur les niveaux d'uranium (total, non filtré) présents dans les lacs et les cours d'eau au pays (Garrett, 2007). Puisque l'échantillonnage a principalement eu lieu dans des régions non touchées par des activités d'extraction, de traitement ou d'utilisation d'uranium, il est permis de penser que ces niveaux représentent les concentrations de fond naturelles d'uranium dans ces régions. Ces données indiquent que les plus fortes concentrations ($>10 \mu\text{g L}^{-1}$) dans les lacs se trouvent en Saskatchewan, au Manitoba, au Nunavut et en Ontario, là où abonde la roche uranifère (Garrett, 2007). Dans tout le Canada, c'est en Colombie-Britannique et au Yukon que les concentrations d'uranium sont les plus élevées dans les cours d'eau ($\geq 100 \mu\text{g L}^{-1}$). D'ailleurs, la roche provenant des régions étudiées est reconnue pour présenter une forte teneur en uranium (Garrett, 2007). Au Québec, les concentrations dans les échantillons prélevés dans les cours d'eau et analysés au moyen de techniques propres pour déterminer la présence de métaux solubles dans l'acide varient d'une valeur inférieure au seuil de détection ($<0,0009 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) à une valeur maximale de $3,3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Guay, 2009). Cependant, dans la majeure partie du Canada, les concentrations d'uranium détectées sont très faibles, soit, dans 75 % des cas, inférieures à environ $1 \mu\text{g L}^{-1}$, voire, dans de nombreux cas, inférieures à $0,05 \mu\text{g L}^{-1}$ ou en-deçà du seuil de détection (Garrett, 2007). Ces faibles concentrations sont probablement représentatives des concentrations naturelles d'uranium dans l'eau, dans les régions où l'on trouve peu de roche uranifère. Contrairement à la situation concernant l'eau douce, il existe très peu de données sur la teneur en uranium de l'eau de mer. Chen et coll. (1986) et Choppin et Stout (1989) font état de concentrations totales d'uranium (non filtré) de $3,1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans l'eau des océans Atlantique et Pacifique ou, lorsque les concentrations sont normalisées selon la salinité et exprimées strictement en poids, de $3,2 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Spéciation : L'uranium peut exister dans un plus grand nombre d'états d'oxydation que d'autres contaminants métalliques préoccupants (Clark et coll., 1997). Parmi les quatre états d'oxydation possibles de l'uranium, les états (IV) et (VI) sont généralement reconnus pour être les plus courants (Choppin et Stout, 1989; Clark et coll., 1997). Toutefois, selon Langmuir (1978), l'état (V) sous forme d' UO_2^+ peut aussi posséder une stabilité

thermodynamique appréciable en eau réduite avec un pH inférieur à 7. Dans des eaux naturelles oxygénées, l'uranium est surtout présent à l'état (VI) (oxydé), (Langmuir, 1978; Choppin et Stout, 1989). Les modèles de spéciation laissent prévoir d'importantes variations dans la spéciation de l'uranium total (Barata et coll., 1998; Markich et coll., 2000). Plusieurs études confirment que dans des conditions oxydantes, l'ion uranyle UO_2^{2+} , contrairement au U^{6+} , est l'« ion libre » dominant dans les systèmes aquatiques (Morse et Choppin, 1991; Barata et coll. 1998; Sylwester et coll., 2000). Quoique la spéciation de l'uranium dans l'eau soit complexe, les résultats de modélisation indiquent que, parmi les conditions propices à la formation de l'ion libre UO_2^{2+} , figurent un faible pH et de faibles concentrations de matières organiques naturelles et, probablement, un faible taux d'alcalinité (Markich et coll., 2000; Reithmuller et coll., 2001; Gilbin et coll., 2003).

Selon le modèle d'activité des ions libres (MAIL) (Campbell 1995), la toxicité des métaux dans les systèmes aquatiques est plus fortement corrélée avec la concentration d'ions libres qu'avec la concentration de métal total, bien qu'il existe des rapports faisant état d'exceptions à ce modèle. Selon Markich et coll. (2000), l'ion UO_2^{2+} et l'ion UO_2OH^+ sont tous deux d'importants prédictors de réactions toxiques sublétales pour une exposition de courte durée. Ensemble, ils comptent pour 97,5 % de la variabilité de la réaction toxique, tandis qu'individuellement, ces ions sont de mauvais prédictors de réactions toxiques. Ces résultats appuient l'hypothèse d'une exception au MAIL pour ce qui est de l'uranium. Selon d'autres conclusions relatives à la toxicité fondées sur la spéciation, l' UO_2^{2+} serait la forme chimique toxique, et sa concentration serait souvent retenue comme valeur cible pour indiquer la toxicité. À pH constant et en présence de trois ligands différents, le MAIL a prédit avec précision l'absorption de l'uranium sous forme d'ion libre, ce qui laisse penser que les complexes d'uranium ne sont pas biodisponibles dans ces conditions (Fortin et coll., 2004). La spéciation de l'uranium aux conditions données (dureté, pH, température, etc.) est un meilleur indicateur de la toxicité que la concentration nominale et la forme de l'uranium ajouté à l'eau (Barata et coll., 1998; Franklin et coll., 2000; Markich et coll., 2000; Charles et coll., 2002).

Devenir, comportement et répartition : L'uranium a tendance à se répartir dans les sédiments (ATSDR, 1999), comme le montrent les valeurs élevées du

coefficient de partition (K_d), compris entre 0,36 et $3,2 \times 10^3 \text{ L}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Swanson, 1985). Les sédiments possèdent une capacité d'échange cationique qui permet une fixation en surface (adsorption réversible d'éléments traces aux sites d'échange (Manahan, 1994). L'adsorption maximale d' UO_2^{2+} sur les surfaces minérales survient à un pH quasi neutre, sans égard au type de minéral (Sylwester et coll. 2000).

La première voie d'exposition à l'uranium chez les organismes aquatiques est probablement l'eau et non la nourriture (Ahsanullah et Williams, 1989). L'ingestion de sédiments constitue une voie possible d'exposition, bien qu'elle soit vraisemblablement minime.

Les études portant sur le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), le ménomini rond (*Prosopium cylindraceum*), la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), le touladi (*Salvelinus namaycush*) et le grand brochet (*Exos lucius*) indiquent que les concentrations d'uranium provenant de la nourriture (détectées dans les intestins des poissons) sont généralement plus élevées que celles décelées dans les tissus, ce qui laisse penser à une répartition de l'accumulation d'uranium dans le poisson (Poston, 1982; Waite et coll., 1988; Waite et coll., 1990; Clulow et coll., 1998; Cooley et Klaverkamp, 2000). Pour ce qui est des tissus comme tels, l'uranium tend à s'accumuler dans les tissus minéralisés, comme les os et les écailles et, dans une moindre mesure, dans les reins (Waite et coll., 1990; Cooley et Klaverkamp, 2000). Dans certaines conditions d'exposition, de fortes concentrations d'uranium peuvent s'accumuler dans les gonades (Cooley et Klaverkamp, 2000).

Les bivalves *Corbicula fluminea* ont accumulé plus d'uranium dans leurs branchies et leur bosse viscérale que dans leur pied (Labrot et coll., 1999). À de fortes concentrations de 482 et $1\,477 \mu\text{g L}^{-1}$, les branchies agissaient comme sites d'accumulation, tandis qu'à des concentrations plus faibles, c'est la bosse viscérale qui devenait le site d'accumulation (Simon et Garnier-Laplace, 2004). Simon et Garnier-Laplace, (2005) ont découvert plus tard que chez les écrevisses américaines (*Orconectes limosus*), l'uranium s'était surtout accumulé dans l'estomac et plus particulièrement dans la glande digestive.

Comme il a déjà été mentionné, l'uranium a la capacité de s'accumuler dans les organismes aquatiques, bien qu'il ne se bioamplifie pas, probablement parce qu'il est mal assimilé (Swanson, 1985; Environnement Canada et Santé Canada, 2003; Simon et Garnier-Laplace, 2005).

En effet, les taux de transfert trophique de l'uranium se sont révélés faibles (de 1 à 13 %), semblables à ceux du cadmium (Simon et Garnier-Laplace 2005). Les organismes situés aux niveaux inférieurs de la chaîne alimentaire présentent généralement des teneurs plus élevées en uranium que les organismes des niveaux trophiques supérieurs (Environnement Canada et Santé Canada, 2003). Les présentes recommandations ne tiennent pas compte de la bioaccumulation.

Facteurs modifiant la toxicité : La chimie de l'uranium en milieu aqueux est très complexe, et les formes et les concentrations des diverses espèces d'uranium sont fortement influencées par les caractéristiques de l'eau, telles que le pH, la température et la dureté. Selon certaines études, la toxicité de l'uranium différerait selon l'espèce, mais les renseignements disponibles à ce jour ne permettent pas d'évaluer l'influence de ces facteurs. Par conséquent, ces facteurs n'ont pas été pris en considération lors de l'élaboration des recommandations.

Toxicité : D'après certaines études fiables, en eau douce, les concentrations d'uranium présentant des effets toxiques graves suite à une exposition de courte durée (CL_{50} de 24 à 96 heures) se situent entre $1\,670$ et $59\,000 \mu\text{g L}^{-1}$ pour les poissons, et entre 60 et $74\,340 \mu\text{g L}^{-1}$, pour les invertébrés. Des valeurs de CL_{50} à 96 heures sont publiées dans la littérature portant sur la toxicité de l'uranium pour un large éventail d'espèces de poissons. Une étude portant sur trois espèces de poissons, soit le cyprinidé (*Ptychocheilus lucius*), le catostome (*Xyrauchen texanus*) et le cyprin épineux (*Gila elegans*) n'a révélé aucune différence dans la toxicité CL_{50-96} heures de l'uranium, lorsque celle-ci était mesurée à trois étapes du cycle de vie : le stade alevin nageant et deux tailles de juvéniles. Chez l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), on a noté une variation de la CL_{50-96} heures en fonction de la dureté de l'eau (Parkhurst et coll., 1984).

L'uranium peut avoir une grande variété d'effets sur les invertébrés; qu'il suffise de mentionner la fermeture des valves chez les bivalves, des effets sur la fonction reproductrice et la mortalité. On a observé chez le *Ceriodaphnia dubia* des CL_{50-48} heures de 60 à $89 \mu\text{g/L}$ (Pickett et coll., 1993), ce qui en fait l'espèce la plus sensible actuellement étudiée.

En eau douce, les concentrations d'uranium ayant un effet nul pour une exposition de longue durée (≥ 7 j pour les poissons et les invertébrés, ≥ 24 heures pour les algues et les plantes aquatiques) variaient de 260 à $14\,300 \mu\text{g L}^{-1}$ chez les poissons, de $1,5$ à $2\,250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

chez les invertébrés et de 5,4 à 3 400 µg·L⁻¹ chez les algues et les plantes aquatiques (Liber et coll., 2004b; Vizon SciTech Inc., 2004; Burnett et Liber, 2006).

Les essais de toxicité pour une exposition de longue durée chez les poissons sont relativement nombreux. Chez les espèces de poissons les plus sensibles, les embryons de ménés tête-de-boule (*Pimephales promelas*) exposés à l'uranium pendant 7 jours ont des CL₁₀ de 760 à 1 300 µg L⁻¹, selon la dureté de l'eau (Vizon SciTec Inc., 2004). Les mêmes études ont révélé, chez les têtes-de-boule, des CI₂₅ pour la croissance comprises entre 1 300 et > 2 000 µg L⁻¹ (Vizon SciTec Inc., 2004). Les embryons et les alevins des truites arc-en-ciel présentaient une plus grande sensibilité, avec des CL₁₀ de 260 µg L⁻¹ après 31 jours d'exposition (Vizon SciTec Inc., 2004).

Parmi les invertébrés les plus sensibles, *Hyaella azteca* a affiché une CL₅₀ de 21 µg L⁻¹ en eau douce après 7 jours d'exposition (Borgmann et coll., 2005). Dans une eau de dureté variant de 61 à 238 mg de CaCO₃ ·L⁻¹, les CL₁₀ pour *H. azteca* allaient de 55 à 88 µg·L⁻¹. (Vizon SciTec Inc., 2004).

Selon un examen de la littérature sur les plantes aquatiques, la lentille d'eau (*Lemna minor*) présentait des CI₁₀ de 3 100 et de 3 400 µg L⁻¹ pour le poids sec et le nombre de frondes, respectivement. Les algues vertes (*Pseudokirchneriella subcapitata*) affichaient des valeurs de CI₁₀ pour la croissance dans la plage de 5,4 à 120 µg L⁻¹ (Vizon SciTech Inc., 2004).

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux : Les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE) relatives à l'uranium en vue de la protection de la vie aquatique dulcicole, pour des expositions de courte et de longue durée, ont été élaborées selon le protocole du CCME (2007), par la méthode statistique (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 définies d'exposition (24 à 96 heures). Ces recommandations donnent une indication du seuil d'effet léthal pour les organismes aquatiques. Elles indiquent les effets que sont susceptibles de produire des situations graves, mais transitoires (p. ex., déversements accidentels dans le milieu aquatique et rejets peu fréquents de substances non persistantes). Donc, les recommandations pour les

expositions de courte durée *ne protègent pas* les organismes aquatiques.

Les exigences minimales en matière de données pour les recommandations de type A ont été satisfaites et, au total, 11 données (uniquement des valeurs CL₅₀) ont été utilisées pour l'élaboration de la recommandation (tableau 2). Chaque espèce pour laquelle on disposait de données sur les effets toxiques des expositions de courte durée a été classée selon 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 d'effet toxique les plus critiques.

Tableau 2. Paramètres d'effet utilisés pour définir la RCQE pour une exposition de courte durée à l'uranium

Espèce	Paramètre d'effet	Concentration (µg·L ⁻¹)	Référence
Poissons			
<i>L. macrochirus</i>	CL ₅₀ 96 h	1 670	Trapp (1986)
<i>P. promelas</i>	CL ₅₀ 96 h	2 000*	Vizon Scitech Inc (2004)
<i>O. mykiss</i>	CL ₅₀ 96 h	4 000*	Davies (1980); Vizon Scitech Inc (2004)
<i>S. fontinalis</i>	CL ₅₀ 96 h	6 600*	Davies (1980); Parkhurst et coll. (1984)
<i>C. latipinnis</i>	CL ₅₀ 24 h	43 500	Hamilton et Buhl (1997)
<i>G. elegans</i>	CL ₅₀ 96 h	46 000	Hamilton (1995)
<i>P. lucius</i>	CL ₅₀ 96 h	46 000	Hamilton (1995)
<i>X. texanus</i>	CL ₅₀ 96 h	46 000	Hamilton (1995)
Invertébrés			
<i>C. dubia</i>	CL ₅₀ 48 h	72*	Pickett et coll. (1993)
<i>D. pulex</i>	CL ₅₀ 48 h	220	Trapp (1986)
<i>D. magna</i>	CL ₅₀ 48 h	6 400*	Barata et coll. (1998); Poston et coll. (1984)

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

Parmi les dix modèles utilisés, c'est le modèle Gompertz qui s'est révélé le mieux adapté aux données (figure 1). L'équation du modèle de Gompertz se lit comme suit :

$$y = 1 - e^{-e^{\frac{(x-4,15)}{0,88}}}$$

où x est le log (concentration) et y représente la proportion des espèces touchées.

Les statistiques sommaires de la DSE pour une exposition de courte durée sont présentées au tableau 3. La concentration de $33 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ se situe hors de la plage des données (auxquelles le modèle a été ajusté). Par conséquent, le 5^e percentile et ses limites de confiance inférieure (LCI) et supérieure (LCS) sont des extrapolations.

Tableau 3. RCQE pour une exposition de courte durée à l'uranium, obtenue selon la méthode DSE

	Concentration
5 ^e centile de la DSE	$33 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
5 ^e centile de la DSE, 90 % LCI (5 %)	$9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
5 ^e centile de la DSE, 90 % LCS (95 %)	$130 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

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 marine ou dulcicole sensible durant les événements transitoires est de $33 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

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 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, ≥ 24 heures pour les algues et les plantes aquatiques).

Les exigences minimales en matière de données pour les recommandations de type A ont été satisfaites et, au total, 13 données pour 13 espèces ont été utilisées pour l'élaboration de la recommandation (tableau 4). Chaque espèce pour laquelle on disposait de données de toxicité pour une exposition de longue durée a été classée selon sa sensibilité, et sa position centrale dans la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) a été déterminée 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 d'effet toxique les plus critiques.

Le modèle log s'est révélé le mieux adapté aux données (figure 2). L'équation du modèle log ajusté se lit comme suit :

$$y = \frac{1}{1 + e\left(-\frac{x - 2,78}{0,548}\right)}$$

où x est le log (concentration) et y représente la proportion des espèces touchées.

Tableau 4. Paramètres d'effet utilisés dans la DSE pour définir la RCQE pour une exposition de longue durée à l'uranium

Espèce	Paramètre d'effet	Concentration ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Référence
Poissons			
<i>O. mykiss</i>	CE ₁₀ 30 j ‡ (embryons non viables)	350*	Vizon Scitech Inc (2004)
<i>P. promelas</i>	CL ₁₀ 7 j ‡ (survie)	1 040*	Vizon Scitech Inc (2004)
<i>E. luis</i>	CL ₁₀ 7 j (survie)	2 550	Liber et coll. (2005)
<i>S. namaycush</i>	CMAT 141 j § (survie)	13 400	Liber et coll. (2004a)
<i>C. commersoni</i>	CMAT 30 j § (croissance)	14 300	Liber et coll. (2004b)
Invertébrés			
<i>H. azteca</i>	CE ₁₀ 28 j ‡ (croissance)	12	Liber et coll. (2007)
<i>C. dubia</i>	CI ₁₀ 7 (±1) j ‡ (reproduction)	73*	Liber et coll. (2007); Vizon Scitech Inc (2004)
<i>S. serrulatus</i>	CE ₁₀ 7 j (reproduction)	480	Liber et coll. (2007)
<i>D. magna</i>	CE ₁₀ 21 j ‡ (reproduction)	530*	Liber et coll. (2007); Poston et coll. (1984)
<i>C. tentans</i>	CE ₁₀ 28 j ‡ (croissance)	930	Liber et coll. (2007)
Algues et plantes aquatiques			
<i>P. subcapitata</i>	CI ₁₀ 72 h ‡ (croissance)	40*	Vizon Scitech Inc (2004)
<i>L. minor</i>	CI ₁₀ 7 j ‡ (poids sec)	3 100	Liber et coll. (2007)
<i>C. erosa</i>	CI ₁₀ 6 j ‡ (croissance)	172	Vizon Scitech Inc (2004)

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

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

‡ Le paramètre d'effet est calculé à partir des données brutes de l'étude originale.

Les statistiques sommaires de la DSE pour une exposition de longue durée sont présentées au tableau 5. La concentration de $15 \mu\text{g L}^{-1}$ se situe hors de la plage des données (auxquelles le modèle a été ajusté). Par conséquent, le 5^e centile et ses limites de confiance (LC) sont des extrapolations.

Tableau 5. RCQE pour une exposition de longue durée à l'uranium obtenue selon la méthode DSE

	Concentration
5 ^e centile de la DSE	$15 \mu\text{g L}^{-1}$
5 ^e centile de la DSE, 90 % LCI (5 %)	$8,5 \mu\text{g L}^{-1}$
5 ^e centile de la DSE, 90 % LCS (95 %)	$25 \mu\text{g L}^{-1}$

Par conséquent, la valeur de la RCQE pour la protection de la vie aquatique pour une exposition de longue durée dans l'eau douce à l'uranium est de $15 \mu\text{g L}^{-1}$.

Recommandation pour la qualité de l'eau de mer : Les données étaient insuffisantes pour pouvoir élaborer une recommandation pour la qualité de l'eau de mer en vue de protéger la vie marine exposée à l'uranium, conformément au protocole (CCME, 2007).

Une seule étude sur la toxicité de l'uranium pour les organismes marins a été trouvée. La fréquence

respiratoire de l'amphipode marin *Allorchestes compressa* diminuait d'environ 41 % lorsque celui-ci était exposé à une concentration de $100 \mu\text{g L}^{-1}$ d'uranium (Ahsanullah et Williams, 1986).

Mise en œuvre et autres considérations : La recommandation ci-dessus concerne uniquement la toxicité chimique de l'uranium et ne tient pas compte de sa radiotoxicité. L'uranium ayant un faible pouvoir de pénétration et un faible taux d'émission, sa radiotoxicité est considérée comme minime (Environnement Canada et Santé Canada, 2003).

La concentration de fond naturelle de l'uranium varie grandement en fonction du site. De fortes concentrations naturelles donnent lieu à des communautés écologiques particulières, localement adaptées, susceptibles d'avoir des réactions différentes de celles de communautés non adaptées aux rejets anthropiques d'uranium. Ce facteur ne peut être pris en compte pour élaborer une recommandation destinée à l'ensemble du pays. Par conséquent, dans certaines situations, comme lorsque la valeur recommandée à l'échelle nationale est inférieure à la concentration de fond naturelle, il peut s'avérer nécessaire ou avantageux d'élaborer une recommandation (ou un objectif) propre au site.

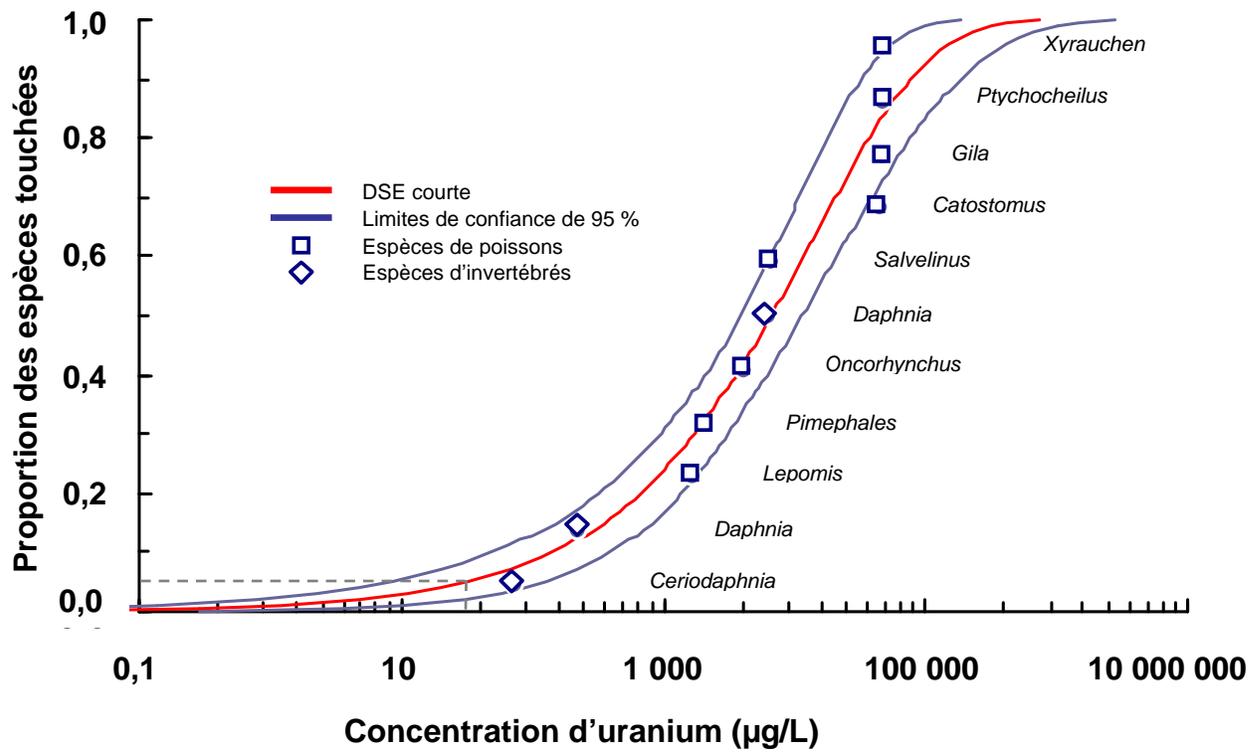


Figure 1. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour une exposition de courte durée représentant la toxicité de l'uranium dans l'eau douce, soit les valeurs de CL₅₀ acceptables pour une exposition de courte durée de onze espèces aquatiques en fonction de la proportion d'espèces touchées.

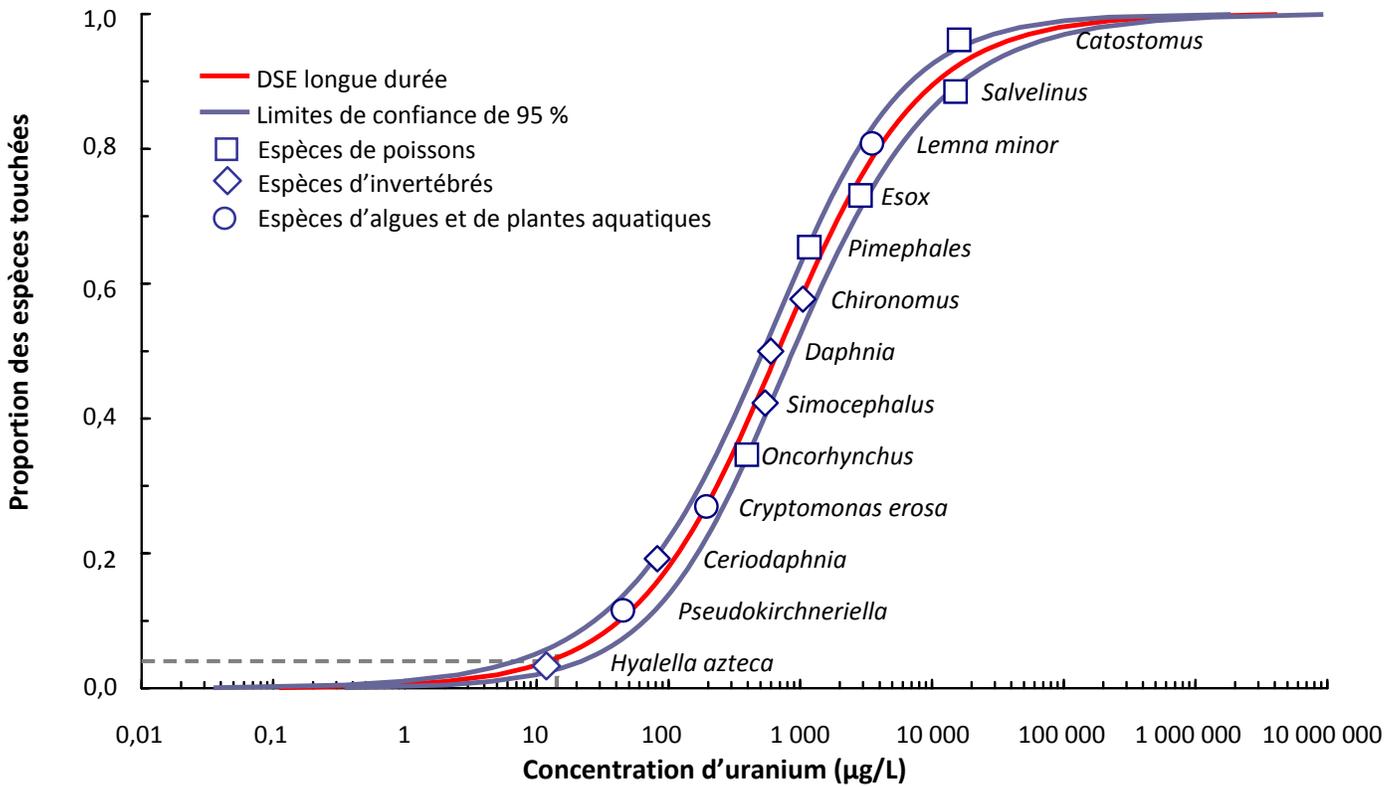


Figure 2. Distribution de la sensibilité des espèces (DES) pour une exposition de longue durée représentant la toxicité de l'uranium dans l'eau douce, soit les valeurs sans effet, acceptables, pour une exposition de longue durée de treize espèces aquatiques par rapport à la proportion d'espèces touchées.

Bibliographie

- Ahsanullah, M. and A.R. Williams. 1986. Effect of uranium on growth and reproduction of the marine amphipod *Allorchestes compressa*. Mar. Biol. 93:459-464.
- Ahsanullah, M. and A.R. Williams. 1989. Kinetics of uranium uptake by the crab *Pachygrapsus laevis* and the zebra winkle *Austrocochlea constricta*. Mar. Biol. 101:323-327.
- AREVA Resources Canada. 2009. Uranium in Saskatchewan - Production in 2008. URL www.avevaresources.ca/library/fact_sheets/uranium_in_sask_01/production.php.
- ATSDR. 1999. Toxicology profile for uranium. U.S. Department of Health and Human Services Atlanta, GA.
- Barata, C., D.J. Baird, and S.J. Markich. 1998. Influence of genetic and environmental factors on the tolerance of *Daphnia magna* to essential and non-essential metals. Aquat. Toxicol. 42:115-137.
- Bleise, A., P.R. Danesi, and W. Burkart. 2003. Properties, use and health effects of depleted uranium (DU): a general overview. J. Environ. Radioactiv. 64:93-112.
- Borgmann, U., Y. Couillard, P. Doyle, and D.G. Dixon. 2005. Toxicity of sixty-three metals and metalloids to *Hyalella azteca* at two levels of water hardness. Environmental Toxicology and Chemistry 24(3): 641-652.
- Burnett, C. and K. Liber. 2006. Can *Chironomus tentans* develop tolerance to uranium exposures over several generations? Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) North America 27th Annual Meeting Montreal, QC.
- CAMECO Corporation. 2009. Uranium in Saskatchewan - Production in 2008. URL www.cameco.com/uranium_101/uranium_sask/production/.
- Campbell, P.G.C. 1995. Interactions between trace metals and aquatic organisms: a critique of the free-ion activity model. In: Metal speciation and bioavailability in aquatic systems, dir. A. Tessier and D. R. Turner, pp. 45-102. John Wiley & Sons Chichester.
- CCME. 2007. Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life, 2007. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Manitoba.
- Charles, A.M., S.J. Markich, J.L. Stauber, and L.F. De Filippis. 2002. The effect of water hardness on the toxicity of uranium to a tropical freshwater alga (*Chlorella* sp.). Aquat. Toxicol. 60:61-73.
- Chassard-Bouchaud, C. 1996. Analytical microscopy and environment. Current developments using bioindicators of pollution by stable and radioactive elements. Cell Mol. Biol. 42(3): 361-383.
- Chen, J.H., R.L. Edwards, and G.J. Wasserburg. 1986. ²³⁸U, ²³⁴U and ²³²Th in seawater. Earth Planet. Sc. Lett. 80:241-251.
- Choppin, G.R. and B.E. Stout. 1989. Actinide behavior in natural waters. Sci. Total Environ. 83:203-216.
- Chou, C.L. and J.F. Uthe. 1995. Thallium, uranium, and ²³⁵U/²³⁸U ratios in the digestive gland of american lobster (*Homarus americanus*) from an industrialized harbour. B. Environ. Contam. Toxicol. 54:1-7.
- Clark, D.L., D.W. Keogh, M.P. Neu, and W. Runde. 1997. Uranium and uranium compounds. In: Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology, eds. J. I. Kroschwitz and M. Howe-Grant, pp. 638-694. John Wiley & Sons New York.
- Clulow, F.V., N.K. Davé, T.P. Lim, and R. Avadhanula. 1998. Radionuclides (lead-210, polonium-210, thorium-230, and -232) and thorium and uranium in water, sediments, and fish from lakes near the city of Elliot Lake, Ontario, Canada. Environ. Pollut. 99:199-213.
- COGEMA Resources Inc. 2004. Uranium production in Saskatchewan in 2003. Communication Internet
- Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable. 2001. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Documentation à l'appui - Uranium.
- Cooley, H.M. and J.F. Klaverkamp. 2000. Accumulation and distribution of dietary uranium in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*). Aquat. Toxicol. 48:477-494.
- Davies, P. H. 1980. Acute toxicity of uranium to brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in soft water. Fort Collins, CO, Colorado Division of Wildlife. F-33-R-15.
- Environnement Canada et Santé Canada. 2006. Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation. Rejets de radionucléides des installations nucléaires (effets sur les espèces autres que l'être humain) Gouvernement du Canada (Environnement Canada).
- Fortin, C., L. Dutel, and J. Garnier-Laplace. 2004. Uranium complexation and uptake by green alga in relation to chemical speciation: the importance of the free uranyl ion. Environ. Toxicol. Chem. 23:974-981.
- Fournier, E., D. Tran, F. Denison, J. Massabuau, and J. Garnier-Laplace. 2004. Valve closure response to uranium exposure for a freshwater bivalve (*Corbicula fluminea*): quantification of the influence of pH. Environmental Toxicology and Chemistry 23(5): 1108-1114.
- Franklin, N.M., J.L. Stauber, S.J. Markich, and R.P. Lim. 2000. pH-dependent toxicity of copper and uranium to a tropical freshwater alga (*Chlorella* sp.). Aquat. Toxicol. 48:275-289.
- Garrett, R.G. 2007. Geological Survey of Canada, Natural Resources Canada. Uranium in Canadian Fresh Waters. Communication personnelle
- Giancola, D. 2003. Canadian Mines Handbook. Business Information Group, Hollinger Canadian Newspapers L.P. Don Mills, Ontario.
- Gilbin, R., C. Fortin, C. Pradines, M. Floriani, S. Sabatier, C. Adam, and J. Garnier-Laplace. 2003. Uranium chronic toxicity for a green alga: Bioavailability, cellular distribution and relevant toxicity endpoints. Poster presentation at the 13th Conference of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry Europe. 27 avril au 1^{er} mai 2003. Hambourg, Allemagne.
- Guay, I. 2009. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Québec. Communication personnelle.
- Harley, N.H. 1996. Toxic effects of radiation and radioactive materials. In: Casarett and Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons, ed. C. D. Klaassen, pp. 773-800. McGraw-Hill New York.
- Hamilton, S. J. 1995. Hazard assessment of inorganics to three endangered fish in the Green River, Utah. Ecotoxicology and Environmental Safety 30: 134-142.
- Hamilton, S. J. and Buhl, K. J. 1997. Hazard evaluation of inorganics, singly and in mixtures, to flannelmouth sucker *Catostomus latipinnis* in the San Juan River, New Mexico. Ecotoxicology and Environmental Safety 38: 296-308.
- Labrot, F., J.F. Narbonne, P. Ville, M. Saint Denis, and D. Ribera. 1999. Acute toxicity, toxicokinetics, and tissue target of lead and uranium in the clam *Corbicula fluminea* and the worm *Eisenia fetida*: Comparison with the fish *Brachydanio rerio*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 36:167-178.
- Langmuir, D. 1978. Uranium solution-mineral equilibria at low temperatures with application to sedimentary ore deposits. Geochim. Cosmochim. Ac. 42:547-569.
- Liber, K., Stoughton, S., and Janz, D. 2004a. Uranium toxicity testing using early life stage lake trout (*Salvelinus namaycush*). Saskatoon, SK, submitted to Saskatchewan Environment, Shield EcoRegion, Uranium Mining Unit, final report RW&SQO-P001.

- Liber, K., Stoughton, S., and Rosaasen, A. 2004b. Chronic uranium toxicity to white sucker fry (*Catostomus commersoni*). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 73: 1065-1071.
- Liber, K., Stoughton, S., and Janz, D. 2005. Uranium toxicity to early life stage northern pike (*Esox lucius*). Saskatoon, SK, submitted to Saskatchewan Environment, Environmental Protection Branch, final report RW&SQO-P002.
- Liber, K., deRosemond, S., and Budnick, K. 2007. Uranium toxicity to regionally-representative algae and invertebrate species. Saskatoon, SK, submitted to AREVA Resources Inc. and Cameco Corporation, final report.
- Lide, D.R. 2002. CRC Handbook of Chemistry and Physics. CRC Press. Boca Raton.
- Manahan, S.E. 1994. Environmental Chemistry. Lewis Publishers. Boca Raton.
- Markich, S.J., P.L. Brown, R.A. Jeffrey, and R.P. Lim. 2000. Valve movement responses of *Velesunio angasi* (Bivalvia: Hyriidae) to manganese and uranium: An exception to the free ion activity model. Aquat. Toxicol. 51:155-175.
- Morse, J.W. and G.R. Choppin. 1991. The chemistry of transuranic elements in natural waters. Rev. Aquat. Sci. 4:1-22.
- Parkhurst, B.R., R.G. Elder, J.S. Meyer, D.A. Sanchez, R.W. Pennak, and W.T. Waller. 1984. An environmental hazard evaluation of uranium in a rocky mountain stream. Environ. Toxicol. Chem. 3:113-124.
- Pickett, J.B., W.L. Specht, and J.L. Keyes. 1993. Acute and chronic toxicity of uranium compounds to Ceriodaphnia -Daphnia dubia. Savannah River, Aiken, South Carolina, Westinghouse Savannah River Co. WSRC-RP-92-995.
- Poston, T.M. 1982. Observations on the bioaccumulation potential of thorium and uranium in Rainbow trout (*Salmo gairdneri*). B. Environ. Contam. Toxicol. 28:682-690.
- Poston, T. M., Hanf, R. W., and Simmons, M. A. 1984. Toxicity of uranium to *Daphnia magna*. Water, Air and Soil Pollution 22: 289-298.
- Riethmuller, N., S.J. Markich, R.A. Van Dam, and D. Parry. 2001. Effects of water hardness and alkalinity on the toxicity of uranium to a tropical freshwater hydra (*Hydra viridissima*). Biomarkers 6: 45-51.
- Simon, O. and J. Garnier-Laplace. 2004. Kinetic analysis of uranium accumulation in the bivalve *Corbicula fluminea*: effect of pH and direct exposure levels. Aquat. Toxicol. 68:95-108.
- Simon, O. and J. Garnier-Laplace. 2005. Laboratory and field assessment of uranium trophic transfer efficiency in the crayfish *Orconectes limosus* fed the bivalve *C. fluminea*. Aquat. Toxicol. 74:372-383.
- Swanson, S.M. 1985. Food-chain transfer of U-series radionuclides in a northern Saskatchewan aquatic system. Health Phys. 49:747-770.
- Sylwester, E.R., E.A. Hudson, and P.G. Allen. 2000. The structure of uranium (VI) sorption complexes on silica, alumina, and montmorillonite. Geochim. Cosmochim. Ac. 64:2431-2438.
- Trapp, K. E. 1986. Acute toxicity of uranium to waterfleas (*Daphnia pulex*) and Bluegill (*Lepomis macrochirus*). Aiken, South Carolina, Environmental & Chemical Sciences, Inc. Report ECS-SR-30.
- Vizon SciTec Inc. 2004. Final report on the toxicity investigation of uranium to aquatic organisms. CNSC Project No.: R205.1.
- Waite, D.T., S.R. Joshi, and H. Sommerstad. 1988. The effect of uranium mine tailings on radionuclide concentrations in Langley Bay, Saskatchewan, Canada. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 17:373-380.
- Waite, D.T., S.R. Joshi, H. Sommerstad, G. Wobeser, and A.A. Gajadhar. 1990. A toxicological examination of whitefish (*Coregonus clupeaformis*) and Northern Pike (*Esox lucius*) exposed to uranium mine tailings. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 19:578-582.
- Whicker, F.W. and V.S. Schultz. 1982. Radioecology: Nuclear Energy and the Environment. Volume 1. CRC Press.

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 – uranium. 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
Internet : <http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe>

Pour des copies supplémentaires, communiquez avec :

www.ccme.ca

Also available in English