



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

# L'ION NITRATE

L'ion nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), dont le numéro de registre CAS est le 14797-55-8, et la masse atomique  $62,0049 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$ , est la forme d'azote (N) la plus oxydée que l'on retrouve dans l'environnement, son état d'oxydation étant de +5 (NRC, 1978). L'ion nitrate est la base conjuguée de l'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ ), un acide fort qui est complètement dissocié en solution (NRC, 1978). Les nitrates de tous les métaux communs (p. ex.,  $\text{NaNO}_3$ ,  $\text{KNO}_3$ ,  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  et  $\text{AgNO}_3$ ) sont très solubles dans l'eau, et l'ion nitrate qui se forme ne réagit pas chimiquement avec les ions métalliques présents en solution puisqu'il a peu tendance à former des complexes de coordination (NRC, 1978).

Les unités utilisées pour rapporter les concentrations de nitrates varient considérablement dans les publications. À l'exception des Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux présentées au tableau 2, toutes les concentrations rapportées dans le présent document sont formulées pour l'ion nitrate (exprimées en  $\text{mg de NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ ). Les facteurs de conversion pour certaines des unités les plus fréquemment mentionnées dans les publications figurent au tableau 1.

**Tableau 1.** Facteurs de conversion en  $\text{mg de NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ .

Unité de base	Facteur
$\text{mg de NO}_3^- \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$	4,43
$\text{mg de NaNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$	0,73
$\text{mg de KNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$	0,61
$\text{mg de NH}_4\text{NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$	0,78
$\text{éq.} \cdot \text{L}^{-1}$ , M, N, ou $\text{g-at.} \cdot \text{L}^{-1}$ *	$62,005 \times 10^3$
ppm de $\text{NO}_3^-$	1
ppb de $\text{NO}_3^-$	$10^{-3}$

\* nota : le facteur de conversion est le même pour ces unités, qu'elles soient exprimées sous forme de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{N}$  ou de  $\text{NO}_3^-$ .

**Rejets dans l'environnement :** Les principales sources naturelles de nitrates dans les eaux de surface sont les dépôts humides et secs de  $\text{HNO}_3$  ou de  $\text{NO}_3^-$ , dont la formation fait partie du cycle de l'azote dans l'atmosphère. On estime que, au Canada, les dépôts atmosphériques d'azote inorganique dissous ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$ ) contribuent au rejet de 182 kt de N par an dans les eaux de surface (Chambers *et al.*, 2001). Il faut toutefois noter qu'une partie de cet azote atmosphérique peut être d'origine humaine. Il existe d'autres sources naturelles de nitrates : les roches ignées et l'activité volcanique, la minéralisation de l'azote organique présent naturellement dans le sol et l'oxydation complète des débris végétaux et animaux (Nordin et

Pommen, 1986). Ce dernier processus de nitrification est la principale source de nitrates en milieu terrestre et aquatique (NRC, 1978).

Les rejets anthropiques d'azote proviennent de sources ponctuelles, comme les eaux usées municipales et industrielles et les eaux d'exhaure résultant de l'activité minière (utilisation d'explosifs), ainsi que de sources diffuses, comme les eaux de ruissellement agricoles, les eaux usées des parcs d'engraissement, les champs d'épuration, le ruissellement urbain, les engrais à pelouse, le lixiviat des décharges, l'oxyde nitrique et le dioxyde d'azote présents dans les gaz d'échappement des véhicules et le débordement des égouts pluviaux (NRC, 1972; NRC, 1978). Les formes d'azote

**Tableau 2.** Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE) : protection de la vie aquatique<sup>‡</sup> l'ion nitrate ( $\text{mg de NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ ).

	Exposition de longue durée <sup>c</sup>	Exposition de courte durée <sup>d</sup>
	$13 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$	$550 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$
<b>Eau douce<sup>a</sup></b>	$3.0 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$	$124 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$
	$200 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$	$1\,500 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$
<b>Eau de mer<sup>b</sup></b>	$45 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$	$339 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$

<sup>‡</sup> Protection contre les effets toxiques directs; les recommandations ne tiennent pas compte des effets indirects dus à l'eutrophisation.

a = valeur dérivée d'après des essais de toxicité avec du  $\text{NaNO}_3$ .

b = valeur dérivée d'après des essais de toxicité avec du  $\text{NaNO}_3$  et du  $\text{KNO}_3$ .

c = valeur dérivée essentiellement d'après des données sur les concentrations sans effet et sur les concentrations associées à de faibles effets, destinée à protéger la structure et le fonctionnement de l'écosystème aquatique contre les effets néfastes associés à des périodes d'exposition indéfinies (c'est-à-dire conformément au principe directeur défini dans CCME (2007)).

d = valeur dérivée d'après des données sur les effets graves (comme la létalité), non destinée à protéger tous les éléments de la structure et du fonctionnement de l'écosystème aquatique, mais plutôt à protéger la plupart des espèces contre les effets létaux associés à des expositions graves, mais transitoires (p. ex., application ou élimination inappropriées de la substance concernée).

organique (provenant de matières vivantes, par exemple des protéines, des acides aminés et de l'urée) subissent une ammonification et finissent par être transformées en ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) ou en ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) par divers microorganismes. Toutes les formes d'azote inorganique rejetées dans les eaux de surface peuvent se transformer en nitrates.

D'après l'Inventaire national des rejets de polluants pour 2008, les rejets déclarés au Canada de nitrates dans l'air, les eaux de surface et les eaux souterraines provenant de sources ponctuelles étaient de 62,8 kt de  $\text{NO}_3^-$ , tandis que 4,4 kt de  $\text{NO}_3^-$  avaient été acheminées hors site en vue de leur élimination (Environnement Canada, 2010). Il n'existe pas de données nationales complètes sur les rejets de nitrates ou d'azote total dus aux sources diffuses (Chambers *et al.*, 2001), mais il est probable que ces rejets soient supérieurs à ceux des sources ponctuelles. Aux États-Unis, on estime que les rejets de N en provenance de sources diffuses dans les eaux réceptrices (9 108 kt par an) sont de beaucoup supérieurs à ceux des sources ponctuelles (561 kt par an) (van der Leeden *et al.*, 1990).

Les nitrates métalliques comme le nitrate de potassium, de calcium, d'argent et de sodium, sont utilisés dans diverses applications industrielles : agents oxydants dans les explosifs, allumettes et pièces pyrotechniques, photographie, fabrication du verre, gravure, colorants pour les textiles, transformation des aliments (agents de préservation de la viande) et matière première utilisée dans la fabrication de l'acide nitrique (Nordin et Pommen, 1986; OMS, 1996). Il existe également d'autres procédés industriels dont les flux de déchets contiennent des nitrates en fortes concentrations : la fabrication d'engrais, la fabrication de composés aromatiques azotés, la synthèse des composés organiques azotés faisant partie des produits pharmaceutiques et les effluents du traitement des combustibles nucléaires (Pinar *et al.*, 1997).

En raison de pratiques culturales intensives, la demande d'azote a constamment augmenté au Canada. En 1975, la consommation estimée d'engrais azoté au pays était d'environ 500 kt de N; en 2000, elle avait grimpé à 1 700 kt de N (ICE, 2001). Des 1 600 kt de N vendues comme engrais au Canada au cours d'une période de 12 mois en 1998 et 1999, 90 kt étaient des nitrates, soit 82 % de nitrate d'ammonium et le reste, du nitrate de calcium, du nitrate de calcium et d'ammonium et du nitrate de potassium (Korol et Rattray, 2000).

**Concentrations ambiantes :** La forme d'azote qui est présente dans les eaux de surface dépend principalement de la concentration d'oxygène. Les systèmes saturés en

oxygène dissous favorisent la nitrification par les bactéries autotrophes qui oxydent les formes réduites de l'azote inorganique dissous en  $\text{NO}_3^-$  (p. ex., le  $\text{NH}_4^+$  et le  $\text{NO}_2^-$ ). Dans les eaux à faible teneur en oxygène, les bactéries autotrophes et hétérotrophes dites dénitrifiantes réduisent le  $\text{NO}_3^-$  en  $\text{NO}_2^-$  et, finalement, en  $\text{N}_2$  gazeux libéré dans l'atmosphère (Halling-Sorensen et Jorgensen, 1993). Le document scientifique complémentaire sur l'ion nitrate (Environnement Canada, 201) contient d'autres renseignements sur le devenir et le comportement des nitrates dans l'environnement.

En général, l'azote total disponible dans les eaux de surface est sous forme de nitrates, et ce, dans une proportion variant de deux tiers à quatre cinquièmes de l'azote total (Crouzet *et al.*, 1999). Dans les lacs et les cours d'eau du Canada, les concentrations de nitrates présents naturellement sont rarement supérieures à 4 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ . Dans les lacs et les cours d'eau oligotrophes, les concentrations de nitrates sont généralement inférieures à 0,4 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  (NRC, 1978; Nordin et Pommen, 1986). Dans l'eau brute (prétraitée) destinée à l'approvisionnement en eau potable des municipalités canadiennes, les concentrations moyennes de nitrates en 1990 variaient de 0,1 à 3,3 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  (gouvernement du Canada, 1996). Aux États-Unis, les concentrations dans le milieu d'eau douce supérieures à 2,7 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  sont généralement considérées d'origine anthropique et les concentrations supérieures à 4 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  sont souvent associées à l'eutrophisation (NRC, 1978; USGS, 1999).

Les apports anthropiques d'azote inorganique peuvent donner lieu à des concentrations élevées de nitrates en eau douce. Les concentrations de nitrates dans l'eau de surface en aval des mines de charbon à ciel ouvert peuvent être supérieures à 44 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  en raison de la forte teneur en nitrates des résidus provenant des explosifs (Nordin et Pommen, 1986). L'utilisation d'engrais inorganiques en milieu rural peut également donner lieu à une charge excessive en nitrates à certains endroits. Les concentrations moyennes de nitrates dans les cours d'eau des régions rurales de l'Amérique du Nord varient généralement de 9 à 180 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ , et les concentrations supérieures à 45 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  peuvent persister durant plusieurs semaines (Rouse *et al.*, 1999; Castillo *et al.*, 2000). En 1997, des concentrations de nitrates allant de 19 à 42 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  ont été mesurées dans le marais de Cootes Paradise à Dundas, en Ontario. Ces concentrations étaient principalement attribuables aux apports d'origine anthropique provenant d'une usine d'épuration des eaux usées (Rouse *et al.*, 1999).

Les concentrations de nitrates présents naturellement dans l'eau de mer des régions tempérées peuvent atteindre 2,4 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  (Spencer, 1975), et elles sont dues en grande partie à la nitrification (Muir *et al.*, 1991). Les concentrations de nitrates dans les eaux côtières varient selon la saison; par exemple, au large de la côte canadienne de l'Atlantique, ces concentrations sont plus élevées en hiver (jusqu'à 0,54 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ ) qu'en été ( $< 0,03$  mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ ), alors que les nitrates diminuent dans les eaux de surface en raison de l'assimilation biologique (Petrie *et al.*, 1999). Les concentrations augmentent en fonction de la profondeur dans les régions extracôtières, et elles peuvent atteindre 1,24 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  à plus de 30 m sur la plateforme Néo-Écossaise (Petrie *et al.*, 1999). Lorsqu'une remontée d'eau profonde se produit près des côtes, les éléments nutritifs qui s'y trouvent peuvent augmenter la teneur en nitrates de l'eau de surface (Whitney, 2001). En outre, les concentrations de nitrates dans l'eau de mer sont généralement plus élevées à proximité du rivage. Par exemple, sur la côte canadienne du Pacifique, les concentrations de nitrates en hiver, jusqu'à une profondeur de 100 m, étaient en moyenne ( $\pm$  écart type) plus élevées dans le détroit de Georgie ( $1,7 \pm 0,1$  mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ ) que celles mesurées en haute mer le long d'un transect est-ouest près de la partie inférieure de l'île de Vancouver ( $0,7 \pm 0,2$  mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ ) (Whitney, 2001).

Les apports anthropiques peuvent augmenter de façon considérable les concentrations de nitrates dans les milieux marins et estuariens. Par exemple, dans les estuaires des cours d'eau qui irriguent des régions agricoles et urbanisées, ces concentrations dépassent parfois 12 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  (Sharp, 1983).

Les nitrates constituent la principale source d'azote pour les plantes aquatiques dans les systèmes bien oxygénés. Le risque de prolifération d'algues et d'eutrophisation dans les eaux de surface s'accroît à mesure que la concentration de nitrates augmente (Nordin et Pommen, 1986; Meade et Watts, 1995). Avec le phosphore, l'azote joue un rôle majeur, selon la géologie sous-jacente et les apports anthropiques, dans le processus d'eutrophisation des milieux d'eau douce et des milieux marins, (Dodds *et al.*, 1998). L'écologie des systèmes aquatiques se modifie suite à un enrichissement en éléments nutritifs; la production d'algues et de macrophytes (qui peuvent causer des proliférations indésirables) s'accroît, l'eau se brouille, les poissons d'eaux froides disparaissent, les chaînes alimentaires raccourcissent et la composition en espèces se modifie (NRC, 1978).

**Toxicité :** Afin de déterminer la toxicité directe de l'ion nitrate pour les organismes aquatiques, le  $\text{NaNO}_3$ , le  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  ou le  $\text{KNO}_3$  est utilisé. Les résultats d'études où des organismes aquatiques ont été exposés au  $\text{NaNO}_3$  et au  $\text{NaCl}$  ont révélé que les effets toxiques observés étaient dus à l'exposition à l'anion  $\text{NO}_3^-$  plutôt qu'au cation  $\text{Na}^+$  (Baker et Waights, 1994). Les résultats des études utilisant du  $\text{NaNO}_3$  ont donc servi à élaborer les Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE) douces et marines. En raison des préoccupations relatives à l'interprétation de la toxicité des ions  $\text{NH}_4^+$  dans les eaux douces et marines (Schuytema et Nebeker, 1999a, 1999b), les études utilisant ces sels ont été exclues de l'élaboration des RCQE. En outre, les études où le nitrate de potassium a été utilisé comme substance expérimentale n'ont pas été retenues pour l'élaboration des RCQE pour les milieux d'eau douce, notamment en raison de la toxicité du  $\text{K}^+$  qui porte à confusion. Certaines études ont démontré que le nitrate de potassium était 4,8 fois plus toxique que le  $\text{NaNO}_3$  pour les poissons d'eau douce (Trama, 1954) alors que d'autres études ont démontré que les sels de potassium étaient plus toxiques pour les organismes dulcicoles comparativement aux sels de sodium (Dowden et Bennett, 1965; Khangarot et Ray, 1989; Lilius *et al.*, 1994; Calleja *et al.*, 1994; Mount *et al.*, 1997). Par ailleurs, étant donné que, dans les études de toxicité en milieu marin où du  $\text{KNO}_3$  est utilisé, les concentrations mesurées pour les ions potassium sont généralement comprises dans l'intervalle naturel des teneurs que l'on observe dans l'eau de mer, ces études n'ont pas été exclues de l'élaboration des RCQE concernant le milieu marin.

Les mécanismes qui régissent l'assimilation des nitrates par le biote aquatique ne sont pas complètement connus. Une accumulation limitée de nitrates dans les fluides et les tissus corporels d'invertébrés (écrevisses et crevettes) et de vertébrés (truite arc-en-ciel) exposés à de fortes concentrations ambiantes de nitrates a été observée (Jensen, 1996; Stormer *et al.*, 1996; Cheng *et al.*, 2002). Les mécanismes d'assimilation des nitrates par les amphibiens n'ont pas été étudiés, mais l'hypothèse d'une diffusion transdermique et d'une assimilation résultant du régime alimentaire a été émise (Hecnar, 2001).

Les nitrates sont beaucoup moins toxiques comparativement à l'ammoniac ou aux nitrites. Les concentrations aiguës (létales) médianes de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{N}$  peuvent être de deux ordres de grandeur supérieures à celles du  $\text{NH}_3 \cdot \text{N}$  et du  $\text{NO}_2^- \cdot \text{N}$  (Colt et Armstrong, 1981). Les nitrates peuvent toutefois produire des effets toxiques. Deux mécanismes semblent expliquer la toxicité observée des nitrates pour

les espèces aquatiques : a) la formation de méthémoglobine qui occasionne une réduction de la capacité du sang à transporter l'oxygène, et b) l'incapacité des organismes à assurer une osmorégulation convenable lorsque la teneur en sels est élevée en raison des fortes concentrations de nitrates (Colt et Armstrong, 1981).

**Facteurs modifiant la toxicité :** Elphick (2011) a récemment mené des travaux au sujet des effets de la dureté sur la toxicité de l'ion nitrate en fonction d'essais de toxicité de courte durée et de longue durée. Les essais relatifs à une exposition de courte durée ont été effectués sur la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et l'amphipode (*Hyaella azteca*). Les essais portant sur une exposition de longue durée ont été menés sur le poisson tête-de-boule (*Pimephales promelas*), la cladocère (*Ceriodaphnia dubia*), l'amphipode (*Hyaella azteca*) et le chironome (*Chironomus dilutus* – anciennement appelé *Chironomus tentans*). Les essais sur les poissons (truite arc-en-ciel et tête-de-boule) ont été effectués selon quatre concentrations de dureté (approximativement 15, 45, 90 et 160 mg·L<sup>-1</sup> sous forme de CaCO<sub>3</sub>). Les essais sur les invertébrés (amphipode, cladocère et chironome) ont uniquement portés sur les duretés de 45, 90 et 160 mg·L<sup>-1</sup> sous forme de CaCO<sub>3</sub>. Pour élucider la relation entre la dureté et la toxicité de l'ion nitrate, un graphique de régression du logarithme naturel (Ln) de la concentration du produit toxique, comme variable dépendante, en fonction du Ln de la dureté, comme variable indépendante, a été généré. Dans l'ensemble, la tendance indiquait une diminution de la toxicité avec l'augmentation de la dureté. Cependant, afin de dériver une recommandation nationale ajustée en fonction de la dureté, les pentes calculées pour les droites de la toxicité en fonction de la dureté doivent être comparées entre elles (les pentes pour l'exposition de courte durée et pour l'exposition de longue durée sont comparées séparément). Si les pentes obtenues pour les diverses espèces ne sont pas significativement différentes les unes des autres, une pente combinée peut être calculée (une pente est calculée pour les données relatives à l'exposition de courte durée et une autre est calculée pour les données relatives à l'exposition de longue durée). Chacune des pentes combinées (une pour l'exposition de courte durée et une pour l'exposition de longue durée) est ensuite employée pour dériver les équations d'ajustement en fonction de la dureté retenue au calcul des recommandations établies pour une exposition de courte durée et pour une exposition de longue durée ajustées en fonction de la dureté. Un test F a démontré que les pentes pour les deux espèces utilisées pour étudier l'exposition de courte durée (*O. mykiss* et *H. azteca*) étaient significativement différentes

l'une de l'autre ( $p = 0,012$ ). Les pentes pour les quatre espèces utilisées pour étudier l'exposition de longue durée (*P. promelas*, *C. dubia*, *H. azteca* et *C. dilutus*) étaient elles aussi significativement différentes l'une de l'autre (valeur de  $p$  dans le test  $F = 0,001$ ). Suite à ces constats, il a été décidé que les données ne seraient pas combinées afin de générer une pente combinée, et qu'aucune recommandation ajustée en fonction de la dureté pour une exposition de courte durée ou de longue durée ne serait établie.

Une étude de longue durée portant sur la relation entre la dureté de l'eau et la toxicité de l'ion nitrate a également été effectuée à l'aide d'un essai embryon-alevin vésiculé-alevin de 40 jours sur la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) (Nautilus Environmental, 2011). Cependant, les résultats n'ont pas démontré clairement que la toxicité de l'ion nitrate augmentait avec l'accroissement de la dureté. Dans certains cas, la sensibilité semblait plus grande dans une eau de dureté élevée (92 mg·L<sup>-1</sup> sous forme de CaCO<sub>3</sub>) que dans une eau de faible dureté (50 mg·L<sup>-1</sup> sous forme de CaCO<sub>3</sub>). Par conséquent, l'étude n'a pas été incluse dans la régression du logarithme naturel (Ln) discutée précédemment.

Une étude de courte durée menée par Moore et Poirier (2010) portait sur la réponse de quatre espèces de salmonidés (*Oncorhynchus mykiss* (truite arc-en-ciel), *Salvelinus alpinus* (omble chevalier), *Salvelinus namaycush* (touladi) et *Ceoregonus clupeaformis* (grand corégone)) à l'ion nitrate selon trois températures d'exposition (5, 10 et 15 degrés Celsius). Dans cette étude, la température semblait effectivement avoir une incidence sur la valeur de la CL<sub>50</sub> sur 96 heures, mais quelques fois de manière imprévisible. Dans le cas des espèces *O. mykiss* et *C. clupeaformis*, il a été observé que l'ion nitrate atteignait sa toxicité maximale (CL<sub>50</sub> sur 96 heures de 1 690 et de 4 730 mg·L<sup>-1</sup>, respectivement) aux températures optimales associées au métabolisme de ces poissons (15 degrés Celsius pour *O. mykiss* et 10 degrés Celsius pour *C. clupeaformis*). L'ion nitrate s'est avéré être modérément toxique pour l'espèce *S. alpinus* (10 degrés Celsius; CL<sub>50</sub> sur 96 heures : 6 650 mg de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>·L<sup>-1</sup>) et peu toxique pour l'espèce *S. namaycush* (10 degrés Celsius; CL<sub>50</sub> sur 96 heures : 5 230 mg de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>·L<sup>-1</sup>) aux températures optimales associées au métabolisme de ces espèces. En ce qui concerne l'effet de la température sur la toxicité de l'ion nitrate, la réponse variait selon l'espèce, mais cela semble être vraisemblablement attribuable à la tolérance des espèces à la température.

Des paramètres de la qualité de l'eau comme le pH et l'oxygène dissous peuvent influencer la conversion des

nitrate en d'autres formes d'azote, et vice-versa. Il existe des RCQE distinctes qui visent ces autres formes d'azote (p. ex., les nitrites et l'ammoniac).

**Élaboration des RCQE :** Les concentrations limites établies pour une exposition de courte durée et les RCQE établies pour une exposition de longue durée en eau douce et en eau de mer à l'ion nitrate en vue de la protection de la vie aquatique se fondent sur le protocole du CCME (2007), selon la méthode statistique de type A.

**Concentration limite établie pour une exposition de courte durée en eau douce :** Les concentrations limites établies 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 valeurs correspondent à 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 des milieux aquatiques récepteurs 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 établies pour une exposition de courte durée selon l'approche de type A ont été satisfaites et, au total, 19 données (uniquement des valeurs de  $CL_{50}$ ) ont été utilisées pour élaborer la recommandation (tableau 3). Chacune des espèces pour laquelle on disposait des données sur les effets toxiques associés à une exposition de courte durée a été classée selon sa sensibilité, et sa position centralisée sur la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) a été déterminée selon la méthode de Hazen (estimation de la probabilité cumulative de la position d'un point). La variabilité intraspécifique a été prise en compte en utilisant la moyenne géométrique des données considérées comme représentatives du stade vital et du paramètre d'effet les plus sensibles.

Parmi les cinq modèles utilisés, c'est le modèle de Gompertz qui s'est révélé le mieux adapté aux données (figure 1). L'équation du modèle de Gompertz est la suivante :

$$f(x) = 1 - e^{-e^{\frac{x-\mu}{s}}}$$

où, pour le modèle ajusté :  $x$  représente le logarithme des concentrations de l'ion nitrate ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ),  $f(x)$  représente la proportion des espèces touchées,  $\mu = 3,6330$ , et  $s = 0,3019$ . La DSE établie pour une exposition de courte durée est présentée à la figure 1, et les statistiques sommaires sont présentées au tableau 4. Le 5<sup>e</sup> percentile de la DSE établie pour une exposition de courte durée est de 545 mg de  $\text{NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ . Cette valeur est arrondie à 2 chiffres significatifs, ce qui donne une concentration limite pour une exposition de courte durée en eau douce de 550 mg de  $\text{NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  (tableau 4). La limite de confiance inférieure (5 %) du 5<sup>e</sup> percentile est de 456 mg de  $\text{NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ , et la limite de confiance supérieure (95 %) est de 652 mg de  $\text{NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ . La concentration de 545 mg de  $\text{NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  se situe dans la plage des données qui ont servi à ajuster le modèle. Par conséquent, le 5<sup>e</sup> percentile et ses limites de confiance sont des interpolations.

Deux valeurs sont inférieures au 5<sup>e</sup> percentile de la DSE obtenue pour une exposition de courte durée de 545 mg de  $\text{NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ . Il s'agit de la  $CL_{50}$  sur 96 heures de 431 mg de  $\text{NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  pour la phrygane *Hydropsyche occidentalis* (Camargo et Ward, 1992) et de la  $CL_{50}$  sur 96 heures de 503 mg de  $\text{NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  pour la phrygane *Cheumatopsyche pettiti* (Camargo et Ward, 1992). Parmi tous les essais de toxicité effectués sur les invertébrés utilisés pour obtenir la concentration limite relative à une exposition de courte durée, ce sont les deux études sur les phryganes qui ont été effectuées avec l'eau de plus faible dureté (eau douce selon le CCME, alors que les autres essais ont été effectués dans de l'eau modérément dure ou de l'eau dure aux termes du CCME). D'après la DSE obtenue pour une exposition de courte durée, les expositions à des concentrations de nitrate supérieures à la concentration limite de 550 mg de  $\text{NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  pourraient représenter un risque plus grand pour les phryganes sensibles. Il est à noter que le respect de la recommandation établie pour une exposition de longue durée protégera contre les effets graves.

**Par conséquent, la concentration limite établie pour une exposition de courte durée liée à un événement transitoire, et indiquant un potentiel d'effets graves (p. ex., la mort ou l'immobilisation) sur les espèces aquatiques sensibles, est de 550 mg  $\text{NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  pour l'ion nitrate.**

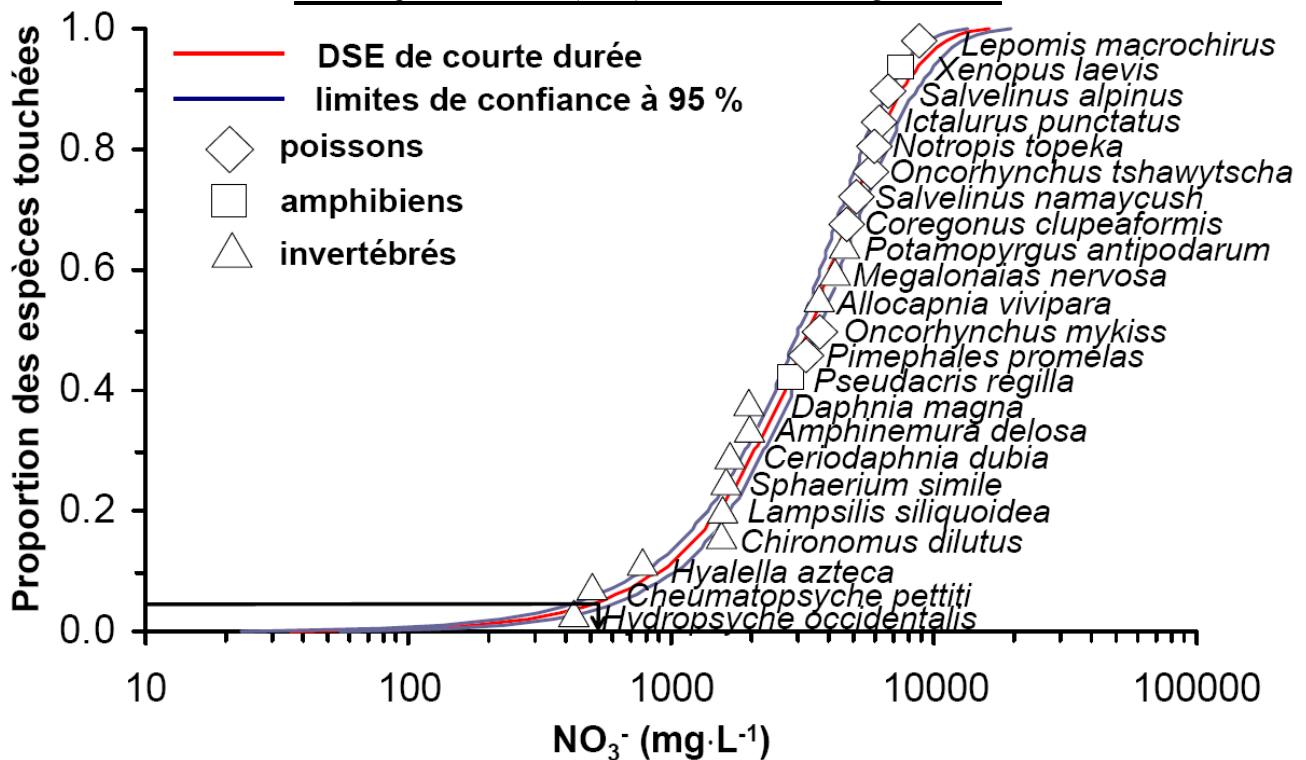
**Tableau 3.** Paramètres d'effet utilisés pour établir la concentration limite associée à une exposition de courte durée à l'ion nitrate en eau douce.

Espèce	Paramètre d'effet	Dureté de l'eau lors de l'exposition (mg·L <sup>-1</sup> sous forme de CaCO <sub>3</sub> )	Concentration (mg de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ·L <sup>-1</sup> )	Référence
<b>Poissons</b>				
<i>Pimephales promelas</i> Tête-de-boule	CL <sub>50</sub> 96 h	156 à 172; 136 à 140	3 304*	Scott et Crunkilton, 2000; US EPA, 2010
<i>Oncorhynchus mykiss</i> Truite arc-en-ciel	CL <sub>50</sub> 96 h	106 à 127; 90	3 638*	Moore et Poirier 2010; Elphick, 2011
<i>Coregonus clupeaformis</i> Grand corégone	CL <sub>50</sub> 96 h	106 à 127	4 730	Moore et Poirier, 2010
<i>Salvelinus namaycush</i> Touladi	CL <sub>50</sub> 96 h	10 à 16	4 968	McGurk <i>et al.</i> , 2006
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i> Saumon quinnat	CL <sub>50</sub> 96 h	n.d.	5 800	Westin, 1974
<i>Notropis topeka</i> Méné de Topeka	CL <sub>50</sub> 96 h	210 à 230	5 994	Adelman <i>et al.</i> , 2009
<i>Ictalurus punctatus</i> Barbue de rivière	CL <sub>50</sub> 96 h	102	6 200	Colt et Tchobanoglous, 1976
<i>Salvelinus alpinus</i> Omble chevalier	CL <sub>50</sub> 96 h	106 à 127	6 650	Moore et Poirier, 2010
<i>Lepomis macrochirus</i> Crapet arlequin	CL <sub>50</sub> 96 h	45 à 50	8 753	Trama, 1954
<b>Amphibiens</b>				
<i>Pseudacris regilla</i> Rainette du Pacifique	CL <sub>50</sub> 96 h	70 à 80	2 849	Schuytema et Nebeker, 1999a
<i>Xenopus laevis</i> Xénope	CL <sub>50</sub> 96 h	21	7 335	Schuytema et Nebeker, 1999c
<b>Invertébrés</b>				
<i>Hydropsyche occidentalis</i> Phrygane	CL <sub>50</sub> 96 h	42,7	431	Camargo et Ward, 1992
<i>Cheumatopsyche pettiti</i> Phrygane	CL <sub>50</sub> 96 h	42,7	503	Camargo et Ward, 1992
<i>Hyalella azteca</i> Amphipode	CL <sub>50</sub> 96 h	80 à 84; 110 à 124; 100	774*	US EPA, 2010; Soucek et Dickinson, 2011; Elphick, 2011
<i>Chironomus dilutus</i> Chironome	CL <sub>50</sub> 48 h	84 à 136	1 582	US EPA, 2010
<i>Lampsilis siliquoidea</i> Maysile siliquoïde	CL <sub>50</sub> 96 h	90 à 92	1 582	US EPA, 2010
<i>Sphaerium simile</i> Sphaeries	CL <sub>50</sub> 96 h	90 à 92	1 644	US EPA, 2010
<i>Ceriodaphnia dubia</i> Cladocère	CL <sub>50</sub> 96 h	156 à 172	1 657	Scott et Crunkilton, 2000
<i>Amphinemura delosa</i> Perle	CL <sub>50</sub> 96 h	88 à 92	2 020	US EPA, 2010
<i>Daphnia magna</i> Cladocère	CL <sub>50</sub> 48 h	156 à 172	2 047	US EPA, 2010
<i>Allocapnia vivipara</i> Perle	CL <sub>50</sub> 96 h	98 à 100	3 703	Soucek et Dickinson, 2011
<i>Megaloniias nervosa</i>	CL <sub>50</sub> 96 h	90 à 92	4 151	US EPA, 2010
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> Gastéropode de la Nouvelle- Zélande	CL <sub>50</sub> 96 h	90,8	4 616	Alonso et Camargo, 2003

\*Valeur correspondant à la moyenne géométrique des valeurs comparables

**Tableau 4.** Concentration limite établie pour une exposition de courte durée à l'ion nitrate en eau douce, obtenue selon la méthode DSE.

	Concentration en mg de NO <sub>3</sub> ·L <sup>-1</sup>
DES 5 <sup>e</sup> percentile	550 mg·L <sup>-1</sup>
DES 5 <sup>e</sup> percentile, LCI (5 %)	456 mg·L <sup>-1</sup>
DES 5 <sup>e</sup> percentile, LCS (95 %)	652 mg·L <sup>-1</sup>



**Figure 1.** La DSE pour la toxicité de l'ion nitrate (CL<sub>50</sub>) obtenue pour une exposition de courte durée en eau douce a été obtenue en ajustant le modèle de Gompertz en fonction de la valeur du logarithme des données de toxicité acceptables pour 23 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> percentile de la DSE et la valeur de la concentration limite établie pour une exposition de courte durée.

**RCQE établie pour une exposition de longue durée en eau douce :** Les recommandations relatives à une exposition de longue durée correspondent à la concentration limite, pour un paramètre donné, en dessous de laquelle toutes les formes de vie aquatique exposées pour des périodes de temps indéfinies sont protégées.

Ces recommandations sont établies à l'aide de données obtenues pour une exposition de longue durée (c.-à-d., pour les poissons et les invertébrés, exposition de 7 jours ou plus; pour les végétaux aquatiques et les algues, exposition de 24 h ou plus).

Les exigences minimales en matière de données pour les recommandations de type A ont été satisfaites et, au total, 12 données ont été utilisées pour élaborer la recommandation (tableau 5). Chacune des espèces pour laquelle on disposait des données sur les effets toxiques associés à une exposition de longue durée a été classée selon sa sensibilité, et sa position centralisée sur la DSE a été déterminée selon la méthode de Hazen. La variabilité intraspécifique a été prise en compte en utilisant la moyenne géométrique des données considérées comme représentatives du stade vital et du paramètre d'effet les plus sensibles.

**Tableau 5.** Paramètres d'effet utilisés pour définir la RCQE pour une exposition de longue durée à l'ion nitrate en eau douce.

Espèce	Paramètre d'effet	Dureté de l'eau lors de l'exposition (mg·L <sup>-1</sup> sous forme de CaCO <sub>3</sub> )	Concentration (mg de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ·L <sup>-1</sup> )	Référence
<b>Fish</b>				
<i>Salvelinus namaycush</i> Touladi	CMAT 146 j (retard dans l'atteinte du stade d'alevin nageant et retard de croissance, en poids frais)	10 à 16	14*	McGurk <i>et al.</i> , 2006
<i>Oncorhynchus mykiss</i> Truite arc-en-ciel	CMAT 41 j (proportion de sujets atteignant le stade d'alevin nageant)	10	58	Nautilus Environmental, 2011
<i>Pimephales promelas</i> Tête-de-boule	CE <sub>10</sub> 32 j (survie)	132 à 180	207	US EPA, 2010
<i>Notropis topeka</i> Méné de Topeka	CMAT 30 j (croissance)	210 à 230	1 594*	Adelman <i>et al.</i> , 2009
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i> Saumon quinnat	10-d LC <sub>10</sub>	n.d.	3 142	Westin, 1974
<b>Amphibiens</b>				
<i>Pseudacris regilla</i> Rainette du Pacifique	CL <sub>10</sub> 10 j	70-80	328	Schuytema et Nebeker, 1999c
<i>Xenopus laevis</i> Xénope	CMAT 10 j (poids)	21	404*	Schuytema et Nebeker, 1999c
<i>Rana aurora</i> Grenouille à pattes rouges	CMAT 16 j (poids)	26	734*	Schuytema et Nebeker, 1999b
<b>Invertébrés</b>				
<i>Ceriodaphnia dubia</i> Cladocère	CI <sub>25</sub> 7 j (reproduction)	44	50	Elphick, 2011
<i>Hyalella azteca</i> Amphipode	CI <sub>25</sub> 14 j (croissance)	46	57	Elphick, 2011
<i>Chironomus dilutus</i> Chironome	CI <sub>25</sub> 10 j (croissance)	46	217	Elphick, 2011
<i>Daphnia magna</i> Cladocère	CMAT 7 j (reproduction)	156 à 172	2 244*	Scott et Crunkilton, 2000

\*Valeur correspondant à la moyenne géométrique des valeurs comparables

Parmi les cinq modèles utilisés, c'est le modèle de distribution normale qui s'est révélé le mieux adapté aux données (figure 2). L'équation du modèle normale est la suivante :

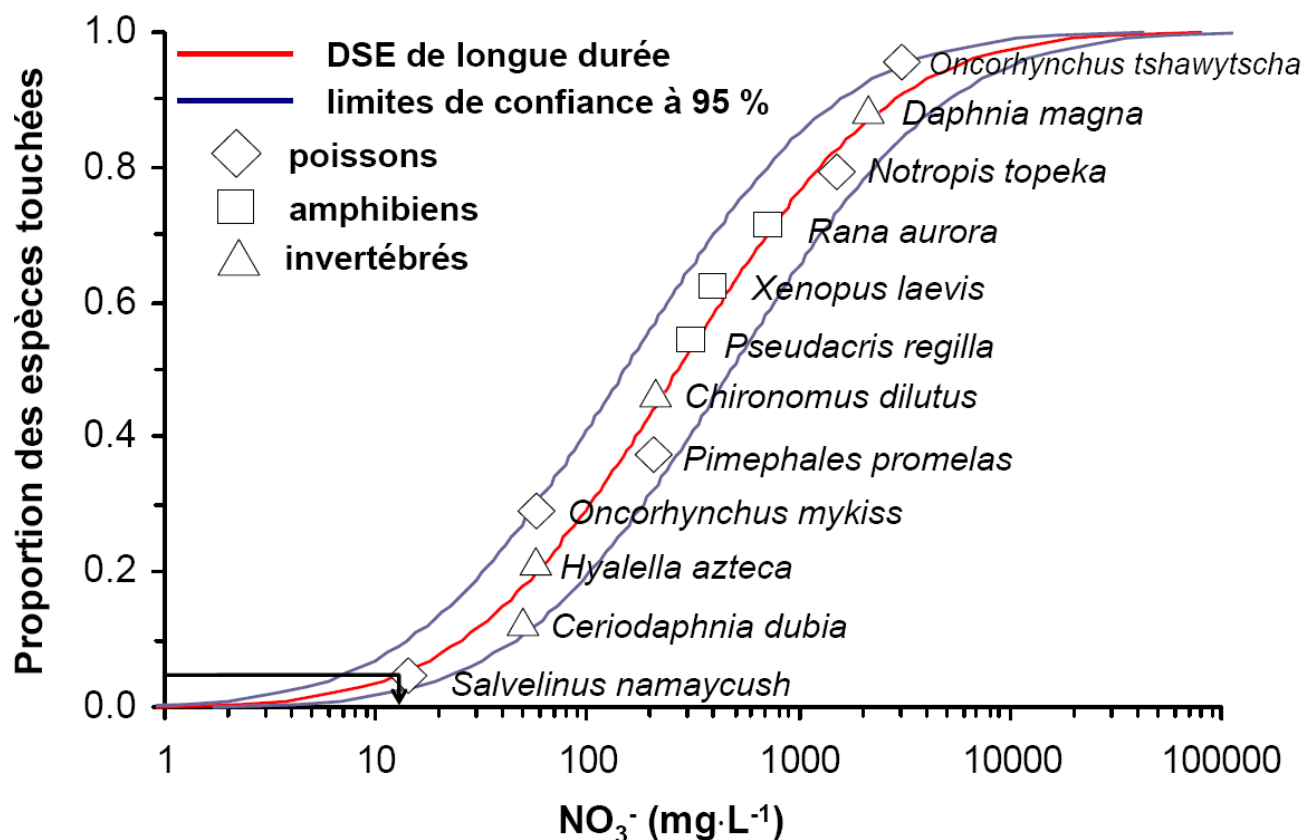
$$f(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \left( 1 + \operatorname{erf} \left( \frac{x - \mu}{\sigma\sqrt{2}} \right) \right)$$

où, pour le modèle ajusté :  $x$  est le log (concentration) de l'ion nitrate (mg·L<sup>-1</sup>),  $y$  représente la proportion des espèces touchées,  $\mu = 2,4307$ ,  $\sigma = 0,7992$  et  $\operatorname{erf}$  est la fonction d'erreur (aussi appelée fonction d'erreur de Gauss). La DSE pour une exposition à long terme est

présentée à la figure 2 et les statistiques sommaires sont présentées au tableau 6. Le 5<sup>e</sup> centile de la DSE à court terme est de 13 mg de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>·L<sup>-1</sup>. La limite de confiance inférieure (5 %) du 5<sup>e</sup> centile est de 7 mg de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>·L<sup>-1</sup>, et la limite de confiance supérieure (95 %) est de 24 mg de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>·L<sup>-1</sup>. La concentration de 13 mg de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>·L<sup>-1</sup> n'est pas comprise dans la fourchette des données qui ont servi à ajuster le modèle. Par conséquent, le 5<sup>e</sup> centile et ses limites de confiance sont des extrapolations.

**Par conséquent, la valeur de la RCQE pour la protection de la vie aquatique établie pour une exposition de longue durée dans l'eau douce à l'ion nitrate est de 13 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>·L<sup>-1</sup>.**





**Figure 2.** La DSE de la toxicité de l'ion nitrate (effets nuls ou faibles) obtenue pour une exposition de longue durée en eau douce a été obtenue en ajustant le modèle de normale en fonction de la valeur du logarithme des données de toxicité acceptables pour 12 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> percentile de la DSE et la RCQE correspondante pour une exposition de longue durée.

**Tableau 6.** RCQE établie pour une exposition de longue durée à l'ion nitrate en eau douce, obtenue selon la méthode DSE.

	Concentration en mg de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ·L <sup>-1</sup> .
DSE 5 <sup>e</sup> percentile	13 mg·L <sup>-1</sup>
DSE 5 <sup>e</sup> percentile, LCI (5 %)	7 mg·L <sup>-1</sup>
DES 5 <sup>e</sup> percentile, LCS (95 %)	24 mg·L <sup>-1</sup>

**Observations générales concernant les RCQE – milieu d'eau douce :** L'utilisation du 5<sup>e</sup> percentile de la DSE en tant que recommandation environnementale vise à protéger au moins 95 % des espèces aquatiques d'effets toxiques mineurs. Il est important de noter que l'une des données de toxicité est égale à la valeur recommandée (figure 2), et correspond à une concentration maximale acceptable de toxiques (CMAT) après 146 jours de 14 mg de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>·L<sup>-1</sup> chez des touladis (*Salvelinus namaycush*) au stade d'alevins nageants (McGurk *et al.*, 2006). McGurk *et al.*, (2006) ont observé que les valeurs de deux paramètres étaient

modifiés (ou réduits en comparaison avec le groupe témoin) à une concentration de 28 mg de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>·L<sup>-1</sup> (effets toxiques faibles, ou concentration minimale avec un effet observable (CMEO), mais ils n'ont observé aucun effet (concentration sans effet observable (CSEO)) à une concentration de 7 mg de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>·L<sup>-1</sup>. Ces observations valent pour la croissance (mesurée en poids frais) chez des touladis au stade d'alevins nageants et pour le retard de développement chez des touladis aux stades d'alevins et d'alevins nageants. Comme le protocole du CCME de 2007 privilégie l'utilisation des valeurs de la CMAT plutôt que de la

CMEO et de la CSEO, la moyenne géométrique (14 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ ) a été incluse dans le calcul de la DSE. La valeur de référence équivalente pour le retard de l'atteinte du stade d'alevin nageant chez la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) est de 58 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  (Nautilus Environmental, 2011; tableau 5). Comme la RCQE de 14 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  est inférieure à la CMEO de 58 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  pour le touladi (retard dans l'atteinte du stade d'alevin nageant et retard de croissance) et à la CMAT de 886 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  pour le touladi (mortalité) (Environnement Canada, 2010), aucun effet direct sur le retard de développement, la croissance ou la survie ne devrait être observé. 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> percentile de la DSE ( $\text{CD}_5$ ) obtenue pour une exposition de longue durée. Dans ce cas, aucune valeur n'était inférieure au  $\text{CD}_5$ .

La valeur de la RCQE de 13 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  est légèrement supérieure à la recommandation provisoire établie en 2003 pour les milieux d'eau douce (13 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ ). Dans le cas de la recommandation provisoire de 2003 pour les milieux d'eau douce, la valeur avait été établie d'après une étude d'une durée de 10 jours portant sur la toxicité chronique du nitrate de sodium pour la rainette du Pacifique (*Pseudacris regilla*; Schuytema et Nebeker, 1999c). Le poids des organismes exposés à une concentration de 133 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  diminuait de 15 % en comparaison avec le groupe témoin. Conformément aux exigences du CCME (1991), un coefficient de sécurité de 0,1 à la CMEO a été appliqué afin de calculer la valeur recommandée dans la recommandation provisoire. En ce qui concerne la valeur précisée dans les présentes recommandations, toutes les exigences minimales en matière de données toxicologiques pour l'établissement des RCQE ont été satisfaites. Il est important de noter que la RCQE de 2003 était provisoire, ce qui signifie que les données exigées n'avaient pas toutes été fournies (une étude de toxicité chronique chez les invertébrés portant sur un organisme non planctonique était manquante). Un document scientifique à l'appui des RCQE publié en 2003 recommandait également qu'on réalise des essais de toxicité additionnels pour les poissons et les

invertébrés reconnus sensibles aux nitrates. Pour établir la RCQE de 2012, des tests additionnels sur l'espèce *Hyalella azteca* (afin de s'assurer que les exigences minimales en matière de données étaient satisfaites) ont été effectués. D'autres essais ont également été réalisés sur des truites arc-en-ciel (Stantec, 2006) et des touladis (McGurk *et al.*, 2006) aux premiers stades vitaux. Les résultats de ces tests indiquaient que la RCQE de 16 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  protégerait cette espèce de poisson sensible. Par conséquent, même si la valeur de la RCQE a légèrement augmenté par rapport à la valeur provisoire de 2003, on considère que cette valeur suit le principe directeur en vue de protéger tous les stades vitaux des organismes aquatiques exposés pour des périodes de temps indéterminées.

**Concentration limite établie pour une exposition de courte durée en milieu marin :** Les concentrations limites établies 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 valeurs correspondent à des concentrations pouvant entraîner des effets graves sur l'écosystème aquatique, et 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 des milieux aquatiques récepteurs 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 relatives aux données pour les recommandations élaborées selon l'approche de type A ont été satisfaites et, au total, 10 données (uniquement des valeurs de  $\text{CL}_{50}$ ) ont été utilisées pour établir les recommandations (tableau 7). Chacune des espèces pour laquelle on disposait de données sur les effets toxiques associés à une exposition de courte durée a été classée selon sa sensibilité, et sa position centralisée sur la DSE a été déterminée selon la méthode de Hazen (estimation de la probabilité cumulative de la position d'un point). La variabilité intraspécifique a été prise en compte en utilisant la moyenne géométrique des données considérées comme représentative du stade vital et du paramètre d'effet les plus sensibles.

**Tableau 7.** Paramètres d'effet utilisés pour établir la concentration limite associée à une exposition à de courte durée à l'ion nitrate en eau de mer.

Espèce	Paramètre d'effet	Concentration (mg de NO <sub>3</sub> ·L <sup>-1</sup> )	Référence
<b>Poissons</b>			
<i>Monacanthus hispidus</i> Lime à grande tête	CL <sub>50</sub> 96 h	2 538	Pierce <i>et al.</i> , 1993
<i>Raja eglanteria</i> Raie blanc nez	CL <sub>50</sub> 96 h	> 4 253 <sup>1</sup>	Pierce <i>et al.</i> , 1993
<i>Trachinotus carolinus</i> Pompaneau sole	CL <sub>50</sub> 96 h	4 430	Westin, 1974
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i> Saumon quinnat	CL <sub>50</sub> 96 h	4 400	Pierce <i>et al.</i> , 1993
<i>Oncorhynchus mykiss</i> Truite arc-en-ciel	CL <sub>50</sub> 96 h	4 650	Westin, 1974
<i>Centropristis striata</i> Mérrou noir	CL <sub>50</sub> 96 h	10 632	Pierce <i>et al.</i> , 1993
<i>Pomacentrus leucostictus</i> Beau-grégoire	CL <sub>50</sub> 96 h	13 290	Pierce <i>et al.</i> , 1993
<b>Invertébrés</b>			
<i>Strongylocentrotus purpuratus</i> Oursin violet	CE <sub>50</sub> 96 h (développement des larves)	1 384	Stantec, 2006
<i>Penaeus monodon</i> Crevette tigrée	CL <sub>50</sub> 96 h	7 717*	Tsai et Chen, 2002
<i>Penaeus paulensis</i> Crevette	CL <sub>50</sub> 96 h	9 621	Cavalli <i>et al.</i> , 1996

<sup>1</sup> L'utilisation de données de toxicité provenant d'une étude dans laquelle le haut de la plage de concentrations testées est insuffisant (c'est-à-dire où les résultats sont exprimés sous la forme : « la concentration toxique est plus élevée que x ») est en général acceptable puisqu'elle n'amènera pas à élaborer une recommandation sous-protectrice. Ce type d'étude peut être utilisé pour répondre aux exigences minimales en matière de données et pour élaborer des recommandations (CCME, 2007).

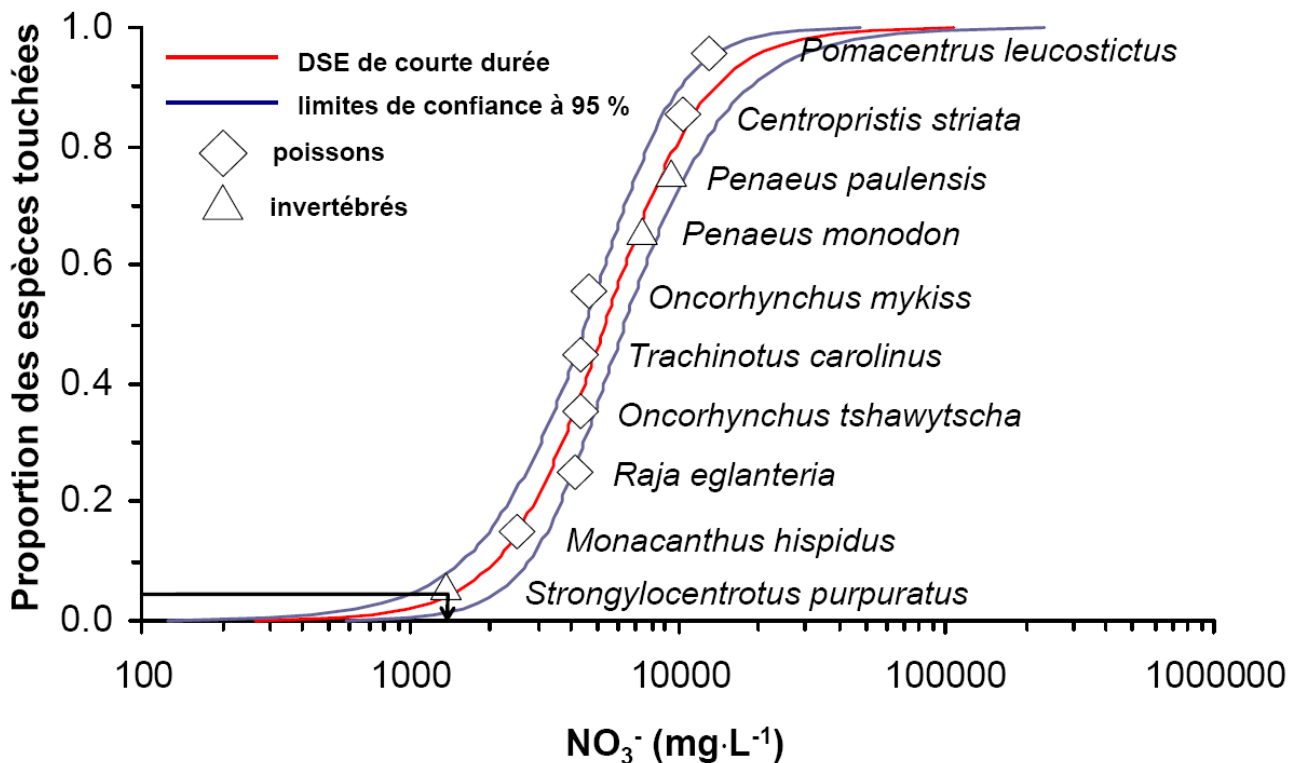
\* Valeur correspondant à la moyenne géométrique des valeurs comparables

Parmi les cinq modèles utilisés, c'est le modèle 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 de l'ion nitrate (mg·L<sup>-1</sup>), y représente la proportion des espèces touchées,  $\mu = 3,7290$  et  $\sigma = 0,1881$ . La DSE obtenue pour une exposition de courte durée est présentée à la figure 3, et les statistiques sommaires sont présentées au tableau 8. Le

5<sup>e</sup> percentile de la DSE obtenue pour une exposition de courte durée est de 1 497 mg de NO<sub>3</sub>·L<sup>-1</sup>. Cette valeur est arrondie à 2 chiffres significatifs, ce qui donne une concentration limite pour une exposition de courte durée en eau de mer de 1 500 mg de NO<sub>3</sub>·L<sup>-1</sup> (tableau 8). La limite de confiance inférieure (5 %) du 5<sup>e</sup> percentile est de 1 046 mg de NO<sub>3</sub>·L<sup>-1</sup>, et la limite de confiance supérieure (95 %) est de 2 141 mg de NO<sub>3</sub>·L<sup>-1</sup>. La concentration de 1 497 mg de NO<sub>3</sub>·L<sup>-1</sup> se situe dans la plage des données qui ont servi à ajuster le modèle. Par conséquent, le 5<sup>e</sup> percentile et ses limites de confiance sont des interpolations.



**Figure 3.** La DSE pour la toxicité de l'ion nitrate ( $CL_{50}$ ) obtenue pour une exposition de courte durée en eau de mer a été obtenue en ajustant le modèle normal en fonction de la valeur du logarithme des données de toxicité acceptables pour 9 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> percentile de la DSE et la valeur de la concentration limite établie pour une exposition de courte durée.

**Tableau 8.** Concentration limite établie pour une exposition de courte durée à l'ion nitrate en eau de mer obtenue selon la méthode de la DSE.

	Concentration en mg de $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$
DSE 5 <sup>e</sup> percentile	1 500 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
DSE 5 <sup>e</sup> percentile, LCI (5 %)	1 046 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
DSE 5 <sup>e</sup> percentile, LCS (95 %)	2 141 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

Une valeur est inférieure au 5<sup>e</sup> percentile de la DSE obtenue pour une exposition de courte durée de 1 497 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ . Il s'agit de la  $CE_{50}$  sur 96 heures de 1 384 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  pour l'oursin violet *Strongylocentrotus purpuratus* (Stantec, 2006). D'après la DSE établie pour une exposition de courte durée, les expositions à des concentrations de nitrate supérieures à la concentration limite de 1 500 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  pourraient représenter un risque plus grand pour les oursins violets sensibles. Il est à noter que le respect de la recommandation pour une exposition de longue durée protégera contre les effets graves.

**Par conséquent, la concentration limite établie pour une exposition de courte durée liée à un événement transitoire, et indiquant un potentiel d'effets graves (p. ex., la mort ou l'immobilisation) sur les espèces aquatiques sensibles marines est de 1 500 mg  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  pour l'ion nitrate.**

**RCQE établie pour une exposition de longue durée en milieu marin :** Les recommandations relatives à une exposition de longue durée correspondent à la concentration limite, pour un paramètre donné, en dessous de laquelle toutes les formes de vie aquatique exposées pour des périodes de temps indéfinies sont protégées. Ces recommandations sont établies à l'aide de données obtenues pour une exposition de longue durée (c.-à-d., pour les poissons et les invertébrés, exposition de 7 jours ou plus; pour les végétaux aquatiques et les algues, exposition de 24 h ou plus).

Les exigences minimales en matière de données pour les recommandations de type A ont été satisfaites et, au total, 12 données ont été utilisées pour élaborer la recommandation (tableau 9). Chacune des espèces pour laquelle on disposait des données sur les effets toxiques

associés à une exposition de longue durée a été classée selon sa sensibilité, et sa position centralisée sur la DSE a été déterminée selon la méthode de Hazen.

Parmi les cinq modèles utilisés, c'est le modèle de distribution normale qui s'est révélé le mieux adapté aux données (figure 4). L'équation du modèle normal est la suivante :

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

où, pour le modèle ajusté :  $x$  représente le logarithme des concentrations de l'ion nitrate ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ),  $y$  représente la proportion des espèces touchées,  $\mu = 3,0385$ ,  $\sigma = 0,4539$  et  $\operatorname{erf}$  est la fonction d'erreur (aussi appelée fonction d'erreur de Gauss). La DSE établie pour une

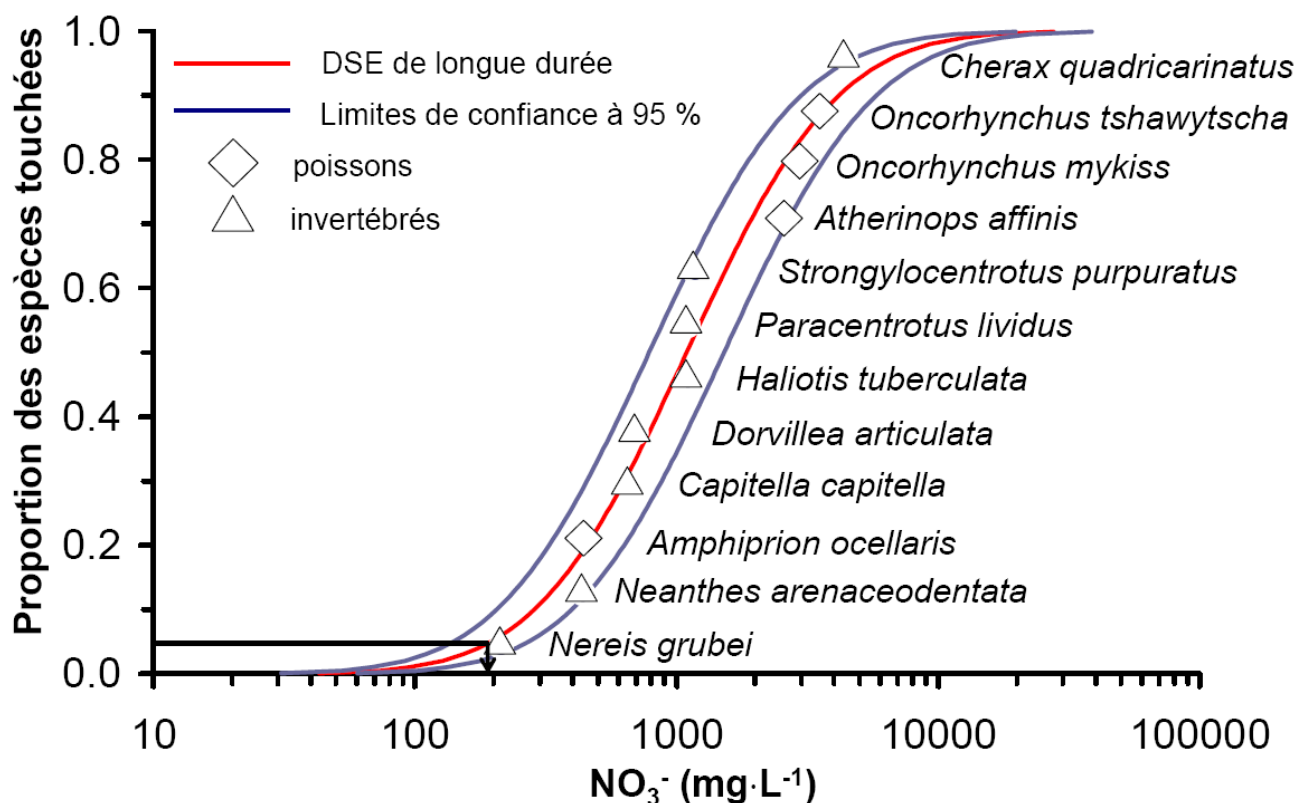
exposition de longue durée est présentée à la figure 4 et les statistiques sommaires sont présentées au tableau 10. Le 5<sup>e</sup> percentile de la DSE est de 196  $\text{mg de NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ . Cette valeur est arrondie à 2 chiffres significatifs, ce qui donne la recommandation canadienne pour la qualité des eaux de mer de 200  $\text{mg de NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  (tableau 10). La limite de confiance inférieure (5 %) du 5<sup>e</sup> percentile est de 141  $\text{mg de NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ , et la limite de confiance supérieure (95 %) est de 273  $\text{mg de NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ . La concentration de 196  $\text{mg de NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  n'est pas comprise dans la plage des données qui ont servi à ajuster le modèle. Par conséquent, le 5<sup>e</sup> percentile et ses limites de confiance sont des extrapolations.

**Par conséquent, la valeur de la RCQE pour la protection de la vie marine établie pour une exposition de longue durée dans les eaux de surface à l'ion nitrate est de 200  $\text{mg NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  pour l'ion nitrate.**

**Tableau 9.** Paramètres d'effet utilisés pour définir la RCQE établie pour une exposition de longue durée à l'ion nitrate en eau de mer.

Espèce	Paramètre d'effet	Concentration ( $\text{mg de NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ )	Références
<b>Poissons</b>			
<i>Amphiprion ocellaris</i> Poisson clown	CMEO 72 j (croissance, mortalité)	443	Frakes et Hoff Jr., 1982
<i>Atherinops affinis</i> Capucette barrée	CL <sub>25</sub> 7 j	2 554	Stantec, 2006
<i>Oncorhynchus mykiss</i> Truite arc-en-ciel	CL <sub>10</sub> 7 j	2 954	Westin, 1974
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i> Saumon quinnat	CL <sub>10</sub> 7 j	3 510	Westin, 1974
<b>Invertébrés</b>			
<i>Nereis grubei</i> Polychète	CL <sub>10</sub> 28 j	214	Reish, 1970
<i>Neanthes arenaceodentata</i> Polychète	CL <sub>10</sub> 28 j	440	Reish, 1970
<i>Capitella capitella</i> Polychète	CL <sub>10</sub> 28 j	660	Reish, 1970
<i>Dorvillea articulata</i> Polychète	CL <sub>10</sub> 28 j	700	Reish, 1970
<i>Haliotis tuberculata</i> Ormeau	CMEO 15 j (croissance)	1 108	Basuyaux et Mathieu, 1999
<i>Paracentrotus lividus</i> Oursin	CMEO 15 j (croissance, alimentation)	1 108	Basuyaux et Mathieu, 1999
<i>Strongylocentrotus purpuratus</i> Oursin	CL <sub>25</sub> 4 j (développement larvaire)	1 178	Stantec, 2006
<i>Cherax quadricarinatus</i> Écrevisse de l'Australie	CMEO 5 j (respiration)	4 430	Meade et Watts, 1995

<sup>1</sup> L'utilisation de données de toxicité provenant d'une étude dans laquelle le haut de la plage de concentrations testées est insuffisant (c'est-à-dire où les résultats sont exprimés sous la forme : « la concentration toxique est plus élevée que  $x$  ») est en général acceptable puisqu'elle n'amènera pas à élaborer une recommandation sous-protectrice. Ce type d'étude peut être utilisé pour répondre aux exigences minimales en matière de données et pour élaborer des recommandations (CCME, 2007).



**Figure 4.** La DSE de la toxicité de l'ion nitrate (effets nuls ou faibles) établie pour une exposition de longue durée en eau de mer a été obtenue en ajustant le modèle normal en fonction de la valeur du logarithme des données de toxicité acceptables pour 12 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> percentile de la DES et la RCQE correspondante pour une exposition de longue durée.

**Table 10.** RCQE établie pour une exposition de longue durée à l'ion nitrate, obtenue selon la méthode DSE.

	Concentration en mg de $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ .
DSES 5 <sup>e</sup> percentile	200 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
DSE 5 <sup>e</sup> percentile, LCI (5 %)	141 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
DSE 5 <sup>e</sup> percentile, LCS (95 %)	273 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

**Observations générales concernant les RCQE – milieu marin :**

La composition ionique de l'eau de mer fait en sorte que les valeurs recommandées concernant la concentration en nitrates sont beaucoup plus élevées qu'en eau douce. Les cations présents dans l'eau se lient au  $\text{NO}_3^-$  dissous, protégeant ainsi les espèces aquatiques aux divers effets nocifs de l'ion nitrate (Environnement Canada, 2003, 2010b). Des concentrations de  $\text{NO}_3^-$  de l'ordre de la RCQE sont rarement mesurées dans les échantillons destinés à évaluer la qualité de l'eau. Il pourrait être nécessaire de faire preuve de prudence en appliquant les valeurs recommandées en nitrates dans les milieux marins transitoires, notamment dans les estuaires et dans les eaux saumâtres, où la salinité est

plus faible que dans les milieux marins à proprement parler.

La nouvelle recommandation de 200  $\text{mg}$  de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  (45  $\text{mg}$  de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$ ) est significativement plus grande que la recommandation provisoire établie en 2003 pour les milieux d'eau de mer 16  $\text{mg}$  de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ , (soit 3,6  $\text{mg}$   $\text{NO}_3^- \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$ ). La recommandation provisoire de 2003 pour les milieux d'eau de mer était fondée sur la  $\text{TL}_m$  après 28 j (=  $\text{CL}_{50}$ ) de 329  $\text{mg}$  de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  (74  $\text{mg}$  de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$ ) établie pour l'annélide adulte d'eau de mer tempérée *Nereis grubeia* (Reish, 1970). La recommandation a été obtenue en multipliant la  $\text{CL}_{50}$  pour *N. grubei* par un facteur de sécurité de 0,05 (CCME, 1991). Un facteur de sécurité sécuritaire a été utilisé pour fixer la recommandation relative à l'eau de mer pour les raisons suivantes : dans l'étude critique, les polychètes soumis aux essais n'étaient pas à leur stade de vie le plus sensible; le paramètre d'effet critique, même s'il concernait une exposition chronique, était fondé sur un effet léthal médian plutôt que sur un faible effet subléthal; des effets nocifs ont été observés chez des espèces tropicales non indigènes exposées à des

concentrations de nitrate bien plus faibles. Pour établir la RCQE de 2012, Stantec (2006) a mené d'autres essais portant notamment sur l'oursin violet (*Strongylocentrotus purpuratus*) et la capucette barrée (*Atherinops affinis*). La comparaison de la RCQE pour les milieux d'eau de mer, soit 200 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$  (45 mg de  $\text{NO}_3^- \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$ ), avec les données relatives aux espèces d'eau de mer tempérée présentées à l'annexe B du document sur les critères scientifiques (CCME, 2012), indique que la valeur assure une protection adéquate. Par conséquent, même si la valeur de la RCQE pour les milieux d'eau de mer est supérieure à la recommandation provisoire de 2003, on considère que cette valeur est conforme au principe directeur en vue de protéger tous les stades vitaux des organismes aquatiques exposés pour des périodes de temps indéfinies.

**Directives de mise en œuvre des RCQE :** Les présentes recommandations visent à protéger les organismes aquatiques contre les effets toxiques directs des nitrates. Des effets toxiques indirects associés à l'eutrophisation peuvent toutefois se produire à des concentrations de nitrates inférieures aux valeurs recommandées notamment en raison de la quantité totale d'azote biodisponible ainsi que d'autres facteurs particuliers (p. ex., le phosphore et les conditions d'éclairement). Le document scientifique complémentaire contient de plus amples renseignements sur l'application des recommandations (Environnement Canada, 2010b).

La concentration limite établie pour une exposition de courte durée et la RCQE établie pour une exposition de longue durée pour l'ion nitrate 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 et au comportement dans l'environnement ainsi qu'à la toxicité. La recommandation pour la qualité des eaux établie pour une exposition de longue durée est une valeur prudente en deçà de laquelle toutes les formes de vie aquatique, à tous les stades de vie et dans tous les milieux aquatiques au Canada, sont protégées. Comme la recommandation n'est corrigée en fonction d'aucun facteur modifiant la toxicité (par exemple, la dureté), il s'agit d'une valeur générique qui ne prend en compte aucun facteur propre au site. De plus, comme la recommandation est fondée principalement sur des essais de toxicité portant sur des sujets de laboratoire naïfs (c'est-à-dire non tolérants), il s'agit d'une valeur prudente en soi. Si la recommandation est dépassée, cela ne signifie pas nécessairement que des effets toxiques seront observés. Il est plutôt nécessaire de vérifier si des effets nocifs sont susceptibles de se produire dans l'environnement. Dans certaines situations, par exemple

lorsqu'un dépassement de la recommandation est observé, il peut être nécessaire ou avantageux de calculer une recommandation propre au site. Celle-ci devra prendre en compte les conditions à l'échelle locale (physico-chimie de l'eau, concentration naturelle, organismes génétiquement adaptés, structure des communautés; CCME, 2007). Le CCME a décrit plusieurs procédures pour modifier les recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau afin de définir des recommandations ou des objectifs pour la qualité des eaux propres au site, selon les conditions ou les exigences particulières caractérisant le site en question (CCME, 1991; CCME, 2003; Intrinsik, 2010).

Les limites de confiance sont rapportées avec la valeur du 5<sup>e</sup> percentile, ou valeur recommandée, et sont considérées comme des intervalles de confiance inversées puisqu'elles sont reliées à une concentration produisant un effet spécifique (les limites de confiance sont des intervalles de confiance autour d'une variable indépendante, en opposition à une variable dépendante).

Les limites de confiance peuvent servir à interpréter les données de surveillance, en particulier si la limite recommandée et la limite de détection de la méthode (LDM) sont proches l'une de l'autre. En général, dans les situations où lorsqu'on évalue le risque de rejet d'un produit chimique, la LDM est plus élevée que la RCQE, les responsables de la gestion de la qualité des eaux peuvent prendre en compte l'écart entre la RCQE et la LDM (les limites de confiance peuvent être employées dans ce cas), la taille de la base de données utilisée pour élaborer la RCQE ainsi que la toxicité de la substance. Il est à noter que seul le 5<sup>e</sup> percentile 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 et aux règlements 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 de sites contaminés, d'outils pour évaluer l'efficacité des mesures de décontamination des sources ponctuelles ou servir de seuils d'alerte afin de déceler les risques.

Les RCQE sont des valeurs prudentes sélectionnées pour 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 nitrate 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 effluents d'eaux usées municipales ou industrielles. 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'soutiennent pas nécessairement ces méthodes.

### Bibliographie

- Adelman, I. R., L. I. Kusilek, J. Koehle et J. Hess. 2009. Acute and chronic toxicity of ammonia, nitrite and nitrate to the endangered topeka shiner (*Notropis topeka*) and fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Environ. Toxicol. Chem.* 28(10):2216-2223.
- Alonso, A., et J.A. Camargo. 2003. Short-term toxicity of ammonia, nitrite, and nitrate to the aquatic snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.* 70: 1006-1012.
- Baker, J. et V. Waights. 1994. « The effects of nitrate on tadpoles of the tree frog (*Litoria caerulea*) ». *Herpetol. J.* 4(3): 106-108.
- Basuyaux, O., et M. Mathieu. 1999. Inorganic nitrogen and its effect on growth of the abalone *Haliotis tuberculata* Linnaeus and the sea urchin *Paracentrotus lividus* Lamarck. *Aquaculture.* 174: 95-107
- 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.
- 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 ». *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 26: 69-78.
- Camargo, J. A., et J. V. Ward. 1992. Short-term toxicity of sodium nitrate (NaNO<sub>3</sub>) to non-target freshwater invertebrates. *Chemosphere.* 24(1): 23-28.
- Castillo, M.M., J.D. Allan et S. Brunzell. 2000. « Nutrient concentrations and discharges in a midwestern agricultural catchment ». *J. Environ. Qual.* 29: 1142-1151.
- Cavalli, R. O., W. Wasielesky Jr., C. S. Franco et K. M. Filho. 1996. Evaluation of the short-term toxicity of ammonia, nitrite and nitrate to *Penaes paulensis* (Crustacea, Decapoda) broodstock. *Arq. Biol. Tecnol.* 39(3): 567-575.
- Colt, J., et G. Tchobanoglous. 1976. Evaluation of the short-term toxicity of nitrogenous compounds to channel catfish, *Ictalurus punctatus*. *Aquaculture.* 8: 209-224.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Annexe IX – Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique (avril 1991), *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- . 2007. Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique, 2007, in *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.
- . 2012. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : ion nitrate*, en *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.
- ICE (Institut canadien des engrais). 2001. Canadian fertilizer information system 2001: Statistical compendium. Institut canadien des engrais. Ottawa (Ontario). 11 pages. <http://www.cfi.ca/>.
- Chambers, P. A., M. Guy, E. S. Roberts, M. N. Charlton, R. Kent, C. Gagnon, G. Grove et N. Foster. 2001. « Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement au Canada ». Agriculture et Agro-alimentaire Canada, Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, Santé Canada et Ressources naturelles Canada. 271 pages.
- Cheng, S.-Y., S.-J. Tsai et J.-C. Chen. 2002. « Accumulation of nitrate in the tissues of *Penaes monodon* following elevated ambient nitrate exposure after different time periods ». *Aquat. Tox.* 56: 133-146.
- Colt, J. et D.A. Armstrong. 1981. « Nitrogen toxicity to crustaceans, fish, and molluscs ». *Bio-Engineering Symposium for Fish Culture* 1: 34-37.
- Crouzet, P., J. Leonard, S. Nixon, Y. Rees, W. Parr, L. Laffon, J. Bogestrand, P. Kristensen, C. Lallana, G. Izzo, T. Bokn, J. Bak et T.J. Lack. 1999. « Nutrients in European ecosystems ». Thyssen, N. (éd.). In *Environmental Assessment Report no. 4. Agence européenne pour l'environnement*. Copenhagen (Danemark).
- Dodds, W. K., J. R. Jones et E. B. Welch. 1998. « Suggested classification of stream trophic state: Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen and phosphorus ». *Wat. Res.* 32(5): 1455-1462.
- Dowden, B.F. et H.J. Bennett. 1965. « Toxicity of selected chemicals to certain animals ». *J. Water Poll. Control Fed* 37(9): 1308-1316.
- Elphick, J. 2011. Evaluation of the role of hardness in modifying the toxicity of nitrate to freshwater organisms. *Nautilus Environmental.* 4 avril 2011.
- Environnement Canada. 2010. « Inventaire national des rejets de polluants ». Année de déclaration 2008. <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/>.
- . 2010b. « Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Nitrate ion ». Scientific Supporting Document. Bureau national des recommandations et des normes, Direction de la qualité de l'environnement, Environnement Canada. Ottawa (Ontario). Ébauche inédite.
- . 2003. « Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – ion nitrate ». Santé des écosystèmes : solutions fondées sur la science. Rapport n° 1-6. Bureau national des recommandations et des normes, Direction générale de la coordination et des politiques relatives à l'eau, Environnement Canada. 128 pages.
- Frakes, T., et F. H. Hoff Jr. 1982. Effect of high nitrate-N on the growth and survival of juvenile and larval anemonefish, *Amphiprion ocellaris*. *Aquaculture.* 29(155): 158.



- Gouvernement du Canada. 1996. « L'état de l'environnement au Canada, 1996 ». Environnement Canada, Rapports sur l'état de l'environnement. Ottawa (Ontario).
- Halling-Sorensen, B. et S.E. Jorgensen. 1993. « The Removal of Nitrogen Compounds From Wastewater ». Elsevier Science Publishers. Amsterdam (Pays-Bas). 443 pages.
- Hecnar, S.J. 2001. Communication personnelle. Département de biologie, Université Lakehead, Thunder Bay (Ontario).
- Jensen, F.B. 1996. « Uptake, elimination and effects of nitrite and nitrate in freshwater crayfish (*Astacus astacus*) ». *Aquat. Tox.* 34: 95-104.
- Khangarot, B.S. et 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: 109-120.
- Korol, M. et G. Rattray. 2000. « Consommation, livraison et commerce des engrais au Canada, 1998-1999 ». Agriculture et Agroalimentaire Canada. p. 1 à 32.
- Lilius, H., B. Isomaa et T. Holmstrom. 1994. « A comparison of the toxicity of 50 reference chemicals to freshly isolated rainbow trout hepatocytes and *Daphnia magna* ». *Aquat. Tox.* 30: 47-60.
- McGurk, M. D., F. Landry, A. Tang et C. H. Hanks. 2006. « Acute and chronic toxicity of nitrate to early life stages of lake trout (*Salvelinus namaycush*) and lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) ». *Environ. Toxicol. Chem.* 25(8):2187-2196.
- Meade, M.E. et S.A. Watts. 1995. « Toxicity of ammonia, nitrite, and nitrate to juvenile Australian crayfish, *Cherax quadricarinatus* ». *J. Shellfish Res.* 14(2): 341-346.
- MEQ (Ministère de l'Environnement du Québec). 1991. Méthode de calcul des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique (révisé en 1996 et en 2001). In *Direction du suivi de l'état de l'environnement*. Ministère de l'Environnement du Québec. Québec. 26 pages.
- Moore, D., et D. Poirier. 2010. The influence of temperature on the toxicity of nitrate and nitrite to 4 species of fish: lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*), rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), arctic char (*Salvelinus alpinus*), and lake trout (*Salvelinus namaycush*). Direction des services de laboratoire, ministère de l'Environnement de l'Ontario. Données inédites.
- 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 *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna* and *Pimephales promelas* (fathead minnow) ». *Environ. Toxicol. Chem.* 16(10): 2009-2019.
- Muir, P.R., D.C. Sutton et L. Owens. 1991. « Nitrate toxicity to *Penaeus monodon* protozoa ». *Mar. Biol.* 108: 67-71.
- Nautilus Environmental. 2011. Evaluation of the role of hardness in modifying the toxicity of nitrate to rainbow trout. Rapport final présenté à la Mining Association of BC. 12 septembre 2011.
- Nordin, R.N. et L.W. Pommen. 1986. « Water quality criteria for nitrogen (nitrate, nitrite, and ammonia): Technical appendix ». Water Quality Criteria. Water Management Branch, British Columbia Ministry of Environment and Parks. Victoria (Colombie-Britannique). 83 pages.
- NRC (National Research Council). 1972. « Accumulation of Nitrate ». Committee on Nitrate Accumulation, Agriculture Board, National Academy of Sciences. Washington D.C.
- . 1978. « Nitrates: An Environmental Assessment ». Scientific and Technical Assessments of Environmental Pollutants. National Academy of Sciences. Washington D.C. 723 pages.
- Petrie, B., P.A. Yeats et P.M. Strain. 1999. « Nitrate, silicate and phosphate atlas for the Scotian Shelf and Gulf of Maine ». *Can. Tech. Report of Hydrog. Ocean Sci.* 203. Institut océanographique de Bedford. Dartmouth (Nouvelle-Écosse) vii + 96 pages.
- Pierce, R. H., J. M. Weeks et J. M. Prappas. 1993. Nitrate toxicity to five species of marine fish. *J. World Aquacult. Soc.* 24(1): 105-107.
- Pinar, G., E. Duque, A. Haidour, J.-M. Oliva, L. Sanchez-Barbero, V. Calvo et J.L. Ramos. 1997. « Removal of high concentrations of nitrate from industrial wastewaters by bacteria ». *Appl. Environ. Microbiol.* 63(5): 2071-2073.
- Reish, D. J. 1970. The effects of varying concentrations of nutrients, chlorinity, and dissolved oxygen on polychaetous annelids. *Wat. Res.* 4: 721-735.
- Rouse, J.D., C.A. Bishop et J. Struger. 1999. « Nitrogen pollution: An assessment of its threat to amphibian survival ». *Environ. Health Perspect.* 107: 799-803.
- Schuytema, G.S. et A.V. Nebeker. 1999a. « Comparative effects of ammonium and nitrate compounds on Pacific treefrog and African clawed frog embryos ». *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 36: 200-206.
- . 1999b. « Effects of ammonium nitrate, sodium nitrate, and urea on red-legged frogs, Pacific tree frogs and African clawed frogs ». *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 63: 357-364.
- . 1999c. « Comparative toxicity of ammonium and nitrate compounds to Pacific treefrog and African clawed frog tadpoles ». *Environ. Toxicol. Chem.* 18(10): 2251-2257.
- Scott, G., et R. L. Crunkilton. 2000. Acute and chronic toxicity of nitrate to fathead minnows (*Pimephales promelas*), *Ceriodaphnia dubia*, and *Daphnia magna*. *Environ. Toxicol. Chem.* 19(12): 2918-2922.
- Sharp, J. 1983. « The distribution of inorganic nitrogen and dissolved and particulate organic nitrogen in the sea ». In *Nitrogen in the Marine Environment*. Carpenter, E.J. et D.G. Capone (éd.). Academic Press. New York (New York).
- Soucek, D.J., et A. Dickinson. 2011. Acute toxicity of nitrate and nitrite to sensitive freshwater insects, molluscs, and a crustacean. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* DOI 10.1007/s00244-011-9705-8.
- Spencer, C.P. 1975. « The micronutrient elements ». In *Chemical Oceanography*. (2<sup>e</sup> éd.). Riley, J.P. et G. Skirrow (éd.). Academic Press. London. p. 245 à 300.
- Stantec Consulting Ltd. 2006. « Report on the toxicity of nitrate to Canadian fish and aquatic invertebrate species ». Préparé pour : Environnement Canada, Bureau national des recommandations et des normes. Stantec Project No. 162704276.
- Stormer, J., F.B. Jensen et J.C. Rankin. 1996. « Uptake of nitrite, nitrate, and bromide in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*: effects on ionic balance ». *J. can. sci. halieut. aquat. (Can. J. Fish. Aquat. Sci.)* 53: 1943-1950.
- Trama, F. 1954. « The acute toxicity of some common salts of sodium, potassium and calcium to the common bluegill (*Lepomis macrochirus* Rafinesque) ». *Proc. Acad. Nat. Sci. Phila.*, 106: 185-205.
- Tsai, S.-J., et J.-C. Chen. 2002. Acute toxicity of nitrate on *Penaeus monodon* juveniles at different salinity levels. *Aquaculture*. 213:163-170.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 2010. Final report on acute and chronic toxicity of nitrate, nitrite, boron, manganese, fluoride, chloride and sulfate to several aquatic animal species. Rapport n° EPA 905-R-10-002. Novembre 2010. US EPA Office of Science and Technology, Health and Ecological Criteria Division and US EPA Region 5 Water Division.
- USGS (U.S. Geological Survey). 1999. « The quality of our nation's waters: Nutrients and pesticides ». Rapport n° 1225. U.S. Geological Survey. Reston (Virginie). Pages 1 à 82.
- van der Leeden, F., F.L. Troise et D.K. Todd. 1990. *The Water Encyclopedia* (2<sup>e</sup> éd.). Lewis Publishers. Chelsea (Michigan). 808 pages.
- Westin, D. T. 1974. Nitrate and nitrite toxicity to salmonid fishes. *Prog. Fish Cult.* 36(2): 86-89.
- Whitney, F. 2001. Communication personnelle. Institut des sciences de la mer, ministère de Pêches et des Océans du Canada. Sidney (Colombie-Britannique).

OMS (Organisation mondiale de la Santé). 1996. « Inorganic Constituents and Physical Parameters ». In *Guidelines for Drinking-Water Quality: Volume 2 Health Criteria and Other*

*Supporting Information*. (2<sup>e</sup> éd.). Organisation mondiale de la Santé. Genève. pages 313 à 322.

**Comment citer ce document :**

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2012. Fiche d'information. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – nitrate. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg

Pour des questions de nature scientifique, veuillez communiquer avec :

Disponible en format électronique:

<http://ceqg-rcqe.ccme.ca/?lang=fr>

Also available in English

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

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 2012  
Extrait de la publication n 1300; ISBN 1-896997-36-8