



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

ALUMINIUM

L'aluminium (Al; n° CAS : 7429-90-5; masse moléculaire : 26,98) est un métal flexible d'un blanc argenté que l'on retrouve généralement sous la forme de Al^{3+} dans ses composés (OMS, 1997). Ce métal est le plus abondant de la croûte terrestre et le troisième élément le plus courant (Sparling et Lowe, 1996). L'aluminium est très léger (masse volumique de $2,70 \text{ g cm}^{-3}$) et peut être martelé, coulé, étiré, usiné et moulé de sorte qu'il est facile de lui donner diverses formes (Frank *et al.*, 1985, cité dans OMS, 1997). On le retrouve dans divers minéraux où il est généralement combiné à des éléments comme le silicium, l'oxygène et le fluor ou avec des phosphates et des hydroxydes, pour n'en nommer que quelques-uns (Lide, 1991, cité dans OMS, 1997; Frank *et al.*, 1985; Hudson *et al.*, 1985).

Le Canada, dont la production annuelle d'aluminium excède deux millions de tonnes, se classe au troisième rang des producteurs mondiaux de ce métal. Si l'on fait exception de l'aluminerie de l'Alcan située à Kitimat, en Colombie-Britannique, les principaux producteurs d'aluminium primaire au Canada sont concentrés au Québec où l'on retrouve l'Alcan Aluminium Limitée, la Société canadienne de métaux Reynolds Ltée, l'Aluminerie de Bécancour Inc. (A.B.I), l'Aluminerie Luralco Inc. et l'Aluminerie Alouette Inc. (A.A.I) (Association de l'aluminium du Canada, 1993). La société Alcan possède et exploite actuellement 13 alumineries dont la capacité nominale annuelle est de 1 589 kilotonnes dont 1 118 kilotonnes sont réparties entre ses sept alumineries canadiennes (Alcan Aluminium Ltée, 1998). La Société canadienne de métaux Reynolds Ltée, l'A.B.I, l'Aluminerie Luralco Inc. et l'A.A.I ont des capacités de production annuelle d'aluminium primaire de, respectivement, 400, 360, 215 et 215 kilotonnes (Association de l'aluminium du Canada, 1993).

L'aluminium est un métal qui présente de nombreuses caractéristiques souhaitables pour la fabrication de produits de consommation (Lide, 1991, cité dans OMS, 1997; Sax et Lewis, 1987). Il est largement utilisé pour la fabrication de contenants destinés à l'industrie des aliments et des boissons. Ce métal possède une conductivité électrique élevée, résiste à la corrosion, est léger et peut être recyclé (Association de l'aluminium du Canada, 1998a,b; OMS, 1997). L'aluminium est utilisé

comme matériau de conception pour les édifices et d'autres constructions; pour l'obtention de tiges, de câbles et de fils dans l'industrie de l'électricité; pour la production d'alliages et pour la fabrication de composantes destinées à l'industrie des transports (p.ex., automobiles et avions). On compte, comme autres produits de l'aluminium, des bijoux, des panneaux de signalisation, des ustensiles de cuisine, des feuilles pour emballage domestique et commercial, des décorations et du matériel chimique anticorrosion (Association de l'aluminium du Canada, 1993; ATSDR, 1992, cité dans OMS, 1997). Plusieurs sels d'aluminium ont été jugés préoccupants pour l'environnement

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des eaux établies pour l'aluminium inorganique monomère aux fins de la protection des organismes dulcicoles.

pH	Recommandation ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
5,0	29,48
5,5	4,64
6,0	0,73
6,1	0,50
6,5	1,30
7,0	4,26

Tableau 2. Recommandations provisoires pour la qualité des eaux établies pour l'aluminium total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) aux fins de la protection des organismes dulcicoles.

pH	COD ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)				
	0,5	2,5	5	7,5	10
5,2	84	87	120	154	201
5,6	98	116	149	193	252
6,0	92	108	137	178	232
6,4	74	82	97	121	156
>6,4	74	82	97	121	156

L'équation utilisée pour le calcul est présentée dans le corps du texte. Aucun facteur de sécurité n'a été utilisé pour l'élaboration de la recommandation pour l'aluminium total.

Aucune recommandation pour les organismes marins n'est formulée pour le moment.

canadien (Germain *et al.*, 1999). On compte, parmi ceux-ci, le chlorure, le sulfate et le nitrate d'aluminium. Le chlorure d'aluminium est utilisé, sous sa forme anhydre, pour la fabrication de caoutchoucs et de lubrifiants. Sous sa forme hydratée, il sert à la préservation du bois, à la fabrication de cosmétiques et de désodorisants ou comme désinfectants dans les abattoirs. Le sulfate d'aluminium (alun) est utilisé dans de nombreuses usines d'épuration des eaux du Canada comme coagulant pour l'élimination de matières nutritives (phosphore) présentes dans l'eau, afin de prévenir ou de réduire l'eutrophisation (Germain *et al.*, 1999; Santé Canada, 1994; Lamb et Bailey, 1981). Les polymères d'aluminium (de sulfate et de chlorure d'aluminium) peuvent aussi être utilisés pour le traitement des eaux. Le sulfate d'aluminium sert aussi de mordant pour la teinture, dans les industries du cuir et du papier, pour l'ignifugation et l'imperméabilisation des textiles, pour la fabrication d'antisudorifiques et de pesticides, etc. Le nitrate d'aluminium est utilisé dans les antisudorifiques, comme inhibiteur de corrosion, comme réactif chimique de même que dans l'industrie du tannage du cuir (Germain *et al.*, 1999).

L'étude de la chimie de l'aluminium dans l'environnement a souffert de l'incapacité de différencier entre ses formes aqueuse et particulaire et entre les formes organique et inorganique (Driscoll et Postek, 1996; Driscoll et Schecher, 1990). La mesure de l'aluminium en milieu aqueux est faite à l'aide d'une grande variété de méthodes analytiques faisant appel à des périodes d'extraction et des procédures de digestion diverses. Cela complique la comparaison des valeurs obtenues d'études différentes à cause de l'incertitude liée à la diversité des méthodes de mesure et à la forme de l'aluminium signalée par les auteurs (p. ex., aluminium total, (Al_{tot}) , aluminium inorganique monomère, (Al_{im}) , aluminium organique monomère, (Al_{om}) et aluminium dissous, (Al_d)). Aux fins des présentes recommandations, l'aluminium total englobe toutes les formes d'aluminium dissous ou non dissous dans l'eau et est souvent déterminé à partir d'échantillons non filtrés (Driscoll et Schecher, 1990). Le Al_{tot} est la forme la plus couramment signalée étant donné le faible coût et la facilité de l'analyse des échantillons (Germain *et al.*, 1999). L'aluminium monomère se définit comme étant un unique ion d'aluminium (Al^{3+}); cet ion se retrouve habituellement lié à d'autres composés, sous forme de ligands inorganiques ou organiques. L'aluminium dissous est généralement défini comme la fraction d'aluminium présente dans un échantillon filtré sur membrane de $0,45 \mu m$ (Germain *et al.*, 1999). L'aluminium colloïdal, celui qui est lié à des ligands organiques solubles, et

l'aluminium monomère sont les constituants de la fraction d'aluminium dissous.

Des méthodes d'analyse ont été élaborées pour la mesure de la concentration d'aluminium de nombreux échantillons prélevés dans l'environnement (Bloom et Erich, 1996). Un examen détaillé des méthodes courantes de mesure de l'aluminium dans l'eau est donné dans les « Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater » (APHA *et al.*, 1995). Les plus courantes sont la spectrométrie d'émission atomique en four de graphite (limite de détection de $0,003 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), la spectrométrie d'émission atomique couplée à un plasma induit (limite de détection de $0,04 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) et diverses méthodes de spectrophotométrie UV-visible qui font appel à une réaction de l'aluminium avec un réactif particulier (p. ex., le catéchol).

Le devenir et le comportement de l'aluminium dans l'environnement sont très complexes. La spéciation et la solubilité de l'aluminium dépendent d'une large gamme de paramètres environnementaux, notamment le pH, la température, le carbone organique dissous (COD) et de nombreux ligands (p. ex., F). La compréhension du devenir et du comportement de l'aluminium exige de connaître ses interactions avec le pH (Berntssen *et al.*, 1997; DeLonay *et al.*, 1993; Howells *et al.*, 1990; MEO, 1988; Schindler 1988; Hutchinson et Sprague, 1987; Burton et Allen, 1986; Campbell et Stokes, 1985; Clark et Hall, 1985; Clark et LaZerte, 1985; Baker et Schofield, 1982) et le carbone organique dissous (Kullberg *et al.*, 1993; Simonin *et al.*, 1993; Peterson *et al.*, 1989; Hutchinson et Sprague, 1987; Lacroix et Townsend, 1987; Parkhurst 1987).

Tant la solubilité que la spéciation de l'aluminium dépendent du pH (Driscoll et Postek, 1996; Howells *et al.*, 1990; Spry et Wiener, 1991). L'aluminium est un métal à forte capacité d'hydrolyse relativement insoluble dans la gamme des pH neutres (6,0 – 8,0). La solubilité de l'aluminium est accrue en présence de ligands complexants en milieu acide ou alcalin ($\text{pH} < 6$ ou > 8). Aux faibles pH, l'aluminium dissous est présent sous forme aqueuse (Al^{3+}). À mesure que le pH s'accroît, il y a hydrolyse qui donne lieu à l'apparition de complexes d'hydroxyde moins solubles (p. ex., $Al(OH)^{2+}$, $Al(OH)_2^+$). La solubilité de l'aluminium est la moins élevée aux environs de pH 6,5 à 20 °C, après quoi elle s'accroît à mesure que l'anion, $Al(OH)_4^-$, commence à se former aux pH plus élevés (Witters *et al.*, 1996; Driscoll et Schecher, 1990; Howells *et al.*, 1990). La température ambiante influe aussi sur la spéciation de l'aluminium et, par conséquent, sur sa solubilité dans l'environnement (Lydersen *et al.*, 1990). Les espèces devraient demeurer sous leur forme la plus toxique (Al_{im}) à un pH plus élevé

si la température est faible (2 °C), comparativement à la température plus élevée de 20 °C (Howells *et al.*, 1990; Lydersen *et al.*, 1990). Par conséquent, à 2 °C et à une valeur de pH <5,7, l'aluminium se retrouve surtout sous forme de Al^{+3} et de $\text{Al}(\text{OH})^{+2}$. Dans la gamme de pH de 5,7 à 6,7, ce sont les hydroxydes qui dominent, notamment le $\text{Al}(\text{OH})^{+2}$ et le $\text{Al}(\text{OH})_2^+$. Dans cette gamme, la solubilité de l'aluminium est faible et sa disponibilité pour le biote aquatique devrait l'être aussi. Aux pH supérieurs à 6,7, c'est le $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ qui devient l'espèce dominante (Howells *et al.*, 1990). Ce changement dans la spéciation dû à la température peut avoir une incidence sur la toxicité de l'aluminium pour les organismes aquatiques (Howells *et al.*, 1990).

Le carbone organique dissous (COD) est défini comme la fraction organique chimiquement réactive du carbone organique dissous dans l'eau non retenue par un filtre en fibre de verre de 0,45 µm (Rand *et al.*, 1995). Le carbone organique dissous apparaît dans l'écosystème terrestre sous la forme de sous-produits de biodégradation et d'agents chimiques du cycle des matières nutritives et de l'altération naturelle (Kullberg *et al.*, 1993). Le COD des eaux naturelles regroupe divers composés organiques dont la majorité (~50-75 %) sont des acides humiques (Kullberg *et al.*, 1993). Les substances humiques sont présentes partout dans les eaux douces où leurs concentrations peuvent varier de façon importante (Hutchinson et Sprague, 1987). Les gammes des concentrations du COD sont de 1 à 4 mg·L⁻¹ dans les lacs oligotrophes et mésotrophes, de 2 à 10 mg·L⁻¹ dans les cours d'eau importants, de 3 à 34 mg·L⁻¹ dans les lacs eutrophes et de 20 à 50 mg·L⁻¹ dans les lacs dystrophes (Rand *et al.*, 1995). On trouve, dans la base de données de l'Ontario sur la sensibilité à l'acidification, des données pour 6 000 lacs environ de l'Ontario (Neary *et al.*, 1990, dans Spry et Weiner, 1991). Les lacs ontariens dont le pH était supérieur à 5,3 présentaient généralement des teneurs en COD supérieures à 1 mg·L⁻¹ et ces teneurs étaient de beaucoup supérieures dans la majorité d'entre eux. Le COD présent dans l'eau forme des complexes avec l'aluminium, des complexes organo-aluminium, qui donnent lieu à une réduction des concentrations des formes monomères de l'aluminium (Parent *et al.*, 1996; Farag *et al.*, 1993; Howells *et al.*, 1990). À un pH de 4,5, 1 mg·L⁻¹ de COD peut former des complexes avec 0,025 mg·L⁻¹ d'aluminium environ et cette valeur augmente avec le pH (MEO, 1988).

Deux grands types de ligands peuvent former des complexes stables avec l'aluminium en solution. Les ligands inorganiques qui comprennent des anions, notamment les anions sulfate (SO_4^{2-}), fluorure (F⁻), phosphate (PO_3^{3-}), bicarbonate (HCO_3^-) ou hydroxyde

(OH⁻) et les ligands organiques qui sont représentés par les acides oxaliques, humiques ou fulviques (Sparling et Lowe, 1996; Driscoll *et al.*, 1980). Les concentrations relatives des ligands inorganiques et organiques déterminent le type de ligands formés en solution.

Plusieurs examens récents des publications ont permis de recueillir de l'information supplémentaire sur le comportement et la toxicité de l'aluminium dans l'environnement aquatique (Phippen et Horvath, 1998; Roy, 1998; Valcin, 1998; OMS, 1997; Sparling et Lowe, 1996; Howells *et al.*, 1990).

L'aluminium présent dans l'environnement aquatique a pour origine des sources naturelles et anthropiques. Le rapport sommaire pour 1996 de l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) fait état de rejets industriels sur place d'aluminium au Canada de 52,4 tonnes, dont 18,7 tonnes dans l'atmosphère, 12,8 tonnes dans l'eau et 17,3 tonnes dans le sol (INRP, 1996). Comme l'aluminium constitue 8,1 % environ de la croûte terrestre, la quantité présente naturellement dans l'environnement est supérieure à celle des sources anthropiques (Lantzy et Mackenzie, 1979, cité dans OMS, 1997). Les rejets anthropiques directs ayant une incidence sur l'environnement aquatique comprennent les poussières ayant pour origine le sol, dont la teneur en aluminium est élevée, et qui sont produites par l'agriculture, l'exploitation minière et la combustion du charbon (OMS, 1997; Havas et Jaworski, 1986). L'érosion éolienne et hydrique des sols agricoles est une source particulièrement importante d'aluminium pour l'environnement aquatique (OMS, 1997). L'aluminium peut être transporté sous forme de particules atmosphériques et se déposer ensuite par précipitation humide ou sèche. Les concentrations d'aluminium des précipitations sont généralement faibles (<2 mg·L⁻¹), mais elles peuvent s'accroître de façon marquée en présence de sources industrielles (p. ex., fusion de minerai ou combustion du charbon) ou de sources naturelles de particules, comme le transport de sols (Havas et Jaworski, 1986). L'aluminium peut être indirectement mobilisé ou rendu plus biodisponible par les émissions atmosphériques de substances acidifiantes comme les oxydes d'azote et le dioxyde de soufre. Ces substances, une fois déposées sous forme de précipitations acides, abaissent le pH de l'environnement, ce qui a pour effet de rendre l'aluminium plus soluble et d'en modifier la spéciation.

Il a été procédé, de 1990 à 1996, à des mesures des concentrations d'aluminium dans l'eau à proximité d'industries canadiennes qui utilisaient et rejetaient des sels ou d'autres formes d'aluminium. Au Manitoba, les

concentrations moyennes d'aluminium extractible variaient de 0,232 mg·L⁻¹, dans le lac South Indian, à 0,547 mg·L⁻¹, dans la rivière Burntwood, la concentration moyenne mesurée d'aluminium dissous dans cette rivière s'élevait à 0,06 mg·L⁻¹. En Saskatchewan, les concentrations moyennes d'aluminium total variaient de 0,32 mg·L⁻¹, dans la rivière Saskatchewan Sud, à 2,15 mg·L⁻¹, dans la rivière Saskatchewan Nord. En Ontario, les concentrations d'aluminium total étaient les plus élevées dans la rivière Kaministiquia près de Thunder Bay, où elles atteignaient jusqu'à 13 mg·L⁻¹, les concentrations moyennes les plus élevées d'aluminium total atteignant 1,3 mg·L⁻¹ dans la rivière Wabigoon, en aval de Dryden. Des concentrations inférieures d'aluminium total ont été mesurées en Ontario, dans le lac Supérieur, où la concentration maximum atteignait 0,002 mg·L⁻¹. Les teneurs en aluminium dissous variaient de 0,44 à 0,058 mg·L⁻¹ dans la rivière St. Clair. Au Québec, les concentrations moyennes d'aluminium total variaient de 0,07, dans la rivière Saint-Maurice, à 0,59 mg·L⁻¹, dans le fleuve Saint-Laurent (Germain *et al.*, 1999).

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux

Les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux relatives à l'aluminium ont été élaborées à partir du protocole du CCME (CCME, 1991) et sont formulées tant pour le Al_{im} que pour le Al_{tot}. Bon nombre d'études ont montré que le Al_{im} était la forme la plus toxique de l'aluminium (Parkhurst *et al.*, 1990; Holtze et Hutchinson, 1989; Baker et Schofield, 1982; Driscoll *et al.*, 1980) et qu'il constituait le meilleur paramètre de prévision de la toxicité de l'aluminium dans une large gamme de conditions de la qualité de l'eau (Parkhurst *et al.*, 1990; Gundersen *et al.*, 1994; Clark et Hall, 1985; Driscoll *et al.*, 1980). Au cours d'une étude réalisée sur le terrain, Baldigo et Murdoch (1997) ont appliqué l'analyse de régression à l'examen des effets de conditions chimiques variables sur des ombles de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) de quatre ruisseaux des montagnes Catskill. L'analyse de régression portait à croire que la mortalité des ombles de fontaine était corrélée avec (par ordre d'importance) le Al_{im}, le pH, le COD, le calcium et le chlorure présents dans l'eau. La moyenne et la médiane des concentrations de Al_{im} expliquaient de 76 à 85 % de la variabilité de la mortalité chez les ombles. Une étude semblable réalisée par Parkhurst *et al.*, (1990) a porté sur les effets du pH, du Al_{tot}, du Al_{im}, du COD, de l'ion fluorure et de la température sur l'omble de fontaine. Les auteurs ont trouvé que l'ordre d'importance de ces facteurs pour la

survie d'alevins d'omble de fontaine en solution acide était le Al_{im}, le pH, le COD, le F et la température. Le Al_{im} présentait un effet beaucoup plus important que le pH sur la survie des ombles.

Le calcium (Ca²⁺) peut avoir un important effet sur la toxicité de l'aluminium pour certains organismes aquatiques (Cleveland *et al.*, 1991; Brown, 1983). Il est connu que le calcium peut réduire la perméabilité des membranes biologiques et donc la perte d'ions plasmatiques causée par le pH et la présence d'ions métalliques, dont ceux de l'aluminium (Freda et McDonald, 1990; Sadler et Lynam, 1988). Le calcium agit au niveau de la membrane biologique et les réponses sont fonction des organismes (p. ex., poissons, invertébrés ou plantes). Le calcium n'a pas été utilisé comme paramètre au moment de l'élaboration de la présente recommandation, car on ne disposait pas de corrélation dose-réponse pouvant servir à la modélisation des relations.

L'incidence de la température sur la spéciation de l'aluminium a été examinée en utilisant des gammes de pH distinctes, fondées sur la spéciation de l'aluminium à 2 °C, pour la recommandation concernant le Al_{im} et celle concernant le Al_{tot} (Lydersen *et al.*, 1990; Howells *et al.*, 1990). La forme la plus toxique, le Al_{im}, devrait être celle qui domine dans une plus large gamme de pH à 2 °C, comparativement à 20 °C.

Recommandation pour l'aluminium inorganique monomère

Les recommandations pour le Al_{im} sont fondées sur les données présentées dans la figure 1. Une première régression des valeurs de la recommandation a été réalisée pour les valeurs de pH de 5,0 à 6,1. Les données utilisées pour l'élaboration de la recommandation sont tirées des études de Buckler *et al.*, (1995) sur le saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*), de Parent et Campbell (1994) sur une algue verte (*Chlorella pyreïnoidosa*) et de Baker et Schofield (1982) sur l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et le meunier noir (*Catostomus commersoni*). Une deuxième régression des valeurs de la recommandation a été réalisée pour les pH de 6,1 à 7,1. Les données utilisées pour élaborer la recommandation ont été tirées d'une étude de Helliwell *et al.*, (1983) sur *C. pyreïnoidosa*. Les droites de régression se croisent au pH de 6,1, la plus faible concentration avec effet observé (CE₅₀ à 5 µg·L⁻¹ de Al_{im}; Helliwell *et al.*, 1983). Les droites de régression réunies ont le même profil que la courbe de solubilité de l'aluminium de la gibbsite microcristalline (MEO, 1988). Les équations de

régression pour le Al_{im} utilisées pour la recommandation sont :

$$pH \leq 6,1: \text{Log } [Al_{im}] = -1,6061 * pH + 10,5 \quad (r^2=0,71)$$

$$pH > 6,1: \text{Log } [Al_{im}] = 1,0327 * pH - 5,6 \quad (r^2=0,92)$$

Un facteur de sécurité de 0,1 est appliqué aux valeurs calculées du Al_{im} de la recommandation. Les données sur les concentrations de fond du Al_{im} au Canada étaient rares et aucune conclusion n'a pu être tirée quant au besoin d'un facteur de sécurité pour l'aluminium total (voir ci-dessous). Aucune recommandation pour le Al_{im} n'a été élaborée pour les eaux douces de pH inférieur à 5,0 ou supérieur à 7,1 car il n'existe pas de données pour les organismes aquatiques exposés au Al_{im} dans ces gammes de pH. Il est proposé d'utiliser la recommandation pour le Al_{tot} pour les pH supérieurs à 7,1.

Recommandation pour l'aluminium total

Les exigences en matière de données pour l'élaboration d'une recommandation complète pour la qualité des eaux concernant la protection de la vie aquatique n'ont pu être

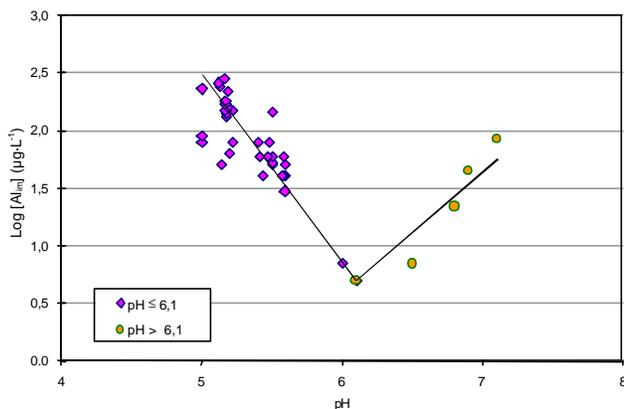


Figure 1. Recommandations pour la qualité des eaux choisies pour l'aluminium inorganique monomère. Un coefficient de sécurité de 0,1 a été appliqué à la valeur du Al_{im} obtenue des droites de régression.

strictement respectées pour le Al_{tot} à cause de l'absence d'une étude des effets chroniques sur les invertébrés, tel qu'indiqué dans le protocole du CCME (1991). Cette insuffisance généralisée de données sur les invertébrés a été relevée par plusieurs auteurs (Vuori, 1996; MEO, 1988; Havas, 1985). Les données permettant d'élaborer une recommandation portent sur un nombre important

d'espèces de poissons, des plantes aquatiques et des amphibiens. Les amphibiens ont tendance à être très sensibles aux concentrations d'aluminium (Sparling et Lowe, 1996; Freda, 1991; Albers et Prouty, 1987). Selon le protocole du CCME (1991), il existe suffisamment de données pour permettre l'élaboration d'une recommandation provisoire pour le Al_{tot} .

Information sur la toxicité		Espèce	Indicateur de toxicité	pH	COD (mg.L ⁻³)	Concentration de l'aluminium (µg.L ⁻³)
Aiguë	Vertébrés	<i>B. americanus</i>	CE ₂₅ -96h	5,0	2,3	■
		<i>R. pipiens</i>	CL ₅₀ -96h	4,5	2,85	■
		<i>O. mykiss</i>	CL ₅₀ -96h	8	1,4	□
		<i>O. mykiss</i>	CL ₅₀ -96h	8	10,1	□
		<i>O. mykiss</i>	CE ₂₅ -96h	8	6,17	□
		<i>S. salar</i>	mort. 100%	4,8	4,4	□
	Invertébrés	<i>A. intermedius</i>	CSEO	4,0	1,0	■
Chronique	Plantes	<i>C. pyrenoidosa</i>	CE ₂₅ -4j	5,0	2,3	■
		<i>S. fontinalis</i>	CL ₂₅ -21j	4,4	0,5	●
		<i>S. fontinalis</i>	CL ₂₅ -21j	6,4	10	●
Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux – Aluminium total						Divers – Voir le Tableau 2

Indicateurs de toxicité: ■ primaire □ secondaire ● valeur critique

Figure 2. Données choisies sur la toxicité de l'aluminium total en eau douce.

La toxicité du Al_{tot} dépend fortement du pH et de la concentration du carbone organique dissous (Buckler *et al.*, 1995; Wilson *et al.*, 1994; DeLonay *et al.*, 1993; Parkhurst *et al.*, 1990; Palmer *et al.*, 1988; Sadler et Lynam, 1988; Parkhurst, 1987; Baker et Schofield, 1982). Afin de tenir compte de ces variables au moment de l'élaboration de recommandations pour le Al_{tot} , une analyse de régression multiple a été réalisée à partir des données de Parkhurst (1987). La variable dépendante choisie a été la survie après 21 jours de juvéniles d'omble de fontaine qui a été transformée en logits et ensuite modifiée par l'ajout de la valeur 10 afin d'éliminer les nombres négatifs :

$$\text{logits transformés} = \ln (p / (1-p)) + 103)$$

où p est la proportion d'alevins ayant survécu après 21 jours. Les variables indépendantes étaient le pH, le COD et la concentration de Al_{tot} . Pour l'analyse de régression, les concentrations d'aluminium total ont fait l'objet d'une transformation logarithmique et des termes de puissance ont été ajoutés pour le log de l'aluminium total et le pH, car ces variables présentent des relations non linéaires avec la survie. L'analyse a été réalisée avec le logiciel SAS® (PROC REG). La méthode du maximum de vraisemblance a été appliquée pour obtenir l'équation 4 :

$$\text{logit } Y = -63,16 + 26,17 * pH - 2,299 * pH^2 + 2,648 * \log Al - 1,583 * (\log Al)^2 + 0,249 * COD$$

4)

Le détail des calculs est donné après la bibliographie. Toutes les variables de l'équation étaient significatives ($p < 0,05$). Le coefficient de corrélation était de 0,71. Cette équation a été utilisée pour estimer les concentrations d'aluminium total causant une mortalité supérieure de 25 % à celle causée par diverses combinaisons de pH et de COD. Comme le modèle est fondé sur des données d'exposition chronique portant sur une des premières étapes du cycle vital de l'omble de fontaine, les CL_{25} estimées sont jugées être des indicateurs de la toxicité chronique car la sensibilité de l'omble décroît rapidement avec l'âge. La létalité a été la réponse la plus sensible mesurée et, dans certains cas, la CL_{25} a été jugée correspondre approximativement à la concentration sans effet observé (EPA, 1994). Le protocole du CCME (CCME, 1991) fait appel à un facteur de sécurité de 10 pour l'indicateur d'effet chronique. On s'inquiétait cependant du fait que la recommandation ainsi obtenue puisse être inférieure à la concentration de fond. Pour évaluer cette hypothèse, des données de contrôle sur les concentrations d'aluminium total dans l'eau de zones non industrialisées ont été obtenues pour toutes les régions du Canada (Caux *et al.*, 2000). Une base de données commune regroupant 75 000 données ponctuelles a été évaluée (données postérieures à 1985) et compilée. Les données ont été recueillies pour le plus grand nombre possible de « provinces géologiques » du Canada (Wheeler *et al.*, 1996). Au total, 11 des 13 provinces géologiques étaient représentées. Une courbe des fréquences des concentrations pour l'aluminium total a montré que le nombre de sites où la concentration d'aluminium total était égale ou inférieure à $252 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ s'élevait à 80 % ($n = 1\,196$). Les valeurs de la matrice pour la recommandation proposée concernant l'aluminium total et fondée sur les effets (dépendante du pH et du COD), en l'absence d'un facteur de sécurité de 10, variaient de 61 à $252 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, ce qui constitue un recouvrement parfait pour cette proportion. Dans ce cas, une démarche par poids de la preuve intégrant les seuils des effets, les relations des paramètres de la chimie de l'eau et les concentrations de fond appuie l'adoption d'une recommandation pour la qualité des eaux, pour l'aluminium total, ne faisant pas appel à un facteur de sécurité.

Mise en oeuvre

On note, au niveau du lieu dans la plupart des provinces géologiques, qu'il n'existe proportionnellement que quelques endroits où les concentrations de fond de Al_{tot} sont inférieures à $61 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Pour ces lieux, lorsqu'ils sont jugés sensibles du point de vue écologique, une concentration de fond pourrait être utilisée comme valeur objective propre à ces lieux. Bien que les concentrations naturelles puissent avoir un effet nocif pour certains organismes, les options de gestion justifiables devraient tenir compte de l'apport des processus naturels afin de mettre l'accent sur les lieux et les substances chimiques qui subissent surtout les effets des activités humaines.

Il existe dans l'environnement canadien des situations où le pH et les concentrations de COD débordent des gammes présentées dans le tableau 2 et, par ailleurs, la recommandation pour la qualité des eaux concernant le pH fait état d'une gamme de 6,5 à 9,0 (CCME, 1999). Parkhurst (1987) n'a cependant pas traité de pH supérieurs à 6,5 ou de concentrations de COD supérieures à $10 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Il est donc recommandé que l'on applique la recommandation pour l'aluminium total la plus prudente qui se rapproche le plus des conditions de pH et de COD du plan d'eau d'intérêt ($74 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Les utilisateurs de la recommandation devraient aussi être conscients du fait qu'une augmentation rapide du pH, notamment dans les zones de mélange, peut donner lieu à une précipitation de l'aluminium qui se retrouve alors en solution sursaturée et peut présenter une létalité aiguë pour la vie aquatique.

Il est recommandé que le choix d'une recommandation, pour le Al_{im} ou le Al_{tot} , soit fondé sur les objectifs de gestion et le meilleur jugement professionnel s'appliquant dans chaque cas. La recommandation pour le Al_{im} tient compte d'un facteur de sécurité et est fondée sur la fraction toxique présumée tandis que celle pour le Al_{tot} est d'ordre plus pratique, prend en compte les concentrations de fond et peut donc s'avérer plus utile pour les conditions où il n'y a pas d'équilibre. En outre, il pourra s'avérer nécessaire d'évaluer de façon spécifique au lieu les lacs de faible pH à eau fortement colorée (lacs dystrophes). Les autorités pourront opter pour l'élaboration d'objectifs de qualité de l'eau particuliers au lieu, comme cela est mentionné dans le protocole du CCME de 1991.

Les recommandations établissent une norme élevée pour la protection de la vie aquatique dans tout le Canada. Leur application peut exiger de tenir compte des conditions

locales. Elles peuvent faire l'objet de mises à jour à mesure que de nouveaux renseignements sont obtenus.

Examen de la toxicité pour les organismes dulcicoles

L'aluminium présent dans l'environnement aquatique peut avoir des incidences importantes sur la vie aquatique. Les précipitations acides ont été associées à la disparition de populations de poissons par la mobilisation de l'aluminium dans des eaux sensibles à l'acidité (Buckler *et al.*, 1995; Wilson *et al.*, 1994; DeLonay *et al.*, 1993; Palmer *et al.*, 1988; Sadler et Lynam, 1988; Baker et Schofield, 1982). Les fortes pluies et la fonte des neiges peuvent aussi influencer sur les concentrations d'aluminium dans l'environnement aquatique par le lessivage d'importantes quantités de ce métal à partir des sols du bassin versant (Mount *et al.*, 1990; Gunn et Noakes, 1987). Les variations à court terme des concentrations d'aluminium causées par ces événements peuvent avoir des effets très importants sur le biote aquatique.

Les plantes aquatiques peuvent tolérer des concentrations d'aluminium plus élevées que les invertébrés aquatiques, les amphibiens et les poissons (Sparling et Lowe, 1996; Butcher, 1987). À mesure que le pH décroît, le Ca^{2+} , les ions métalliques (p. ex., Fe) et le phosphore peuvent réagir avec l'aluminium et ainsi nuire à la croissance des plantes (Hörnström *et al.*, 1984). Sprenger et McIntosh (1989) ont noté que les concentrations d'aluminium en milieu aqueux présentaient une corrélation négative avec le pH, de sorte que les plantes qui croissent en milieu acide sont souvent résistantes à l'aluminium. La toxicité de l'aluminium pour les invertébrés découle surtout d'une perturbation de la régulation ionique et de la perte de Na^+ . L'aluminium est plus toxique pour les invertébrés dans la gamme de pH de 5,1 à 5,8 comparativement aux pH supérieurs (Hörnström *et al.*, 1984). Freda (1991) a examiné la toxicité de l'aluminium chez neuf espèces d'amphibiens à divers stades de développement. Il a trouvé trois types possibles de toxicité pour les amphibiens fondés sur les interactions de l'aluminium et du pH. Le type I pour lequel la toxicité présente une relation négative avec le pH, le type II pour lequel la toxicité présente une relation positive avec le pH et le type III pour lequel l'aluminium réduit la toxicité de l'acidité. L'aluminium peut poser un risque élevé pour les amphibiens en milieu acide, mais le H⁺ est aussi toxique et il peut être difficile de différencier ces deux facteurs. Les poissons sont sensibles aux concentrations

d'aluminium. Les facteurs clés de leur sensibilité sont l'espèce, le stade de développement et la forme de l'aluminium. Les salmonidés sont plus sensibles aux effets toxiques de l'aluminium que les espèces d'eau chaude (Spry et Wiener, 1991; Roy, 1998; Valcin, 1998). Selon plusieurs études, le stade de développement du juvénile s'avère le plus sensible et celui de l'embryon le moins sensible (Roy, 1998; Rosseland *et al.*, 1992; Baker et Schofield, 1982). Des espèces de poissons se sont avérées également sensibles aux trois formes d'aluminium monomère (Al^{3+} , $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ et $\text{Al}(\text{OH})_2^+$) en milieu aqueux (Sparling et Lowe, 1996). Le mécanisme de la toxicité de l'aluminium chez les poissons tend à s'expliquer par des perturbations de la régulation ionique et de l'osmorégulation et par divers troubles respiratoires liés à la précipitation de l'aluminium sur les branchies (Phippen et Horvath, 1998). La liaison de l'aluminium avec l'épithélium des branchies et, au niveau intracellulaire, à l'intérieur des cellules épithéliales lamellaires constitue une condition préalable à la toxicité aiguë (Phippen et Horvath, 1998). Chez les poissons, les signes apparents de la toxicité par l'aluminium sont la toux, l'hyperventilation et l'obstruction des branchies par du mucus (Lewis *et al.*, 1990).

L'utilisation de solutions d'aluminium sursaturées peut s'avérer un obstacle important à la bonne interprétation des essais de toxicité en laboratoire, lorsqu'on fait un examen critique des publications sur ce sujet (Roy, 1998; Spry et Wiener, 1991). Les solutions sursaturées peuvent s'avérer très toxiques si l'aluminium précipite et adhère aux tissus des branchies où il peut causer l'asphyxie (Spry et Wiener, 1991). La toxicité peut cependant être réduite si la solution a été conservée pendant un certain temps, de sorte qu'il y a eu formation de polymères d'aluminium de grande taille et de composés amorphes qui ne réagissent pas avec les tissus des branchies (Freda, 1991; Spry et Wiener, 1991). Selon le produit de solubilité de la gibbsite microcristalline, les milieux qui contiennent plus que $18,9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Al inorganique à un pH 6 et à une température de 20 °C sont jugés sursaturés (Parent et Campbell, 1994). Dans de telles conditions, la chimie en milieu aqueux de l'aluminium devient très complexe et imprévisible. Les solutions sursaturées d'aluminium en milieu naturel sont rares, surtout dans les eaux de faible pH (Hutchinson *et al.*, 1987, 1989; Tipping *et al.*, 1988; LaZerte, 1984). On compte, comme situation où de telles solutions peuvent se produire dans l'environnement, les bassins versants de pH neutre dans lesquels est déversé du sulfate d'aluminium provenant d'usines d'épuration municipales ou de production de pâtes et papiers (Roy, 1998). Les études faisant état d'effets toxiques découlant d'une exposition à une

solution sursaturée n'ont pas été jugées acceptables pour l'élaboration de la recommandation. De même, il n'a pas été tenu compte des études pour lesquelles l'utilisation de témoins, de statistiques ou de méthodes normalisées n'était pas adéquate.

Aluminium inorganique monomère

Il existe peu d'études sur la toxicité du Al_{im} pour le biote aquatique et, plus particulièrement, celles sur les plantes et les invertébrés sont rares. Cela s'explique sans doute par la difficulté de trouver des méthodes analytiques exactes et précises pour la détermination des concentrations de Al_{im} en solution (Driscoll et Postek, 1996; Driscoll et Schecher, 1990). En outre, la toxicité du Al_{im} pour les organismes aquatiques peut s'avérer difficile à quantifier aux faibles pH étant donné la toxicité inhérente de l'ion H^+ (Baldigo et Murdoch, 1997; Atland et Barlup, 1996; Parkhurst *et al.*, 1990). Dans la nature, les espèces sensibles à la toxicité des faibles pH ne devraient pas se retrouver dans les milieux aquatiques qui sont surtout acides. Aux fins de la présente recommandation, on ne signale que les études faisant état des effets toxiques du Al_{im} où l'on a utilisé des témoins adéquats ayant subi une exposition aux mêmes pH.

Plantes aquatiques

Parent et Campbell (1994) ont exposé des algues vertes unicellulaires (*Chlorella pyrenoidosa*) à du Al_{im} afin d'observer les réponses biologiques à diverses valeurs de pH. L'inhibition de la croissance des algues était faible aux pH de la gamme de 4,3 à 4,6. Des CE_{30} pour la croissance des algues ont été calculées pour une gamme de 7 à $800 \mu g \cdot L^{-1}$ à des pH variant de 6,0 à 5,0. La CE_{30} la plus sensible a été signalée pour un pH de 6,0 et une concentration de Al_{im} de $7 \mu g \cdot L^{-1}$. La toxicité présentait une très importante dépendance au pH dans cette gamme. Tant Parent et Campbell (1994) que Parker *et al.*, (1989, dans Lydersen *et al.*, 1990) ont proposé que l'espèce aluminium hydroxylé polycyclique pouvait avoir des effets phytotoxiques prononcés. Tout dépendant de la température et d'autres facteurs physico-chimiques (ligands, etc.), toutes les espèces d'aluminium devraient être présentes dans la gamme de pH allant de 5 à 7.

Invertébrés

Mackie (1989) a exposé cinq espèces d'invertébrés benthiques à six concentrations de Al_{im} allant de 0 à

$400 \mu g \cdot L^{-1}$ et à une gamme de pH comprise entre 4 et 5,5. Les espèces soumises à l'essai comprenaient un déchetueur, *Hyaella azteca*, un racleur, *Amnicola limosa*, un prédateur, *Enallagma sp.* et des bivalves, *Pisidium casertanum* et *Pisidium compressum*. Les invertébrés ont été exposés, en milieu statique, à du Al_{im} pendant 96 heures afin de déterminer la CL_{50} de chaque concentration d'exposition. Les taux de mortalité observés aux concentrations d'essai se sont avérés insuffisants pour le calcul de CL_{50} .

Khargarot et Ray (1989) ont étudié la toxicité de divers ions métalliques (Al^{3+}) pour la daphnie, *Daphnia magna*, et sa corrélation avec leurs propriétés physico-chimiques. Des essais biologiques statiques réalisés à $13^\circ C$ ont servi à déterminer la toxicité des métaux. Les $CE_{50-24 h}$ et $CE_{50-48 h}$ signalées étaient, respectivement, de $85,9 mg \cdot L^{-1}$ et de $59,6 mg \cdot L^{-1}$.

Amphibiens

Clark et LaZerte (1985) ont étudié les effets du pH et de l'aluminium sur les œufs et les têtards du crapaud d'Amérique (*Bufo americanus*) et de la grenouille des bois (*Rana sylvatica*). Ils ont noté une réduction significative de l'éclosion chez les deux espèces lorsque le pH était faible (4,14). Au pH de 4,32, le succès de la reproduction était réduit chez le crapaud d'Amérique par l'ajout de $9,2 \mu g \cdot L^{-1}$ de Al_{im} . Mais au pH de 4,75, une concentration de Al_{im} de $200 \mu g \cdot L^{-1}$ ne modifiait pas le succès de l'éclosion. En deçà d'un pH de 4,75, l'aluminium avait pour effet d'accroître la toxicité. Des résultats semblables ont été signalés pour d'autres espèces d'amphibiens à différents stades de développement (Freda, 1991; Saber et Dunson, 1979; Gosner et Black, 1957). L'indicateur sensible de $9,2 \mu g \cdot L^{-1}$ n'a pas été retenu pour l'élaboration de la recommandation à cause d'importants effets s'expliquant par le seul pH au moment de ces essais biologiques. Les auteurs ont conclu que la réponse de toxicité ne dépendait pas de la spéciation de l'aluminium (Clark et LaZerte, 1985).

Poissons

Mount *et al.*, (1988) ont exposé des ombles de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) à de l'aluminium monomère en présence d'une faible concentration de calcium ($0,5 mg \cdot L^{-1}$) et d'un faible pH ($4,97 \pm 0,02$). L'aluminium était décrit comme inorganique et monomère total. La concentration minimale produisant un effet observé (CMEO) sur la croissance était de $47 \mu g \cdot L^{-1}$ de Al_{im} . La

concentration d'aluminium total monomère était de $169 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Les effets observés allaient d'une réduction de la croissance et de la survie à des anomalies physiologiques. Les auteurs ont observé que l'augmentation de la concentration de calcium ou la réduction de celle de l'aluminium atténuait les réponses nocives observées.

Holtz et Hutchinson (1989) ont exposé diverses espèces de poissons à divers stades de développement à des solutions de Al_{im} de faibles pH (de 4,5 à 6,0). La survie d'alevins de grand corégone (*Coregonus clupeaformis*) au stade de l'émergence s'est avérée l'indicateur le plus sensible, à une CMEO de $28 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et à un pH de 5,1. La CMEO pour la survie des alevins d'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) au stade de l'émergence était de $144 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, à un pH de 5,1, et de $>58 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, à un pH de 5,4. À un pH de 5,97, les oeufs du mené à nageoires rouges (*Notropis cornutus*) présentaient un taux de mortalité de 90,7 % à une concentration de Al_{im} de $17 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Cet indicateur sensible n'a pas été retenu pour l'élaboration de la recommandation. Les auteurs ont indiqué que la toxicité signalée pourrait bien avoir été causée par une sursaturation en aluminium. Ils ont mesuré l'aluminium colloïdal polymère dans les solutions d'essai et déterminé qu'elles étaient moins importantes que l'acidité et la concentration du Al_{im} pour la survie des poissons.

Roy et Campbell (1995) ont exposé des saumons de l'Atlantique (*Salmo salar*) juvéniles à des concentrations d'aluminium (sous forme de Al_{im}) et à des mélanges d'aluminium et de zinc, dans une large gamme de pH. La réponse la plus sensible au seul Al_{im} a été notée au pH 5,24. La CL_{50} signalée était de $51,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ($1,9 \mu\text{mole}$). Ils ont trouvé que la CL_{50} tendait à être inférieure au cours des essais portant sur les mélanges d'aluminium et de zinc comparativement à ceux où seul l'aluminium était utilisé. L'aluminium agit comme un irritant des branchies qui stimule la production de mucus chez le saumon. Le zinc se fixe facilement sur le mucus des branchies, ce qui donne lieu à un passage rapide des ions métalliques à travers les tissus des branchies et donc à une réaction toxique.

Aluminium total

Il existe une grande quantité de données toxicologiques sur les effets de l'aluminium total chez le biote aquatique. Dans beaucoup de ces études, le biote est exposé à des concentrations d'aluminium présent dans des solutions artificielles où la spéciation de l'aluminium est maximale et où il n'y a pas de matières

organiques pour la formation de complexes. Il a été montré que le COD avait une importante influence sur la toxicité de l'aluminium par la formation de complexes avec l'aluminium monomère (Parent *et al.*, 1996; Farag *et al.*, 1993; Howells *et al.*, 1990). Il a aussi été montré que l'augmentation de la concentration de COD en solution avait tendance à réduire la toxicité de l'aluminium (Parkhurst, 1987; Gunn et Noakes, 1987; Burton et Allan, 1986). Le carbone organique dissous est présent dans toutes les eaux naturelles, bien qu'en concentrations variables (Peterson *et al.*, 1989). Étant donné l'incidence du COD sur la toxicité de l'aluminium, seules les études où la solution d'exposition contenait des quantités mesurables de COD ont été retenues pour l'élaboration d'une recommandation pour la qualité des eaux pour la vie aquatique concernant le Al_{tot} .

Plantes aquatiques

Parent *et al.*, (1996) ont étudié les effets de l'aluminium chez l'algue verte *C. pyrenoidosa* en présence de carbone organique dissous. Les concentrations de COD variaient de 1,2 à $11 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. La concentration d'aluminium total monomère était déterminée par spectrométrie d'absorption atomique à atomisation électrothermique. À un pH de 5,0, une concentration en aluminium total monomère de $167 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et en l'absence de COD, on notait une réduction de la croissance de 30 % de l'algue verte après 96 heures, comparativement aux témoins. À une concentration de COD de $2,3 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ et de Al_{tot} de $189 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, à un pH de 5,0, la croissance était réduite de 25 %, comparativement aux témoins.

Hörnström *et al.*, (1995) ont étudié les effets de l'aluminium, à diverses gammes de pH et à deux concentrations d'humus, sur les organismes phytoplanctoniques *Monoraphidium griffithii* et *Monoraphidium dybowskii*. À un pH de 4,8 et à une concentration d'humus de $0,2 \text{mg Pt L}^{-1}$, la présence d'aluminium à raison de $200 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ donnait lieu à une réduction de la croissance de 70 % chez *M. dybowskii*, comparativement aux témoins. La concentration en matières humiques est souvent déterminée en comparant les échantillons à des solutions de référence standard de platine. La concentration d'humus est ensuite donnée en unités platine (mg Pt L^{-1}). À un pH de 6,8 et une concentration d'humus de 27mg Pt L^{-1} , une réduction de la croissance a été observée chez *M. dybowskii* à une concentration d'aluminium de $300 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. La croissance de *M. griffithii* était réduite de 82 %, comparativement aux témoins, après une exposition à $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ d'aluminium à un pH de 4,8 et à une concentration d'humus de $0,2 \text{mg Pt L}^{-1}$. À 27mg Pt L^{-1} ,

les *M. griffithii* exposés à $300 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ à des pH de 4,8 et de 6,8 présentait des réductions de croissance respectives de 35 % et de 50 %.

Amphibiens

Freda *et al.*, (1990) ont exposé des embryons de *R. pipiens* et des têtards de *B. americanus* à des concentrations d'aluminium afin d'étudier l'effet de la formation de complexes organiques sur la toxicité. La concentration d'aluminium était déterminée par spectrophotométrie et par la méthode au catéchol-violet. Les organismes étaient exposés à divers pH et concentrations de COD, le COD ayant été obtenu d'étangs naturels. Diverses dilutions de l'eau des étangs permettaient d'obtenir la concentration de COD souhaitée pour les essais. La $\text{CL}_{50-96 \text{ h}}$ pour les têtards de *B. americanus*, à un pH de 4,5 et à une concentration de COD de $2,85 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, était de $627 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ d'aluminium total. L'augmentation de la teneur en COD à $11,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ donnait lieu à une augmentation de la CL_{50} qui excédait $2\,000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Les embryons de *R. pipiens* présentaient une réaction semblable à l'augmentation de la concentration de COD. Dans une eau douce artificielle à 100 % à un pH de 4,8 et exempte de COD, la CL_{50} était de $471 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. La CL_{50} augmentait de façon marquée ($> 856 - > 1\,018 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) à la suite de l'ajout de COD sous la forme de diverses dilutions d'eau des étangs, le pH demeurant constant.

Freda et McDonald (1990) ont examiné les effets de l'aluminium chez la grenouille léopard (*R. pipiens*) dans une large gamme de pH et à une faible concentration de COD. Des *R. pipiens* ont été exposés en milieu statique, plutôt qu'en milieu renouvellement continu, afin de mieux représenter les conditions qui existent dans des étangs de reproduction saisonniers où il n'y a ni entrée ni sortie d'eau. Ils ont observé qu'à un très faible pH (de 4,2 à 4,4) l'aluminium annulait les effets du pH sur les embryons de grenouilles et permettait l'éclosion. Entre les valeurs de pH de 4,6 et 4,8, l'aluminium s'avérait extrêmement toxique et les taux de mortalité étaient accrus de façon appréciable à une concentration de $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Tous les essais ont été réalisés à une concentration de COD de $1,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Les $\text{CL}_{50-96 \text{ h}}$ signalées pour le Al_{tot} aux valeurs de pH de 4,6 et 4,8 étaient, respectivement, de 811 et de $403 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Aux pH de 4,4, 4,6 et 4,8, la plus faible concentration de Al utilisée ($250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) n'a été cause ni de mortalité ni de développement anormal chez 25 têtards à un stade de prédéveloppement.

Il a été mentionné que les amphibiens risquant le plus de subir la toxicité de l'aluminium étaient ceux qui habitaient de petits étangs saisonniers ou éphémères qui sont en grande partie alimentés par les eaux de ruissellement et de fonte des neiges du printemps (Sparling et Lowe, 1996). Albers et Prouty (1987) ont signalé que la survie d'embryons de la salamandre maculée, *Ambystoma maculatum*, présentait une corrélation négative avec la concentration d'aluminium dans les étangs saisonniers. Les concentrations d'aluminium et les niveaux d'acidité de ces eaux sont particulièrement élevés et l'exposition se produit pendant les premières étapes de la vie, au moment où les amphibiens ont tendance à être les plus sensibles. Les espèces plus grosses qui habitent les lacs et les étangs permanents pourraient être moins affectées par ces événements épisodiques, mais pourraient quand même subir l'acidification chronique et les concentrations d'aluminium élevées qui l'accompagnent. Freda (1991) a signalé, dans le cadre d'une étude visant à déterminer les effets d'une gamme de Al_{tot} ($250-1000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) sur des embryons de la grenouille léopard, *R. pipiens*, à un pH de 4,8, que des teneurs en COD supérieures à $5,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ avaient pour effet la formation de complexes avec la plus grande partie de l'aluminium, et donc une réduction de l'aluminium labile.

Invertébrés

L'aluminium n'est généralement pas toxique pour les invertébrés aux concentrations que l'on rencontre généralement dans des eaux approchant la neutralité. Les niveaux ambiants de Al dans les eaux à des pH voisins de la neutralité sont normalement inférieurs à $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ et se situent généralement aux environs de $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Wren et Stephenson, 1991; Havas et Likens, 1985).

Burton et Allan (1986) ont étudié les effets de la température, du pH, du COD et de la concentration d'aluminium chez divers invertébrés de cours d'eau. Ils ont noté que l'ajout de $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ d'aluminium à de l'eau à une température de 15°C , à un pH de 4,0 et à une concentration de COD de 42 à $47 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, n'avait pas d'effet sur la mortalité de l'isopode, *Asellus intermedius*, de la perle, *Nemoura sp.* et de l'escargot *Pycnopsyche guttifer*, comparativement à un témoin où l'aluminium était absent. À 2°C et à une concentration de $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de Al_{tot} , une mortalité accrue significative était notée chez la perle et l'isopode. La mortalité était encore accrue lorsque l'expérience était répétée avec des teneurs en COD très faibles. Les auteurs ont remarqué que l'élimination de la matière organique de la solution

donnait lieu à un déplacement de 94 à 98 % de la forme organique, vers la forme inorganique, de l'aluminium.

Poissons

Gundersen *et al.*, (1994) ont exposé des truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) à des combinaisons toxiques aiguës et subaiguës de Al, de COD (acides humiques) et de pH. Les poissons étaient exposés dans un système à renouvellement continu. Les concentrations d'aluminium étaient mesurées par spectrophotométrie d'absorbance selon la méthode au catéchol. Pour l'essai de toxicité aiguë, les concentrations d'acides humiques variaient de 1,4 à 10,1 mg·L⁻¹ et le pH était légèrement alcalin, à 7,97-8,56. Les CL_{50-96 h} ont été de 3,75, 5,43, 4,60 et 5,22 mg·L⁻¹ pour des concentrations respectives en acides humiques de 1,4, 2,6, 6,6 et 10,1 mg·L⁻¹. La mortalité (25 %) a été notée au pH de 8,03, à la concentration d'acides humiques de 6,17 mg·L⁻¹ et à la concentration d'aluminium total de 2,1 mg·L⁻¹. À un même pH, une concentration d'acides humiques supérieure (9,57 mg·L⁻¹) et une concentration de Al_{tot} semblable (1,9 mg·L⁻¹), la mortalité s'élevait à 5 %. Les auteurs ont constaté que les acides humiques protégeaient les animaux de la mortalité causée par l'aluminium.

Des jordanelles (*Jordanella floridae*) ont été utilisées pour déterminer la toxicité de mélanges de métaux (Al/Cu/Zn) et l'incidence des substances humiques sur cette dernière (Hutchinson et Sprague, 1987). Les chercheurs ont noté que la toxicité de l'aluminium était réduite par la formation de complexes avec les substances humiques, mais le niveau de toxicité pour les jordanelles n'a pas été quantifié. En outre, il s'est avéré que le carbone organique total présentait une relation plus étroite avec les variations de la létalité des métaux traces qu'avec celles de la dureté de l'eau.

Peterson *et al.*, (1989) ont examiné les incidences de l'aluminium sur le saumon de l'Atlantique (*S. salar*) en présence de carbone organique dissous. Le COD était isolé à partir de l'eau de cours d'eau de la Nouvelle-Écosse qui était diluée de façon à obtenir les concentrations d'exposition. À un pH de 4,8 et à une concentration de COD de 4,4 mg·L⁻¹, les alevins de saumon de l'Atlantique subissaient une mortalité de 100 % à une concentration de 200 µg·L⁻¹ (7,4 µm). À un pH de 4,8 et à une concentration de COD de 6,8 mg·L⁻¹, le taux de mortalité s'élevait aussi à 100 % à une concentration de 210 µg·L⁻¹ (7,8 µm). Les chercheurs ont émis l'hypothèse que les fractions acides du COD (acides hu-

miques) assurent une meilleure protection pour le saumon, car elles contiennent des groupes fonctionnels carboxyles et hydroxyles qui forment des complexes stables avec l'aluminium.

Parkhurst *et al.*, (1990) ont étudié les effets de l'aluminium sur l'omble de fontaine (*S. fontinalis*) en faisant varier divers paramètres de la qualité de l'eau (p. ex., pH, COD, F et température). Les chercheurs ont utilisé un système à renouvellement continu et signalé les concentrations mesurées et nominales des paramètres pour chaque essai. Une analyse multivariée a servi à déterminer les paramètres les plus importants pour la survie de l'omble de fontaine dans une large gamme d'exposition. Les chercheurs ont signalé que le COD expliquait 6 % de la variabilité de la survie de l'omble de fontaine. Parkhurst (1987) a signalé les effets de l'aluminium sur des ombles de fontaine exposés à du Al_{tot}. La température et les concentrations de COD et de fluorure étaient modifiées. Les concentrations nominales de Al_{tot} des essais variaient de 0 à 1 000 µg·L⁻¹ tandis que les concentrations mesurées de COD variaient de 0,6 à 9,1 mg·L⁻¹. Les valeurs mesurées de tous les paramètres ont été indiquées. Les chercheurs ont observé que le COD n'avait, à lui seul, aucune incidence sur la survie des ombles de fontaine. L'ajout de COD au moment des essais portant sur diverses concentrations de Al_{tot} permettait de réduire la toxicité. À un pH de 5,3 et à une concentration de 11 µg·L⁻¹, la survie après 21 jours était de 72 % à une concentration de 0,5 mg·L⁻¹ de COD. La survie augmentait de façon appréciable, à 94 %, après l'ajout de 5,5 mg·L⁻¹ de COD. À une concentration de Al_{tot} de 127 µg·L⁻¹ l'ajout de COD éliminait pratiquement toute toxicité aux pH de 4,8, 5,1, et 5,4.

Organismes marins

L'aluminium ne devrait pas être toxique dans l'environnement marin naturel étant donné les fortes concentrations de particules d'argile de ces eaux et leur pH relativement constant de 8,2 (OMS, 1997). Les particules d'argile tendent à se lier rapidement avec l'aluminium et à former d'importants colloïdes et, ainsi, à retirer l'aluminium de la colonne d'eau. À un pH de 8,2, l'aluminium devrait surtout être présent sous la forme anionique AlOH₄⁻ et devrait donc être rapidement retiré des eaux marines par la formation de polymères et de colloïdes (OMS, 1997; Howells *et al.*, 1990).

Aucune recommandation pour la qualité des eaux concernant la protection des organismes marins contre les effets de l'aluminium ne sera élaborée pour le moment.

Bibliographie

- Albers, P.H. et R.M. Prouty. 1987. Survival of spotted salamander eggs in temporary woodland ponds of coastal Maryland. *Environ. Pollut.* 46: 45-61.
- Atland, A. et B.T. Barlaup. 1996. Avoidance behaviour of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) fry in waters of low pH and elevated aluminum concentration: laboratory experiments. *J. can. sci. hal. aquat.* 53:1827-1834.
- Alcan Aluminium Ltée. 1998. Précis Alcan 1998.
- Association de l'aluminium du Canada. 1993. L'industrie de l'aluminium: une force pour l'avenir. Association de l'Industrie de l'aluminium du Québec.
- Aluminum Association Inc. 1998a. The Aluminum Industry Association Facts: aluminum in the house.
- Aluminum Association Inc. 1998b. The Aluminum Industry Association Facts: aluminum foil and packaging.
- ATSDR. 1992. Toxicological profile for aluminum and compounds. Atlanta, Georgia. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 136 p. (TP-91/01).
- Baker, J.P. et C.L. Schofield. 1982. Aluminum toxicity to fish in acidic waters. *Water Air Soil Pollut.* 18: 289-309.
- Baldigo, B.P. et P.S. Murdoch. 1997. Effect of stream acidification and inorganic aluminum on mortality of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in the Catskill Mountains, New York. *J. can. sci. hal. aquat.* 54:603-615.
- Berntssen, M.H.G., F. Kroglund, B.O. Rosseland et S.E. Wendelaar. 1997. Responses of skin mucous cells to aluminum exposure at low pH in Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *J. can. sci. hal. aquat.* 54: 1039-1045.
- Bloom, P.R. et M.S. Erich. 1996. The quantitation of aqueous aluminum. *In: Sposito, G. (red.) (1996). The Environmental Chemistry of aluminum.* CRC Press, Boca Raton, Floride. pp. 1-38.
- Brown, D.J.A. 1983. Effects of calcium and aluminum concentrations on the survival of brown trout (*Salmo trutta*) at low pH. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 30: 582-587.
- Buckler, D.R., L. Cleveland, E.E. Little et W.G. Brumbaugh. 1995. Survival, sublethal responses, and tissue residues of Atlantic salmon exposed to acidic pH and aluminum. *Aquat. Toxicol.* 31: 203-216.
- Burton, T.M. et J.W. Allan. 1986. Influence of pH, aluminum, and organic matter on stream invertebrates. *J. can. sci. hal. aquat.* 43:1285-1289.
- Butcher, G.A. 1987. Water quality criteria for aluminum: Report to Ministry of Environment and Parks – Technical appendix. Province de la Colombie-Britannique.
- Campbell, P.G.C. et P.M. Stokes. 1985. Acidification and toxicity of metals to aquatic biota. *J. can. sci. hal. aquat.* 42:2034-2049.
- Caux, P.-Y., D.J. Spry et K. Potter. 2000. Proposed Canadian Water Quality Objective for aluminum – the need for a safety factor? Résumé. Réunion annuelle de la SETAC.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Annexe IX— Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique (avril 1991). Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, 1987. Préparé par le Groupe de travail sur les recommandations relatives à la qualité des eaux. [Mis à jour et repris avec de légères modifications de fond et d'autres au niveau de la forme, dans le chapitre 4 des Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999. Winnipeg].
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.
- Clark, K.L. et R.J. Hall. 1985. Effects of elevated hydrogen ion and aluminum concentrations on the survival of amphibian embryos and larvae. *Rev. can. zool.* 63: 116-122.
- Clark, K.L. et B.D. LaZerte. 1985. A laboratory study of the effects of aluminum and pH on amphibian eggs and tadpoles. *J. can. sci. hal. aquat.* 42: 1544-1551.
- Cleveland, L., E.E. Little, C.G. Ingersoll, R.H. Wiedmeyer et J.B. Hunn. 1991. Sensitivity of brook trout to low pH, low calcium and elevated aluminum concentrations during laboratory pulse exposures. *Aquat. Toxicol.* 19: 303-318.
- DeLonay, A.J., E.E. Little, D.F. Woodward, W.G. Brumbaugh, A.M. Farag et C.F. Rabeni. 1993. Sensitivity of early-life-stage golden trout to low pH and elevated aluminum. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 1223-1232.
- Driscoll, C.T., J.P. Baker, J.J. Bisogni et C.L. Schofield. 1980. Effect of aluminum speciation on fish in dilute acidified waters. *Nature* 284:161-164.
- Driscoll, C.T. et W.D. Schecher. 1990. The chemistry of aluminum in the environment. *Environ. Geochem. Health.* 12: 28-50.
- Driscoll, C.T. et K.M. Postek. 1996. The chemistry of aluminum in surface waters. *In: Sposito, G. (red.) (1996). The Environmental Chemistry of aluminum.* CRC Press, Boca Raton, Floride. pp. 343-418.
- Farag, A.M., D.F. Woodward, E.E. Little, B. Steadman et F.A. Vetucci. 1993. The effects of low pH and elevated aluminum on yellowstone cutthroat trout (*Onchorhynchus clarki bowvieri*). *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 719-731.
- Frank, W.B., W.E. Haupin, R.K. Dawless, D.A. Granger, M.W. Wei, K.J. Calhoun et T.B. Bonney. 1985. Aluminum. *In: Gerhartz, W., Y.S. Yamamoto, F.T. Campbell, R. Pfefferkorn et J.F. Rounsaville. éd. Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry - Volume A1: Abrasives to aluminum oxide, 5^e éd. rév. pp. 459-480.*
- Freda, J. et G. McDonald. 1990. Effects of aluminum on the leopard frog, *Rana pipiens*: life stage comparisons and aluminum uptake. *J. can. sci. hal. aquat.* 47: 210-216.
- Freda, J., V. Cavdek et G. McDonald. 1990. Role of organic complexation in the toxicity of aluminum to *Rana pipiens* embryos and *Bufo americanus* tadpoles. *J. can. sci. hal. aquat.* 47: 217-224.
- Freda, J. 1991. The effects of aluminum and other metals on amphibians. *Environ. Pollut.* 71: 305-328.
- Germain, A., R.G. Garrett et C.B. Lind. 1999. Entry and exposure characterization for aluminum chloride, aluminum nitrate and aluminum sulfate. Document pertinent. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement.* Liste des substances d'intérêt prioritaire. Programme d'évaluation. 3^e ébauche préliminaire.
- Gosner, K.L. et I.H. Black. 1957. The effects of acidity on the development and hatching of New Jersey frogs. *Ecology* 38: 256-262.
- Gundersen, D.T., S. Bustaman, W.K. Seim et L.R. Curtis. 1994. PH, hardness, and humic acid influence aluminum toxicity to rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*) in weakly alkaline waters. *J. can. sci. hal. aquat.* 51: 1345-1355.
- Gunn, J.M. et D.L.G. Noakes. 1987. Latent effects of pulse exposure to aluminum and low pH on size, ionic composition, and feeding efficiency of lake trout (*Salvelinus fontinalis*) alevins. *J. can. sci. hal. aquat.* 44: 1418-1424.
- Havas, M. 1985. Aluminium bioaccumulation and toxicity to *Daphnia magna* in soft water at low pH. *J. can. sci. hal. aquat.* 42:1741-1748.
- Havas, M. et G.E. Likens. 1985. Changes in ²²Na influx and outflux in *Daphnia magna* (*Straus*) as a function of elevated Al concentration in soft water at low pH. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America.* 82: 7345-7349.
- Havas, M. et J.F. Jaworski (éd.). 1986. Aluminum in the Canadian Environment. CNRC 24759. Conseil national de recherches du Canada, Ottawa. pp. 79-127.
- Santé Canada. 1994. L'aluminium et la santé humaine. Série Votre santé et vous. Révisé de mars 1989. Ottawa, Ontario. Obtenu du site Internet : http://www.hc-sc.gc.ca/ehp/ehd/catalogue/general/iyh/alhu_man.htm.

- Helliwell, S., Batley, G.E., Florence, T.M. et Lumsden, B.G. 1983. Speciation and toxicity of aluminum in a model freshwater. *Environ. Technol. Lett.* 4: 141-144.
- Holtze, K.E. et N.J. Hutchinson. 1989. Lethality of low pH and Al to early life stages of six fish species inhabiting PreCambrian shield waters in Ontario. *J. can. sci. hal. aquat.* 46: 1188-1202.
- Hörnström, E., C. Ekstrom et M.O. Duraini. 1984. *Rep. Inst. Freshw. Res.* 61: 115-127.
- Hörnström, E., A. Harbom, F. Edberg et C. Andren. 1995. The influence of pH on aluminum toxicity in the phytoplankton species *Monoglyphadidium dybowski* and *M. griffithi*. *Wat. Air Soil Pollut.* 65: 817-822.
- Howells, G., T.R.K. Dalziel, J.P. Readar et J.F. Solbe. 1990. CECPI - Water quality criteria for European freshwater fish: report on aluminum. *Chem. Ecol.* 4: 117-173.
- Hudson L.K., C. Misra et K. Wefers. 1985. Aluminum oxide. In: Gerhartz, W., Y.S. Yamamoto, F.T. Campbell, R. Pfefferkorn et J.F. Rousaville. ed. *Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry - Volume A1: Abrasives to aluminum oxide*, 5^e rév. éd. Weinheim, Verlag Chemie, pp. 557-594.
- Hutchinson, N.J. et J.B. Sprague. 1987. Reduced lethality of Al, Zn and Cu mixtures to american flagfish by complexation with humic substances in acidified soft waters. *Environ. Toxicol. Chem.* 6: 755-765.
- Hutchinson, N.J., K.E. Holtze, J.R. Munro et T.W. Pawson. 1987. Lethal responses of salmonid early life stages to H⁺ and Al in dilute waters. *Annls. Soc. R. Zool. Belg.* 117 (Suppl 1): 201-217.
- Khargarot, 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*. 18: 109-120.
- Kullberg, A., K.H. Bishop, A. Hargeby, M. Jansson et R.C. Peterson. 1993. The ecological significance of dissolved organic carbon in acidified waters. 6p.
- Lacroix, G.L. et D.R. Townsend. 1987. Responses of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) to episodic increases in acidity in Nova Scotian rivers. *J. can. sci. hal. aquat.* 44: 1475-1484.
- Lamb, D.S. et G.C. Bailey. 1981. Acute and chronic effects of alum to midge larva (*Diptera: chironomidae*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 27: 59-67.
- Lantzy, R.J. et F.T. MacKenzie. 1979. Atmospheric trace metals: global cycles and assessment of man's impact. *Geochim Cosmochim. Acta.* 43: 511-525.
- LaZerte, B.D. 1984. Forms of aqueous aluminum in acidified catchments of central Ontario: a methodological analysis. *J. can. sci. hal. aquat.* 41: 766-776.
- Lewis, T.E., S. Yuan et A. Huang. 1990. Calmodulin concentration in mucus of rainbow trout, *Salmo gairdneri*, exposed to combinations of acid, aluminum and calcium. *Environ. Contam. Toxicol.* 44: 449-455.
- Lide, D.R. 1991. *CRC handbook of chemistry and physics: A ready-reference book of chemical and physical data*, 71^e éd. Boca Raton, Floride, CRC Press pp. 4/3, 4/41-4/42.
- Lydersen, E., B. Salbu, A.B.S. Poleo et I.P. Muniz. 1990. The influences of temperature on aqueous aluminum chemistry. *Wat. Air Soil Pollut.* 51: 203-215.
- Mackie, G.L. 1989. Tolerances of five benthic invertebrates to hydrogen ions and metals (Cd, Pb, Al). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18: 215-223.
- Mount, D.R., C.G. Ingersoll, D.D. Gulley, J.D. Fernandez, T.W. LaPoint et H.L. Bergman. 1988. Effect of long-term exposure to acid, aluminum, and low calcium on adult brook trout (*Salvelinus fontinalis*). 2. Vitellogenesis and Osmoregulation. *J. can. sci. hal. aquat.* 45: 1623-1632.
- Mount, D.R., M.J. Swanson, J.E. Breck, A.M. Farag et H.L. Bergman. 1990. Responses of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) fry to fluctuating acid, aluminum, and low calcium exposure. *J. can. sci. hal. aquat.* 47: 1623-1630.
- Neary, B.P., P.J. Dillon, J.R. Munro et B.J. Clark. 1990. The acidification of Ontario lakes: An assessment of their sensitivity and current status with respect to biological damage. Rapport technique, Dorset, Ontario, Ministère de l'Environnement de l'Ontario. Dans : Spry, D.J. et J.G. Weiner. 1991.
- INRP (Inventaire national des rejets de polluants). 1996. Obtenu du site Internet : <http://www.ec.gc.ca/pdb/npri/96/table3.pdf>.
- MEO (ministère de l'Environnement de l'Ontario). 1988. Scientific criteria document for development of provincial water quality objectives and guidelines - Aluminum. Water Quality Management Working Group I du ministère de l'Environnement de l'Ontario. Imprimeur de la Reine pour l'Ontario. Log 88-2330-041. PIBS 1026
- Palmer, R.E., R.J. Klauda et T.E. Lewis. 1988. Comparative sensitivities of bluegill, channel catfish and fathead minnow to pH and aluminum. *Environ. Toxicol. Chem.* 7: 505-516.
- Parent, L. et P.C.G. Campbell. 1994. Aluminum bioavailability to the green alga *Chlorella pyrenoidosa* in acidified synthetic soft water. *Environ. Toxicol. & Chem.* 13(4): 587-598.
- Parent, L., M.R. Twiss et P.G.C. Campbell. 1996. Influences of natural dissolved organic matter on the interaction of aluminum with the Microalga *Chlorella*: a test of the free-ion model of trace toxicity. *Environ. Sci. Technol.* 30: 1713-1720.
- Parker, D.R., L.W. Zelazny et T. Kinraide. 1989. In T.E. Lewis (ed.). *Environmental Chemistry of Aluminum*, Chapter 7 Lewis Publishers, Inc. Chelsea, Michigan 48118.
- Parkhurst, B.R. 1987. A comparison of laboratory and *in situ* bioassays for evaluating the toxicity of acidic waters to brook trout. A dissertation submitted to the Department of Zoology and Physiology. Université du Wyoming. Laramie, Wyoming.
- Parkhurst, B.R., H.L. Bergman, J. Fernandez, D.D. Gulley, J.R. Hockett et D.A. Sanchez. 1990. Inorganic monomeric aluminum and pH as predictors of acidic water toxicity to brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *J. can. sci. hal. aquat.* 47: 1631-1640.
- Peterson, R.H., R.A. Bourbonnière, G.L. Lacroix, D.J. Martin-Robichaud, P. Takats et G. Brun. 1989. Responses of Atlantic salmon (*Salmo salar*) alevins to dissolved organic carbon and dissolved aluminum at low pH. *Water Air Soil Pollut.* 46: 399-413.
- Phippen, B. et C. Horvath. 1998. Review of literature pertaining to aquatic toxicity of aluminum. BWP Consulting. 1 p.
- Rand, G.M., P.G. Wells et L.S. McCarty. 1995. Chapitre 1. Introduction to Aquatic Toxicology. Ecological Services Inc., North Palm Beach, Floride.
- Rosseland, B.O., I.A. Blaker, A. Bulgar, F. Kroglund, A. Kvellstad, E. Lydersen, D.H. Oughton, B. Salbu, M. Staurnes et R. Vogt. 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminum chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environ. Pollut.* 78: 3-8.
- Roy, R. et P.G.C. Campbell. 1995. Survival time modeling of exposure of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) to mixtures of aluminum and zinc in soft water at low pH. *Aquat. Toxicol.* 33: 155-176.
- Roy, R. 1998. The Chemistry, Bioaccumulation and Toxicity of Aluminum in the Aquatic Environment for the PSL2 Assessment of Aluminum Salts. Préparé pour la Direction de l'évaluation des produits chimiques d'Environnement Canada par Robert Roy, E.S.G. International, Guelph, Ontario.
- Saber, P.A. et W.A. Dunson. 1979. Toxicity of bog water to embryonic and larval anuran amphibians. *J. Exp. Zool.* 204: 33-42.
- Sadler, K. et S. Lynam. 1988. The influence of calcium on aluminum-induced changes in the growth rate and mortality of brown trout, *Salmo trutta* L. *J. Fish Biol.* 33: 171-179.
- Sax, N.I. et R.J.S.R. Lewis. 1987. *Hawley's condensed chemical dictionary*, 11^e éd. New York, Van Nostrand Reinhold Company, pp. 42-51.
- Schindler, D.W. 1988. Effect of acid rain on freshwater ecosystems. *Science.* 239: 149-157.

- Simonin, H.A., W.A. Krester, D.W. Bath, M. Olson et J. Gallagher. 1993. J. can. sci. hal. aquat. 50: 902-912.
- Sparling, D.W. et T.P. Lowe. 1996. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. Volume 145. Springer-Verlag, New York.
- Sprenger, M. et A. McIntosh. 1989. Relationship between concentrations of aluminum, cadmium, lead and zinc in water, sediments and aquatic macrophytes in six acidic lakes. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 18: 225-231.
- Spry, D.J. et J.G. Weiner. 1991. Metal bioavailability and toxicity to fish in low-alkalinity lakes: a critical review. Environ. Pollut. 71: 243-304.
- Tipping, E., C. Backes et M.A. Hurley. 1988. The complexation of protons, aluminum and calcium by aquatic humic substances: a model incorporating binding-site heterogeneity and macro-ionic effects. Wat. Res. 22, 597.
- Environmental Protection Agency des États-Unis. 1994. Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms. 3^e éd. EPA-600-4-91-002. Juillet 1994.
- Valcin, F. 1998. Recommandation d'un critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique pour l'aluminium. Faculté des Sciences, Université de Sherbrooke. Sherbrooke, Québec. Mai 1998.
- Vuori, K. -M. 1996. Acid-induced acute toxicity of aluminium to three species of filter feeding caddis larvae (*Trichoptera, Arctopsychidae and Hydropsychidae*). Freshwater Biology 35:179-188.
- Wheeler, J.O., Hoffman, P.F., Card, K.D., Davidson, A., Sanford, B.V., Okulitch, A.V. et Roest W.R. (comps). 1996. Carte géologique du Canada. Commission géologique du Canada, carte 1860A. Échelle 1:5 000 000. Ottawa.
- Wilson, R.W., H.L. Bergman et C.M. Wood. 1994. Metabolic costs and physiological consequences of acclimation of aluminum in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). 2. Gill morphology, swimming performance, and aerobic scope. J. can. sci. hal. aquat. 51: 536-544.
- Witters, H.E., S. Van Puymbroeck, A.J.H.X. Stouthart et S.E. Wendelaar Bonga. 1996. Physicochemical changes of aluminum in mixing zones: mortality and physiological disturbances in brown trout (*Salmo trutta L.*). Environ. Toxicol. Chem. 15: 986-996.
- OMS (Organisation mondiale de la santé) 1997. Environmental Health Criteria 194. Aluminum. Programme international sur la sécurité chimique (PISC). Genève, ISBN 92 4 157194 2.
- Wren, C.D. et G.L. Stephenson. 1991. The effect of acidification on the accumulation and toxicity of metals to freshwater invertebrates. Environ. Pollut. 71: 205-241.

Méthode de calcul utilisée pour la recommandation concernant l'aluminium total

Cette méthode permet de calculer (d'interpoler) les concentrations intermédiaires du tableau 2.

1. Calculer la survie modélisée des témoins pour l'aluminium ($[Al] = 0$) par :
 - le retrait des termes relatifs à l'aluminium de l'équation 4;
 - la substitution des valeurs de pH et de COD souhaitées;
 - le calcul du logit y transformé;
 - la substitution du logit y transformé dans l'équation 1 et l'obtention de la valeur de « p », la proportion des survivants.
2. Calculer la CL_{25} par rapport à la survie des témoins (0,75 p).
3. Calculer le logit de la CL_{25} à l'aide de l'équation 1.
4. Substituer cette valeur au logit y de l'équation 4 et déterminer la concentration d'aluminium. Cette valeur est la concentration d'aluminium de la recommandation pour les valeurs de pH et de COD choisies.

Ne pas extrapoler à l'extérieur des gammes du tableau (pH de 5,2 à 6,4 et COD de 0,5 à 10) car la survie modélisée des témoins chuterait de façon inacceptable et les effets des valeurs de COD plus élevées sont inconnus. Un chiffrier permettant d'effectuer ces calculs peut être obtenu par courriel (ceqg-rcqe@ec.gc.ca).

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2003. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – aluminium. Dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez contacter :

Environnement Canada
Division des recommandations et des normes
351, boul. St-Joseph
Hull (Qc), K1A 0H3
Téléphone : (819) 953-1550
Télécopieur : (819) 953-0461
Courriel: ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Adresse Internet : <http://www.ec.gc.ca>

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document, veuillez
contacter :

Documents du CCME
Téléphone (sans frais): (800) 805-3025
Adresse Internet: <http://www.ccme.ca>

Also available in English.

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 1999
Extrait de la publication n° 1299; ISBN 1-896997-34-1