

Effets des sels de déglacage sur le benthos,
le zooplancton et l'omble de fontaine.
Revue de la littérature



Direction de la recherche sur la faune

**EFFETS DES SELS DE DÉGLAÇAGE SUR LE BENTHOS, LE ZOOPLANKTON
ET L'OMBLE DE FONTAINE**
Revue de la littérature

par

Anie Lauzon

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune

Québec, mars 2007

Référence à citer :

Lauzon, A. 2007. Effets des sels de déglacage sur le benthos, le zooplancton et l'omble de fontaine. Revue de la littérature. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche sur la faune, Québec. 99 p.

Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2007.

ISBN : 978-2-550-49377-8 (version imprimée)

ISBN : 978-2-550-49378-5 (pdf)

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Auteur

Anie Lauzon

Coordination et révision des textes

Pierre Bérubé, Direction de la recherche sur la faune

RÉSUMÉ

Dans le but d'accroître la sécurité des usagers, un projet d'amélioration de la route 175 a été mis de l'avant, réaménageant cette dernière en une autoroute à quatre voies séparées, entre les kilomètres 60 et 227. L'élargissement de la route 175 risque cependant d'entraîner un certain nombre d'impacts sur le milieu aquatique dû, notamment, à l'utilisation accrue de sels de déglacage.

Le sel de voirie épandu sur la route 175 est composé principalement de chlorure de sodium (NaCl), mais contient également des matières insolubles (sable, argile et oxydes ferreux), des sulfates et des chlorures de calcium et de magnésium (CaSO_4 , MgSO_4 , CaCl_2 , MgCl_2), ainsi que du ferrocyanure de sodium, utilisé comme agent anti-agglomérant.

Les apports en sels de déglacage peuvent avoir des répercussions sur les paramètres physico-chimiques des plans d'eau. Dans les lacs petits et peu profonds, les apports en sels (NaCl , CaCl_2 , MgCl_2 , CaSO_4 et MgSO_4) peuvent entraîner la formation d'une chemocline, qui peut nuire au mélange vertical des eaux, causer une raréfaction de l'oxygène dans l'hypolimnion et un relargage d'ammoniac et de certains métaux. Les sels de déglacage peuvent également causer une augmentation du dépôt de sédiments et de la charge en sédiments en suspension dans les plans d'eau, par un apport direct d'abrasifs et par l'augmentation de l'érosion aux abords de la route. Les effets néfastes, pour le biote aquatique, entraînés par ces modifications du milieu pourraient se traduire en une diminution de la diversité et de l'abondance des organismes dans les plans d'eau.

Les divers sels utilisés comme fondants (NaCl , CaCl_2 , MgCl_2 , CaSO_4 et MgSO_4) peuvent également être toxiques pour les organismes aquatiques, s'ils sont présents en concentration suffisante dans le milieu. Les informations disponibles dans la littérature scientifique nous révèlent cependant que les concentrations requises sont relativement élevées et pourraient ne pas être atteintes dans les milieux perturbés par les sels de voirie.

Le ferrocyanure de sodium, ajouté aux sels de déglacage à titre d'agent anti-agglomérant, constitue potentiellement le composé le plus toxique du mélange. Ce dernier peut se dissocier en solution par photolyse, entraînant la production de cyanure libre, fortement toxique pour le biote aquatique. Le cyanure est un poison affectant principalement la respiration chez les organismes, auquel les poissons semblent particulièrement sensibles.

Relativement peu d'études traitant des effets des sels de voirie sur la faune aquatique ont pu être relevées dans la littérature scientifique. Il existe également un manque de connaissances concernant la toxicité, pour les organismes aquatiques, des quelques-unes des composantes de ces sels, ainsi que certaines divergences relatives aux conclusions de certaines études.

Des recherches futures seraient nécessaires afin d'accroître nos connaissances concernant les effets des sels de déglacage sur le biote des cours d'eau affectés. Avec l'élargissement de la route 175, qui entraînera une augmentation des apports en sels de déglacage dans de nombreux plans d'eau de la réserve faunique des Laurentides, il devient essentiel d'être en mesure de mieux cerner les effets potentiels de ces sels sur le milieu aquatique.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	v
TABLE DES MATIÈRES	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	ix
LISTE DES FIGURES	ix
ANNEXE	ix
1. INTRODUCTION	1
1.1 Problématique	1
1.2 Objectifs spécifiques.....	2
2. COMPOSITION DES SELS DE VOIRIE ET CRITÈRES ACTUELS.....	4
2.1 Composition des sels de voirie	4
2.2 Critères actuels pour les sels de voirie	5
3. EFFETS DES COMPOSANTES DES SELS DE VOIRIE SUR LES ORGANISMES AQUATIQUES ET SUR LE MILIEU	6
3.1 Chlorure de sodium (NaCl).....	6
3.1.1 Effets sur les paramètres physico-chimiques du milieu aquatique	6
3.1.2 Effets sur les organismes aquatiques	8
3.1.3 Facteurs pouvant affecter la toxicité du NaCl.....	22
3.2 Chlorure de calcium (CaCl ₂).....	22
3.2.1 Benthos	23
3.2.2 Zooplancton	23
3.2.3 Poissons.....	24
3.3 Chlorure de magnésium (MgCl ₂).....	25
3.3.1 Benthos	25
3.3.2 Zooplancton	25
3.3.3 Poissons.....	26
3.4 Sulfates de calcium (CaSO ₄) et de magnésium (MgSO ₄)	27
3.4.1 Invertébrés aquatiques	27
3.4.2 Salmonidés.....	28
3.5 Ferrocyanure de sodium (Na ₄ Fe(CN) ₆ ·10H ₂ O)	29

3.5.1 Devenir dans l'environnement.....	29
3.5.2 Toxicité du cyanure : Généralités	30
3.5.3 Invertébrés aquatiques	31
3.5.4 Poissons.....	32
3.6 Abrasifs et matières insolubles	37
3.6.1 Sédiments en suspension.....	38
3.6.2 Dépôts de sédiments (milieu lotique)	44
3.6.3 Effets des sédiments sur les Salmonidés.....	46
4. DISCUSSION	47
4.1 Chlorure de sodium (NaCl).....	47
4.1.1 Effets sur les paramètres physico-chimiques du milieu.....	47
4.1.2 Effets sur le benthos.....	49
4.1.3. Effets sur le zooplancton.....	50
4.1.4. Effets sur les Salmonidés	51
4.2 Chlorure de calcium (CaCl ₂).....	51
4.3 Chlorure de magnésium (MgCl ₂).....	52
4.4 Sulfates de calcium (CaSO ₄) et de magnésium (MgSO ₄)	52
4.5 Ferrocyanure de sodium (Na ₄ Fe(CN) ₆ ·10H ₂ O)	53
4.6 Abrasifs et matières insolubles	54
4.6.1 Sédiments en suspension.....	55
4.6.2 Dépôt de sédiments	57
5. CONCLUSION.....	59
REMERCIEMENTS.....	61
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	63

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Réponse toxique d'invertébrés benthiques à diverses concentrations de NaCl	79
Tableau 2. Valeurs de EC ₅₀ pour le poids sec, la descendance totale, le nombre moyen de couvées et pour les couvées de taille moyenne pour <i>Ceriodaphnia dubia</i> et <i>Daphnia magna</i> (Cladocères : Daphniidés) exposés au chlorure de sodium (NaCl).....	81
Tableau 3 : Résultats de tests portant sur la toxicité du chlorure de calcium (CaCl ₂), pour des organismes zooplanctoniques et benthiques, et pour des Salmonidés.....	82
Tableau 4 : Résultats de tests portant sur la toxicité du ferrocyanure (Fe(CN ₆) ⁴⁻) pour les invertébrés aquatiques.....	85
Tableau 5 : Toxicité du cyanure libre pour les invertébrés aquatiques (Adapté de Eisler 1991 et de Letts et Salt 2001).....	86
Tableau 6 : Résultats de tests portant sur la toxicité des ferrocyanures (Fe(CN ₆) ⁴⁻) pour les poissons (Adapté de Letts et Salt 2000)	91
Tableau 7 : Toxicité du cyanure pour l'omble de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>) et autres Salmonidés (Adapté de Letts et Salt 2000).....	92
Tableau 8 : Effets du cyanure (sous forme de HCN) sur l'omble de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>) (Adapté de Eisler 1991 et de Doudoroff 1980)	94

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Dérive cumulative (%) d'invertébrés aquatiques exposés à quatre concentrations de NaCl.	97
Figure 2. Ordination CCA des espèces/taxa des sources 1 à 16 en fonction des concentrations moyennes mensuelles en chlorures (Cl ⁻)	98
ANNEXE : Liste des acronymes	99

1. INTRODUCTION

Les sels de déglacage pénètrent et migrent dans l'environnement sous forme d'ions dissociés (Environnement Canada et Santé Canada 2001). Il n'existe pas de mécanismes d'élimination majeurs (volatilisation, dégradation, sorption ou oxydation) pour contribuer à l'élimination des sels dans les eaux de surface (Environnement Canada et Santé Canada 2001). L'accroissement de l'épandage de sels de déglacage pourrait ainsi se traduire, entre autres, en une augmentation de la concentration de certains ions (sodium, calcium, magnésium et chlorure), ainsi qu'en un apport de matières insolubles (sable, argile) utilisées comme abrasifs. Autre aspect préoccupant, diverses substances présentant une certaine toxicité pour les organismes vivants, telles que du ferrocyanure de sodium, peuvent être ajoutées aux sels de voirie à titre d'agent anti-agglomérant. Enfin, il existe une multitude de types de sels de voirie utilisés au niveau mondial, dont la composition est très variable, quant à la nature de ses composantes et de leur proportion dans le mélange. Ces derniers pourraient avoir des impacts divergents sur les organismes et le milieu, selon la nature de leur composition.

1.1 Problématique

La sécurité des routes, en particulier durant la saison hivernale, est une préoccupation de première importance au Québec. C'est notamment dans le but d'accroître la sécurité des usagers que le projet d'amélioration de la route 175 a été mis de l'avant, réaménageant cette dernière en une autoroute à quatre voies séparées, entre les kilomètres 60 et 227.

Cet élargissement de la route pourrait cependant avoir certains impacts sur le milieu aquatique, par un accroissement de l'érosion pendant les travaux de construction, des perturbations hydrologiques, la perte d'habitats, de même que l'utilisation accrue de fondants et d'abrasifs (BAPE 2005). C'est de ce dernier aspect que nous nous préoccupons ici.

Selon un rapport du Bureau d'audiences publiques en environnement (BAPE 2005), l'élargissement de la route 175 entraînera une augmentation d'environ 50 % des quantités d'abrasifs et de fondants épandues sur cette route. Au cours des six dernières années, une moyenne de 100 tonnes de sels de voirie par kilomètre pondéré a été épandue sur cette route (MTQ 2996b). Au Canada, environ 4,9 millions de tonnes de sels de voirie peuvent être rejetées dans l'environnement chaque année. C'est en Ontario et au Québec que les charges annuelles sont les plus fortes (Environnement Canada et Santé Canada 2001).

En raison de préoccupations relatives à l'épandage de ces sels, les sels de voirie furent inclus dans la *Liste des substances prioritaires (LSIP)*, qui identifie les substances potentiellement nocives pour l'environnement ou la santé humaine. À la suite d'une évaluation, Environnement Canada et Santé Canada ont déterminé que « les sels de voirie qui contiennent des sels inorganiques de chlorure avec ou sans sels de ferrocyanure sont considérés « toxiques » au sens de l'article 64 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* » (Environnement Canada et Santé Canada 2001). Selon ce rapport, lorsqu'ils sont présents en quantités suffisantes, les sels de voirie peuvent être toxiques pour certaines espèces d'organismes aquatiques, ce qui peut entraîner une réduction de l'abondance et de la diversité des communautés dans les écosystèmes affectés. Dans les lacs, les sels de déglacage peuvent également affecter le mélange vertical des eaux, créant une raréfaction de l'oxygène en profondeur et perturbant le cycle des éléments nutritifs. Enfin, l'épandage de ces sels peut augmenter la charge en sédiments dans les plans d'eau, ce qui peut nuire à la condition de la faune aquatique.

1.2 Objectifs spécifiques

Le but de la présente rétrospective de la littérature est de donner une synthèse des études publiées portant sur les effets néfastes des sels de voirie, et de ses diverses composantes, sur la faune benthique, zooplanctonique, ainsi que sur l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), principale espèce de poisson retrouvée dans les plans d'eau pouvant être affectés. Les aspects présentés seront spécifiquement orientés en fonction de la composition des sels de déglacage épandus sur la route 175. De façon plus spécifique, cette recherche vise à répondre aux objectifs suivants :

- Documenter la composition des sels de voirie en général, et plus spécifiquement la nature des sels utilisés sur la route 175.
- Documenter les effets potentiels des différentes composantes des sels de déglacage sur les paramètres physico-chimiques du milieu aquatique
- Documenter les effets potentiels des sels de voirie sur les organismes benthiques et zooplanctoniques, ainsi que sur les poissons (en particulier l'omble de fontaine et autres Salmonidés).
- Intégrer l'ensemble de ces éléments et réaliser une synthèse des effets potentiels des sels de voirie et des concentrations pouvant être nocives pour les organismes aquatiques et le milieu.

La recherche de la documentation scientifique nécessaire à la rédaction de cette rétrospective de la littérature a été réalisée à l'aide des banques de données « Scopus » et « Web of Science ». Les catalogues « Manitou », de l'Institut National de la Recherche Scientifique, « Atrium » de l'Université de Montréal, ainsi que celui de la bibliothèque du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs furent également questionnés. Le moteur de recherche Google a également été employé. Finalement, une communication avec le ministère des Transport a permis d'obtenir des informations spécifiques quant aux sels épandus sur la route 175.

2. COMPOSITION DES SELS DE VOIRIE ET CRITÈRES ACTUELS

2.1 *Composition des sels de voirie*

Avant de pouvoir discuter des effets potentiels des sels de voirie sur les organismes aquatiques, il importe de déterminer la composition de ces sels. Selon Transports Québec, le traitement appliqué aux routes en hiver dépend des facteurs climatiques du moment. Le fondant le plus utilisé est le chlorure de sodium (NaCl). Son efficacité est maximale à des températures supérieures à -10 °C (MTQ 2006a). Le chlorure de sodium est formé (en % de la masse) d'environ 40 % de sodium (Na) et de 60 % de chlore (Cl). Des éléments traces, tels que le phosphore, le soufre, l'azote, le cuivre et le zinc, peuvent constituer jusqu'à 5 % du poids total du sel (MDOT 1993, *in* Environnement Canada et Santé Canada 2001). De son côté, le chlorure de calcium (CaCl_2) est ajouté en faibles quantités au chlorure de sodium et aux abrasifs afin d'améliorer leur efficacité, lorsque la température est inférieure à -15 °C. Ce dernier n'est jamais utilisé seul (MTQ 2006a). Sa composition (en % de la masse) est de 36 % de calcium (Ca) et de 64 % de Cl (Environnement Canada et Santé Canada 2001). Finalement, différents abrasifs (sable, gravier ou pierre concassée) sont utilisés seuls ou combinés à de faibles quantités de fondants, lorsque la température est inférieure à -15 °C, afin d'augmenter l'adhérence des pneus (MTQ 2006a). Au Canada, peu d'additifs sont ajoutés aux préparations de sels de voirie. Cependant, le ferrocyanure de sodium ($\text{Na}_4\text{Fe}(\text{CN})_6 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) est un anti-agglomérant couramment utilisé afin d'éviter l'agglutination des chlorures pendant l'entreposage et les opérations de déglacage (Environnement Canada et Santé Canada 2001).

Plus spécifiquement, le sel de voirie utilisé sur la route 175 est composé de chlorure de sodium (NaCl) (~ 94 %), de matières insolubles, soit du sable (silicate), de l'argile (aluminosilicate) et des oxydes ferreux (~ 5 %), et de sulfates et de chlorures de calcium et de magnésium (CaSO_4 , MgSO_4 , CaCl_2 , MgCl_2) (~ 1 %). On retrouve également du ferrocyanure de sodium comme agent anti-agglomérant, mais celui-ci est ajouté en quantités relativement faibles, de l'ordre d'environ 100 ppm. Les sels utilisés sur la route

175 proviennent en majeure partie des Iles-de-la-Madeleine et le fournisseur principal est la compagnie *Les Mines Seleine Inc.* (MTQ 2006b).

Étant donné la grande variabilité dans la composition des sels de déglacage, la plupart des recherches étudiant l'effet de ces derniers sur les organismes aquatiques se sont concentrées sur les effets reliés au NaCl, qui est généralement le principal constituant, et au ferrocyanure de sodium, qui est l'agent anti-agglomérant le plus utilisé et qui est soupçonné d'être la composante la plus toxique de ces sels. Cependant, afin de bien cerner les effets néfastes potentiels des sels de déglacage épandus sur la route 175, il est important de discuter des effets potentiels de chacune des composantes des ces sels. C'est dans cette optique qu'a été orientée cette rétrospective de la littérature.

2.2 Critères actuels pour les sels de voirie

Environnement Canada considère que des concentrations de chlorures inférieures à 140 mg/l pour une exposition à court terme et à 35 mg/l pour une exposition à long terme, ne devraient pas mettre en péril la santé des organismes d'eau douce (BAPE 2005). De plus, Environnement Canada prévoit que si ces organismes étaient exposés de façon chronique à une concentration de 210 mg Cl⁻/l, environ 5 % en souffriraient (concentration létale moyenne), tandis que 10 % pourraient être touchés à environ 240 mg Cl⁻/l (Environnement Canada 2006). De son côté, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs utilise les critères de l'Agence de Protection Environnementale des États-Unis (US EPA) pour la protection de la vie aquatique, qui sont de 230 mg Cl⁻/l pour les effets chroniques¹ et de 860 mg Cl⁻/l pour les effets aigus² (BAPE 2005).

¹ Il faut que la concentration moyenne sur quatre ne dépasse pas 230 mg/l plus d'une fois tous les trois ans.

² Il faut que la concentration horaire moyenne ne dépasse pas 860 mg/l plus d'une fois tous les trois ans.

3. EFFETS DES COMPOSANTES DES SELS DE VOIRIE SUR LES ORGANISMES AQUATIQUES ET SUR LE MILIEU

3.1 Chlorure de sodium (NaCl)

Le chlorure de sodium (NaCl) constitue environ 94 % de la composition des sels de déglacage épandus sur la route 175. Il est donc crucial de bien connaître les effets néfastes que ce sel peut avoir sur les organismes.

3.1.1 Effets sur les paramètres physico-chimiques du milieu aquatique

Perturbation du mélange vertical des eaux

Selon Environnement Canada, les apports en sels dissous, notamment en NaCl, peuvent nuire au mélange vertical des eaux dans certains lacs (BAPE 2005), ce qui peut entraîner la méromicticité de ces derniers. Ce phénomène s'explique par le fait que les eaux denses et chargées en sels descendent vers les couches plus profondes. Cette absence de mélange vertical peut entraîner une raréfaction de l'oxygène dans les couches inférieures du lac, une réduction du cycle des éléments nutritifs (Environnement Canada 2004), ainsi qu'une diminution de la température de l'eau en profondeur dans le lac (Environnement Canada 1997). Judd et Stegall (1982) ont par exemple noté une faible concentration en oxygène dissous pendant une période prolongée dans les eaux profondes du First Sister Lake (Michigan, É-U), un lac où les sels ont entraîné une stratification, ce qui a eu un impact négatif sur la faune et la flore du lac (*in* Ramakrishna et Viraraghavan 2005).

Ce type de perturbations a été observé dans des lacs où la concentration de chlorures était d'environ 105 mg/l et celle de sodium d'environ 60 mg/l. Les lacs petits et profonds seraient les plus vulnérables (BAPE 2005; Environnement Canada 2004). Cherkauer et Ostenso (1976) ont noté, au cours d'une étude portant sur les effets de ces sels sur de petits lacs artificiels, la formation d'une stratification hivernale due aux sels de déglacage. Cependant, dans le cas présent, la stratification a subi un déclin avec la fonte des neiges, laquelle a créé un apport d'eau douce ainsi que la disparition de la couche de

glace recouvrant le lac, ce qui a permis un brassage grâce à l'action du vent et du réchauffement des eaux. Free et Mulamootil (1983) ont également observé la présence d'une stratification hivernale, causée par les apports de sels, au cours d'une étude sur la limnologie du lac Wabukayne (Mississauga, Ontario). Bien que cette stratification ait été temporaire, elle a interféré avec le brassage printanier, ce qui a empêché le brassage complet des eaux. La présence d'une stratification dans des lacs de petite taille, causée par les sels de voirie et interférant avec le brassage printanier, a également été relevée dans d'autres travaux (Judd 1970; Hoffman *et al.* 1981). De plus, Bubeck *et al.* (1971) ont observé la présence d'une chemocline (halocline) dans le lac Irondequoit Bay (Rochester, New York), un lac pourtant relativement large et peu profond. En comparant les données de 1939-1940 et de 1969-1970, les chercheurs ont noté que la période de stagnation estivale a été prolongée d'un mois, en raison de la stratification entraînée par les sels de voirie. Finalement, en plus d'être sensibles à l'apparition d'une chemocline, les petits lacs qui reçoivent des apports importants en NaCl sont susceptibles de subir une diminution du pH, due à l'hydrolyse de l'eau par le sodium (Na) (Environnement Canada 1997).

Perturbation des échanges ioniques

La méromicticité d'un lac peut également affecter les échanges eaux-sédiments. En effet, le phosphore et divers métaux sont plus facilement libérés de sédiments faiblement oxygénés, que de sédiments ayant un contenu élevé en oxygène (Wetzel 2001). Une augmentation de la libération du phosphore peut accroître la productivité du lac, en particulier s'il y a suffisamment d'échanges au niveau de la chemocline (Smol *et al.* 1983, *in* Evans et Frick 2001). Une carence en oxygène peut également causer un relargage d'azote, qui se fera principalement sous forme d'ammoniac, plutôt que de nitrate (Evans et Frick 2001). L'ammoniac, lorsqu'il est présent sous forme de NH_4OH , est hautement toxique pour de nombreux organismes, en particulier pour les poissons (Wetzel 2001). Enfin, parmi les métaux lourds pouvant être plus facilement libérés par échange ionique avec les sédiments, on retrouve notamment le mercure, le cadmium, le zinc et le cuivre (Hawkins et Judd 1972; Backman 1980, *in* Jones *et al.* 1992; [Wang *et*

al. 1991; MacLeod *et al.* 1996], *in* Environnement Canada 1997). Wang *et al.* (1991) ont d'ailleurs trouvé qu'une concentration de 709 mg Cl⁻/l augmentait substantiellement le relargage de mercure à partir de sédiments d'eau douce (*in* Evans et Frick 2001).

Influence sur la toxicité des métaux

En définitive, un accroissement de la salinité peut également entraîner une augmentation de la biodisponibilité des métaux lourds (Warren et Zimmerman 1994, *in* Environnement Canada 1997). Warren et Zimmerman (1994) ont documenté que le coefficient de partition pour les métaux dans les eaux de fonte de neige diminuait avec l'augmentation de la salinité et des températures plus basses. Une diminution de ce coefficient signifie davantage de métaux dans la fraction dissoute (Novotny *et al.* 1998). Par ailleurs, il fut démontré que la toxicité des métaux dans les cours d'eau récepteurs est davantage reliée à la fraction dissoute de ces derniers, qu'à la concentration totale (Novotny *et al.* 1998). Finalement, puisque le NaCl entre en compétition avec les métaux pour les sites de liaisons particulières, le NaCl amplifie la biodisponibilité des métaux traces tels que le cadmium, le cuivre et le zinc dans les écosystèmes aquatiques (Warren et Zimmerman 1994).

3.1.2 Effets sur les organismes aquatiques

Benthos

▪ Toxicité du NaCl

On retrouve dans la littérature un nombre assez important d'études portant sur la tolérance des organismes benthiques à la salinité, notamment au NaCl. Le tableau 1 présente un sommaire des résultats de tests portant sur la toxicité du NaCl pour le benthos.

Plusieurs espèces d'Éphémères (*Callibaetis* spp. (Baetidae)) peuvent tolérer des niveaux de salinité relativement élevés, tel que rapporté par Wichard (1975), qui indiquait que

cette tolérance était due à des changements adaptatifs dans le nombre de cellules à chlorure « coniform chloride cells », ce qui permet une hyper-osmorégulation efficace (*in* Benbow et Merritt 2004). Ce dernier a rapporté 50 % de mortalité à une concentration de NaCl de 700 mg/l pour *C. coloradensis* Banks. Des travaux de laboratoire, effectués en Afrique du Sud par Goetsch et Palmer (1997), ont tenté de déterminer la tolérance à la salinité de certaines espèces de macro-invertébrés de la rivière Saber, dans le Kruger National Parc. Les auteurs ont établi une CL_{50}^* , pour une période d'exposition de 96 heures, allant de 2 200 à 4 500 mg NaCl/l, pour *Tricorythus* sp. (Éphéméroptères : Tricorythidae). Pour sa part, Chadwick (1997) a indiqué que le taux de croissance chez *Hexagenia limbata* Serville (Éphéméroptères : Ephemeridae) demeurerait inchangé lorsque l'espèce était soumise à différents « traitements de sel » et il a calculé des CL_{50} variant de 2 400 (à 28 °C) à 6 300 mg/l de NaCl (à 18 °C), selon la température (*in* Benbow et Merritt 2004).

Une étude menée par Benbow et Merritt (2004) tentait de déterminer les doses létales de chlorure de sodium (NaCl) pour quatre espèces de macro-invertébrés. *Callibaetis fluctuans* Walsh (Éphéméroptères : Baetidae) s'est montré relativement tolérant à la salinité. Après 15 jours de traitement, la mortalité observée était généralement inférieure à 50 %, pour des concentrations de NaCl inférieures à 5 000 mg/l (2 558 mg/l de Cl). *Physella integra* Haldeman (Basommatophores : Physidae) a démontré une très faible mortalité à une teneur en NaCl inférieure à 10 000 mg/l, après 96 heures d'exposition, et faiblement plus élevée après 15 jours. Par contre, à des concentrations supérieures à 10 000 mg/l, ils ont noté une mortalité allant de 40 à 100 % après 96 heures et 15 jours, selon les conditions du test. Dans cette même étude, les macro-invertébrés *Hyaella azteca* Saussure (Crustacés : Amphipodes) et *Chaoborus americanus* Johannsen (Diptères : Chaoboridae) n'ont pas démontré de mortalité significative, dans l'ensemble des conditions de traitement, pour des concentrations de NaCl allant jusqu'à 10 000 mg/l.

* On retrouve, à l'annexe C, la liste des acronymes utilisés dans le texte et les tableaux ainsi que leur signification.

Des travaux menés par Blasius et Merritt (2002) en laboratoire et sur le terrain ont examiné les effets des sels de voirie (NaCl) sur des communautés de macro-invertébrés d'eau douce. Les paramètres étudiés furent la toxicité, les effets sur l'abondance et la diversité des populations, ainsi que l'influence du NaCl sur la dérive des organismes. Des réponses comportementales subtiles dues au stress causé par des teneurs en sels élevées furent observées. Les organismes exposés aux traitements de 2 500, 5 000 et 10 000 mg NaCl/l ont réagi de façon moins vigoureuse lorsque poussés doucement, que les individus des contrôles et du traitement à 1 000 mg NaCl/l. L'étude a également indiqué une CL_{50} pour 96 heures supérieure à 10 000 mg NaCl/l pour *Acroneuria abnormis* (Newman) et *Agetina* (= *Phasganophora*) *capitata* (Pictet) (Plécoptères : Perlidae) et pour *Tipula abdominalis* (Alexander) (Diptères : Tipulidae). Dans cette même étude l'Amphipode *Gammarus pseudolimnaeus* (Gammaridae) et deux espèces de phryganes (*Pycnopsyche* spp.) ont démontré respectivement des CL_{50} pour 96 heures d'environ 7 700 et 3 526 mg NaCl/l. De son côté, un test de toxicité effectué en milieu statique, au cours de travaux de Crowther et Hynes (1977), a révélé une mortalité de 20 % chez *G. pseudolimnaeus*, lors d'une exposition de 24 heures à une concentration de 2 500 mg/l.

Au cours d'une étude, Khanna *et al.* (1997) ont tenté de déterminer les effets du pH, de la salinité et de la dureté de l'eau sur le nématode *Caenorhabditis elegans* (Rhabditidae). Les tests ont été effectués dans deux milieux différents, soit le K-medium (2,36 g KCl + 3,0 g NaCl par litre d'eau distillée; Williams et Dusenbery 1990) et une eau reconstituée de dureté modérée (MHRW, 96 mg $NaHCO_3$ + 60 mg $CaSO_4 \cdot 2H_2O$ + 60 mg $MgSO_4$ + 4 mg KCl par litre d'eau distillée; USEPA 1993). *C. elegans* a pu tolérer jusqu'à 15,46 (24 heures d'exposition) et 15,50 g/l de NaCl (96 heures d'exposition) dans le K-medium, et jusqu'à 20,50 (24 heures) et 20,95 g/l de NaCl (96 heures) dans le MHRW, sans qu'il y ait de mortalité significativement différente ($p > 0,05$) de celle des contrôles.

Diverses études réalisées dans le but de mieux connaître les capacités régulatrices de larves d'insectes exposées à un milieu salin ont permis d'estimer les concentrations létales de sel pour ces organismes. Une concentration de 9 935 mg/l de NaCl est mortelle pour les larves de *Aedes aegypti* (Diptères : Culicidae), de *Sialis lutaria* (Mégaloptères :

Sialidae) (Sutcliffe 1961a), de *Corethra* (Diptères : Chaoboridae) (Schaller 1949, *in* Sutcliffe 1961a) et *Helodes* (Coléoptères : Helodidae) (Treherne 1954, *in* Sutcliffe 1961a). Cette teneur est environ égale à 30-40 % de la concentration de l'eau de mer. Cependant, la larve de *Aedes detritus* peut tolérer des concentrations de plus de deux fois celle de l'eau de mer (Sutcliffe 1961a). Finalement, la larve de *Limnephilus affinis* (Trichoptères : Limnephilidae) peut tolérer des teneurs allant jusqu'à au moins 23,96 g/l de NaCl (environ 75 % de la concentration de l'eau de mer) et peut survivre pendant de courtes périodes dans une solution de 27,47 g/l de NaCl (environ 85 % de la concentration de l'eau de mer).

Sutcliffe (1961b) a effectué des travaux de laboratoire portant sur la régulation ionique et osmotique des fluides biologiques chez les Trichoptères *Limnephilus stigma* Curtis et *Anabolia nervosa* Leach (Limnephilidae), et plus particulièrement sur l'équilibre sel-eau. Ces derniers ont permis de déterminer que des concentrations supérieures à 3 506 mg/l de NaCl étaient létales pour les larves de ces organismes. De plus, lors d'une exposition d'une durée de sept jours à des teneurs allant de 9 935 à 12 857 mg/l, seuls quelques individus survivaient.

Lors de tests en laboratoire, Hamilton *et al.* (1975) ont soumis trois espèces d'invertébrés aquatiques du lac Michigan à diverses concentrations de NaCl et de KCl, pendant 48 heures, afin de déterminer les concentrations létales pour ces organismes. Les concentrations de NaCl ayant entraîné une mortalité de 100 % (qui furent calculées à partir d'une courbe de régression) sont de 3 735 mg/l pour *Nais variabilis* (Piguet) (Haplotaxides : Naididae), de 8 865 mg/l pour *Cricotopus trifascia* Edwards (Diptères : Chironomidae) et de 10 136 mg/l pour *Hydroptila angusta* Ross (Trichoptères : Hydroptilidae). L'étude révèle des différences marquées entre les valeurs obtenues pour KCl et NaCl, ce qui reflète, selon les auteurs, le rôle mineur joué par l'ion Cl⁻ dans la létalité des substances, qui serait plutôt due au cation associé. Ceci avait également été noté par Thornton et Sauer (1972), qui attribuaient la toxicité du NaCl à la forte concentration de Na⁺ et qui avaient indiqué que le Cl⁻ avait plutôt un rôle passif (*in* Hamilton *et al.* 1975).

- Effets sur la composition des communautés

Selon un certain nombre d'études, les apports en NaCl dans les lacs et les cours d'eau peuvent entraîner des changements au niveau de l'abondance des organismes et de la diversité des populations benthiques.

Selon Environnement Canada (1997), des changements dans la composition des communautés de macro-invertébrés benthiques, dus à l'augmentation de la concentration de chlorure (Cl⁻), ont été observés dans les petits cours d'eau à faible débit. Une étude menée par Albrecht (1954) a aussi démontré que la faune des rivières Werra et Wipper, en Allemagne, s'est appauvrie avec l'accroissement de leur teneur en sels. Ainsi, plusieurs espèces habituellement communes ont disparu et d'autres furent représentées par seulement quelques individus dans les dernières années de l'étude. *Gammarus pulex* (Amphipodes : Gammaridae), une espèce jadis très abondante dans ces eaux, semble avoir disparu lorsque les concentrations de chlorure ont atteint des valeurs se situant entre 1 000 et 2 340 mg Cl⁻/l (*in* Crowther et Hynes 1977).

Free et Mulamootil (1983) ont noté, au cours d'une étude portant sur la limnologie du lac Wabukayne, un lac artificiel servant de réservoir pour les précipitations, la présence d'une stratification hivernale. Tel que vu précédemment, ceci a pu entraîner une raréfaction de l'oxygène dans les couches inférieures du lac. Les auteurs ont de plus observé que peu d'espèces ont été collectées dans le bassin le plus profond du lac (profondeur de trois mètres), mis à part *Chaoborus* sp. (Diptères : Chaoboridae) qui était de loin le genre dominant. Des résultats semblables furent relevés dans d'autres lacs, notamment le First et le Third Sister Lake, situés dans le Michigan, aux États-Unis. Une étude de Bridgeman *et al.* (2000), avait pour objectif de comparer l'état actuel de divers paramètres du Third Sister Lake et les conditions observées lors d'études antérieures. Une comparaison des profils d'oxygène dissous des années 1927-1929 et 1939-1942 et des données récentes (1992-1999) a indiqué une diminution de l'oxygénation maximale dans l'hypolimnion lors du brassage automnal, de même qu'un déclin plus rapide de l'oxygène dans cette couche suite à la stratification, conduisant dans les dernières années à l'anoxie

dès la fin janvier. Ces effets furent attribués à une stratification chimique du lac, causée par l'apport de sels de voirie. Ceci a eu pour conséquence une diminution de la diversité et de la densité des organismes benthiques, d'au moins 12 espèces et une densité moyenne de 167 000 ind./m³ en 1927, à 4-5 espèces et 15 144 ind./m³ en 1999. En général, les populations benthiques ont quitté la portion plus profonde du lac (16-18 m) pour les couches plus superficielles (< 10 m) et en 1999, seul *Chaoborus* sp. a été retrouvé à des profondeurs supérieures à 10 m. L'étude portait plus particulièrement sur trois taxons, soit *Chironomus* sp. (Diptères : Chironomidae), *Chaoborus* sp. et *Oligochaeta*.

Pour sa part, Judd (1969) a effectué une étude d'une durée de quatre ans afin de déterminer les effets des sels de voirie sur le First Sister Lake, où les sels entraînent parfois une stratification printanière (*in* Hawkins et Judd 1972). Pendant les années où il y avait absence de brassage printanier, les eaux de l'hypolimnion ont été anoxiques pendant des périodes pouvant durer jusqu'à huit ou neuf mois. La première année où le lac a été échantillonné, il y avait de nombreuses espèces appartenant aux familles des Oligochètes et des Chironomides. Par contre, les résultats d'échantillonnages ayant été réalisés suite à un hiver au cours duquel de grandes quantités de sels ont été épandues dans la région ont mis en évidence la grande réduction des populations de ces deux familles et le fait que seules les espèces tolérantes sont demeurées. L'auteur a observé l'absence d'invertébrés benthiques dans le bassin le plus profond du lac et la présence de quelques organismes appartenant à la famille des Oligochètes et des Chironomides près de la rive. Cette condition peut causer de la mortalité chez les poissons, ce qui s'est d'ailleurs passé pendant l'hiver 1964-1965 (Judd 1969, *in* Hawkins et Judd 1972).

Selon plusieurs chercheurs, la faible concentration en oxygène dans l'hypolimnion, pendant des périodes prolongées (entraînées par la stratification), de même que le stress entraîné par les fortes concentrations en chlorure, seraient probablement la cause des réductions au niveau de l'abondance et de la diversité des organismes benthiques, dans les lacs affectés par des apports en NaCl (Judd 1969; Free et Mulamootil 1983; Halse *et al.* 1998; Bridgeman *et al.* 2000). De plus, selon Free et Mulamootil (1983), la

prépondérance des *Chaoborus* dans les lacs affectés pourrait s'expliquer par le fait que les migrations diurnes des larves de Chaoboridae dans la colonne d'eau leur permettent d'échapper temporairement à l'anoxie dans les sédiments.

Cependant, les résultats d'autres études n'ont pas révélé de modifications au niveau de la composition des communautés d'organismes benthiques. Par exemple, des observations effectuées sur le terrain, dans des écosystèmes contaminés au NaCl, n'ont indiqué aucun effet sur la composition ou la diversité d'espèces appartenant aux ordres des Éphéméroptères, des Plécoptères, des Trichoptères et des Coléoptères, à des concentrations allant jusqu'à 67 mg de NaCl/l (Kersey 1981; Molles 1980). Finalement, au cours de l'étude de Blasius et Merritt (2002) introduite précédemment, une analyse de variance n'a trouvé aucune différence significative dans la composition des groupes fonctionnels d'alimentation « functional feeding group » en amont et en aval des sites étudiés. Ceci semble donc indiquer que, dans le cas présent, les sels de voirie ne semblent pas causer de changements dans la fonction trophique des communautés d'invertébrés se retrouvant à la base de la chaîne alimentaire.

- Effets sur la dérive des organismes benthiques

Selon certaines études, les apports en NaCl pourraient avoir une incidence sur la dérive des invertébrés benthiques, qui consiste au transport de ces organismes par le courant (Kohler 1985). Les organismes peuvent être « balayés » hors du substrat par le courant ou choisir d'entrer de façon active dans le courant, et ce pour diverses raisons (échappement à la prédation, recherche de ressources, évitement de conditions défavorables) [(Smock 1996; Brittain et Eikeland 1988), *in* Kundman (1998)]. Cependant, les organismes pénétrant dans le courant deviennent ainsi plus vulnérables à la prédation, ce qui peut conduire à des changements dans la structure des communautés aquatiques, par perte de biodiversité (Brittain et Eikeland 1988, *in* Kundman 1998).

Une étude effectuée par Kundman (1998) avait pour objectif de déterminer les effets des sels de voirie sur la dérive de larves du Trichoptère *Hydropsyche betteni*

(Hydropsychidae) dans les cours d'eau. Au cours de travaux de laboratoire (en milieu lotique) et de terrain (effectués dans le ruisseau Mill Run (Pennsylvanie, É.-U.)), Kundman a trouvé que des concentrations de 2 000 et 4 000 mg/l de NaCl n'avaient aucun effet significatif sur la dérive des organismes. L'auteur a également déterminé une CL₅₀ (48 heures) de 13 308 mg/l de NaCl pour *H. betteni*.

Des travaux de laboratoire et de terrain effectués par Crowther et Hynes (1977) ont également tenté de déterminer si les apports en sel provenant des eaux de ruissellement de la route affectaient la dérive de trois espèces d'invertébrés aquatiques, soit l'Amphipode *Gammarus pseudolimnaeus* Bousfield (Gammaridae) et des Trichoptères *Hydropsyche betteni* Ross et *Cheumatopsyche analis* Banks (Hydropsychidae). Les résultats des travaux de laboratoire, où l'on recréait l'effet d'apports en NaCl par à-coups « pulse », indiquent que les Trichoptères semblaient ne pas avoir été affectés par des concentrations de chlorure allant jusqu'à 1 650 mg/l. Des teneurs allant jusqu'à 800 mg Cl⁻/l n'ont également pas eu d'effet sur la dérive de *G. pseudolimnaeus*. Finalement, les travaux effectués sur le terrain ont démontré que la dérive de ces trois espèces avait été affectée par les à-coups ayant une concentration supérieure ou égale à 1 000 mg Cl⁻/l. À partir de cette valeur, il y avait une augmentation du nombre d'individus effectuant une dérive avec un accroissement de la concentration de NaCl.

Au cours de travaux réalisés en laboratoire, Blasius et Merritt (2002) ont observé une relation dose-réponse (+) entre l'exposition au NaCl et la dérive de l'Amphipode *Gammarus pseudolimnaeus* des eaux interstitielles vers la colonne d'eau. Lors d'un premier essai, la migration cumulative (24 heures) pour cette espèce variait de 0 à 10 % pour les contrôles, puis augmentait à 23 % à une concentration de 1 000 mg NaCl/l, à 55 % à 2 500 et 5 000 mg NaCl/l et à 68 % à 10 000 mg NaCl/l. Lors d'un deuxième essai, la dérive de *G. pseudolimnaeus* dans les contrôles était de 0 et 45 % et variait de 80 à 100 % dans tous les autres traitements. Les figures 1-A et 1-B illustrent cette relation. Pour les autres taxa testés, les résultats de la migration cumulative furent très variables et n'ont pu permettre d'établir de relation dose-réponse.

- Toxicité de l'ion chlorure (Cl^-) pour le benthos

Diverses études ont cherché à cerner spécifiquement la tolérance des organismes benthiques face aux chlorures (Cl^-) et leurs effets néfastes potentiels sur ces organismes.

Merrit et Cummins (1996) ont rapporté que le chlore causait une atrophie et des déformations dans les structures brachiales des Trichoptères (Hydropsychidae) et des Plécoptères (Perlidae), causant une détresse respiratoire (*in* Kundman 1998).

Une étude de Demers (1992) a tenté d'établir les effets de concentrations élevées de chlorure sur les macro-invertébrés de quatre ruisseaux de la région d'Adirondack (New York, É.-U.). Cette recherche a révélé une diminution significative ($p = 0,08$) de la diversité des insectes aquatiques ayant colonisé un substrat artificiel dans les portions en aval de l'autoroute 28 Nord des quatre ruisseaux (indice de diversité (ID) = 0,53), comparativement aux portions des ruisseaux situées en amont de la route (ID = 0,87).

Des travaux de Williams *et al.* (1997) ont tenté d'établir les différences spatiales entre la structure des communautés de macro-invertébrés dans des sources du sud-ouest de l'Ontario, en relation avec leur environnement physique et chimique. Une relation a été établie entre les concentrations de Cl^- et les taxons présents. Les taxons qui furent associés étroitement à des teneurs élevées en Cl^- (donc plus tolérants) sont les Gastropodes, *Pseudostenophylax* sp. (Trichoptères : Limnephilidae) et les Diptères, notamment les familles des Tipulidae et des Cératopogonidae. Les taxons associés à de faibles concentrations en Cl^- (donc plus sensibles) sont les Nemouridae de petite taille (Plécoptères), *Ochrotrichia* sp. (Trichoptères : Hydroptilidae), les Turbellariés, les Tardigrades, *Gammarus pseudolimnaeus* (Amphipodes : Gammaridae) et *Neophylax* sp (Trichoptères : Uenoidae).

Une étude de Williams *et al.* (1999) a examiné la réponse des macro-invertébrés vivant dans 23 sources souterraines, présentant diverses concentrations de chlorure provenant des sels de déglacage, dans le but de créer un index biologique de contamination au Cl^- .

Dans le cadre de cette recherche, une ordination d'analyse de correspondance canonique (ACC) a permis de diviser les diverses espèces collectées en deux groupes, selon leur occurrence dans des milieux plus ou moins concentrés en Cl^- . La figure 2 présente ces résultats. Dans les deux premiers espaces dimensionnels, les espèces se retrouvant normalement dans des sources ayant une faible concentration en Cl^- sont à droite et celles associées à des sources ayant une forte teneur en Cl^- sont à gauche. De plus, des tests de toxicité chronique et aiguë effectués en laboratoire pour six espèces ont révélé que *Gammarus pseudolimnaeus*, et dans une moindre mesure *Crangonyx* sp. (Amphipodes : Crangonyctidae) sont intolérants à la fois à une exposition chronique et aiguë à de fortes concentrations de Cl^- et que le comportement de reproduction de *Crangonyx* sp. s'est vu perturbé lors de ces expositions. À l'opposé, la nymphe de *Nemoura trispinosa* (Plécoptères : Nemouridae) a démontré une bonne survie dans les différents tests de toxicité et cette espèce se retrouve en forte densité dans les sources contaminées au Cl^- . Finalement, des concentrations de 4 500 à 6 000 mg Cl^-/l ont été létales, lors d'une exposition de 96 heures, pour la majorité des espèces d'invertébrés testées.

Des travaux de laboratoire, dans lequel on simulait un environnement lotique, ont été réalisés par Kersey (1981) dans le but de déterminer les niveaux de chlorure et de sodium ayant des effets délétères sur les larves de trois espèces de Trichoptères de la famille des Hydropsychidae : *Hydropsychidae betteni*, *H. bronta* et *H. sloossonae*. Ceux-ci ne révélèrent aucune différence significative entre la survie des contrôles et celles d'individus exposés à 800 mg Cl^-/l pendant sept jours, chez les trois espèces. Finalement, une concentration de 6 000 mg Cl^-/l a eu un effet important sur la survie de *H. betteni*, lors d'une exposition de six jours. L'augmentation de la mortalité a pu être observée après trois jours d'exposition.

Finalement, Thornton et Sauer (1972) ont trouvé un seuil de tolérance médian pour *Chironomus attenuatus* (Diptères : Chironomidae) pour 48 heures d'exposition de 4 857 mg Cl^-/l et ont noté que des concentrations excédant 7 284 mg Cl^-/l entraînaient une mortalité de 100 % chez cette espèce en 48 heures.

Zooplankton

▪ Toxicité du chlorure de sodium (NaCl)

Un certain nombre d'études, dont plusieurs relativement anciennes, ont cherché à déterminer la tolérance de la faune planctonique au chlorure de sodium.

Ramult (1925) a rapporté que *Daphnia pulex* (Cladocères : Daphniidae) n'a pu se développer dans l'eau provenant d'un étang qui contenait une concentration de 5 844 mg/l de NaCl et que certains individus se sont développés à une teneur de 2 922 mg/l de NaCl. Il a aussi indiqué que des adultes de *Ceriodaphnia laticaudata* (Cladocères : Daphniidae) ont été affaiblis par une concentration de 2 922 mg/l, mais que *Pleuroxus aduncus* (Cladocères : Chydoridae) tolérait cette teneur (*in* Anderson 1948). Fowler (1931) a déterminé que *Daphnia longispina* survivait pendant 66 heures dans une concentration de 2 922 mg/l de NaCl, dans de l'eau provenant d'un puits (*in* Anderson 1948).

Anderson *et al.* (1948) ont déterminé que *Leptodora kindtii* (Cladocères : Leptodoridae), *Cyclops vernalis* (Cyclopoïdes : Cyclopidae) et *Diaptomus oregonensis* (Calanoïdes : Diaptomidae) ont été immobilisés par des concentrations respectives de 3 682, 6 078 et 3 039 mg/l de NaCl, dans de l'eau provenant du lac Érié (*in* Anderson 1948). Pour leur part, Kanygina et Lebedeva (1957) ont trouvé que *Cyclops serrulatus* pouvait tolérer une teneur maximale de 394 mg NaCl/l, dans une eau à 20 °C (*in* Evans et Frick 2001).

Birge *et al.* (1985) ont effectué des essais sur *Daphnia pulex* et ont trouvé un CL₅₀, après quatre jours d'exposition de 1 470 mg Cl⁻/l (2 417 mg NaCl/l). Ces mêmes auteurs ont déterminé une toxicité chronique (21 jours) de 372 mg Cl⁻/l (613 mg NaCl/l), pour la même espèce, qui correspond à la moyenne géométrique des valeurs qu'ils ont obtenues pour la CSEO (314 mg Cl⁻/l) et la CMEO (441 mg Cl⁻/l). Finalement, Birge *et al.* ont procédé à un second test de toxicité, d'une durée de quatre jours, en utilisant l'eau d'un

ruisseau naturel, plutôt que de l'eau reconstituée, et ils ont trouvé un CL_{50} de 3 050 mg Cl⁻/l (5 028 mg NaCl/l) (*in* Environnement Canada et santé Canada 2001).

Un nombre important d'études a porté sur la toxicité aiguë et chronique du NaCl pour le Cladocère *Daphnia magna* :

Naumann (1934) a trouvé que *Daphnia magna* avait été immobilisé dans des solutions d'eau douce et de calcaire contenant 2 922 mg/l de NaCl (*in* Anderson 1948). Pour sa part, Anderson (1946) a déterminé un seuil de concentration amenant à l'immobilisation pour *D. magna* d'environ 4 208 mg/l, dans l'eau du lac Érié. Dans une étude, qui avait pour objectif de déterminer le seuil de toxicité pour les chlorures de différents métaux, Anderson (1948) a trouvé un seuil de toxicité (immobilisation de l'individu) pour *D. magna* de 3 682 mg/l de NaCl, dans l'eau du lac Érié, pour une exposition de 64 heures. De son côté, une étude de Arambasic *et al.* (1995) a révélé une CL_{50} d'environ 4 746 mg/l (± 170) de NaCl pour ce Cladocère, après 48 heures d'exposition.

Au cours de travaux de laboratoire, Biesinger et Christensen (1972) ont tenté de déterminer la concentration létale au palier de 50 % (CL_{50}) et la diminution de 16 % du nombre de jeunes à la naissance de divers métaux, après une exposition de 48 heures et 21 jours, chez des clones *Daphnia magna*, provenant d'une culture en laboratoire. Une concentration 680 mg Na⁺/l (1 729 mg NaCl/l), dans une eau provenant du lac Michigan, a causé une diminution de 16 % du pouvoir reproducteur (test chronique), tandis qu'une concentration de 1 020 mg Na⁺/l (2 593 mg NaCl/l) a entraîné une réduction de 50 %. Les auteurs ont trouvé des CL_{50} de 1 480 mg Na⁺/l (3 762 mg NaCl/l) (21 jours) et de 1 640 mg Na⁺/l (4 169 mg NaCl/l) (48 heures, sans nourriture) et 1 820 mg Na⁺/l (4 627 mg NaCl/l) (48 heures, avec nourriture) chez cette espèce. Finalement, pour une exposition de trois semaines à 1 000 mg Na⁺/l (2 542 mg NaCl/l), les auteurs ont noté une diminution de 18 % du poids et de 7 % de la teneur en protéines par individu, de même qu'une augmentation de 12 % de l'activité de la glutamo-oxaloacétique transaminase chez ce Cladocère.

Finalement, Cowgill et Milazzo (1990) ont tenté de déterminer la sensibilité de *Daphnia magna* et *Ceriodaphnia dubia* à la dureté et à la salinité. Les résultats de l'étude révèlent que *C. dubia* est particulièrement sensible à la salinité. Les CL₅₀ obtenues pour une exposition au NaCl d'une durée de deux jours et de sept jours furent respectivement de 7 754 et 5 777 mg/l pour *D. magna*, et de 2 308 et 1 794 mg/l pour *C. dubia* (in Evans et Frick 2001). Le tableau 2 présente les valeurs de EC₅₀ et de DSEO obtenues lors de cette étude pour le poids sec, la descendance totale, la grosseur moyenne des couvées et le nombre moyen de couvées, pour ces deux espèces. Selon Environnement Canada (2006), la CL₅₀, pour une exposition de quatre jours, serait de 1 400 mg Cl⁻/l (2 308 mg NaCl/l) pour *C. dubia*.

- Effets sur la composition des communautés

Judd *et al.* (2005) ont réalisé une étude portant sur les effets du régime de mélange des lacs sur le cycle des nutriments et la structure des communautés du Third Sister Lake, dans le sud-est du Michigan. Ces derniers ont noté que la présence d'une stratification thermique dans le lac, causée par l'apport de sel de voirie, a entraîné une augmentation de la hauteur de la couche anoxique dans le fond du lac. Selon les auteurs, ces changements dans le régime de mélange ont causé des changements dans la structure de la communauté zooplanctonique du lac. En effet, l'abondance de daphnies observée au cours de l'étude était beaucoup plus faible que celle qui avait été relevée lors d'études effectuées en 1997 et 1999 (Bridgeman pers. Comm., in Judd *et al.* 2005). Cette diminution pourrait être expliquée par l'augmentation de la zone d'anoxie, qui a restreint la migration verticale des daphnies et les a empêché d'échapper à la prédation par les poissons. Pendant l'étude, la communauté zooplanctonique du lac était dominée par des genres de petite taille, dont entre autres *Bosmina*, un taxon dont les individus sont suffisamment petits pour éviter la prédation visuelle par les poissons (Wright 1978, in Judd *et al.* 2005).

Poissons

Les travaux de laboratoire de McKay et Gjerde (1985) ont été réalisés afin d'étudier les effets de la salinité (de 0 à 32 g NaCl/l) sur la croissance, l'appétit et le niveau de mortalité chez des jeunes truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (Salmoniformes : Salmonidés), âgées de dix mois et de un an et demi. L'étude a été effectuée dans un contexte d'élevage commercial de cette espèce dans des fjords de la Norvège, présentant des salinités plus ou moins élevées. Les résultats des tests indiquent une augmentation de la mortalité avec l'accroissement de la salinité, de 0 % à des concentrations de 0 et 10 g/l, à 13 % à 32 g/l. Une relation inverse non linéaire a de plus été établie entre la salinité et la croissance, avec un taux de diminution plus faible entre 0 et 20 g/l, qu'entre 24 et 32 g/l. Enfin, l'appétit des individus était significativement meilleur à une concentration de 0 g NaCl/l, qu'à 10, 20 et 32 g/l.

Selon Environnement Canada (2006), des effets chroniques ont été associés à une concentration de chlorure de 990 mg Cl/l (1 632 mg NaCl/l) pour les œufs/embryons de truite arc-en-ciel et de 870 mg/l (1 434 mg NaCl/l) pour les embryons de tête-de-boule (*Pimephales promelas* Rafinesque) (Cypriniformes : Cyprinidés). Une concentration sans effet observé (CSEO) de 252 mg/l de chlorures (415 mg/l de NaCl), pour un test sur la survie du premier stade de vie pendant 33 jours, a également été rapportée pour la tête-de-boule (Environnement Canada 2006).

Pour sa part, Phillips (1944) a déterminé que l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) (Salmoniformes : Salmonidés) a survécu et a récupéré d'une immersion de 30 à 60 minutes dans une concentration de 30 g/l de NaCl. Cependant, 50 % des individus exposés sont morts après 15 minutes d'exposition à une teneur de 50 g/l. Enfin, Edmister et Gray (1948) ont rapporté l'immobilisation des alevins de doré jaune (*Stizostedion vitreum*) (Perciformes : Percidés) et de grand corégone (*Coregonus clupeaformis*) (Salmoniformes : Salmonidés) à des concentrations respectives de 3 857 et 16 481 mg NaCl/l, dans l'eau du lac Érié, mais leur survie à des teneurs inférieures (*in* Anderson 1948).

3.1.3 Facteurs pouvant affecter la toxicité du NaCl

Certains paramètres de qualité de l'eau peuvent affecter la sensibilité des organismes au chlorure de sodium (NaCl).

Une faible concentration en oxygène dissous peut réduire la tolérance à la salinité. Fairchild (1955) a trouvé un seuil de toxicité de 3 170 mg NaCl/l pour *Daphnia magna* (Cladocères : Daphniidae), pour une exposition dans une eau contenant 1,48 mg/l d'oxygène dissous, tandis que le seuil était de 5 093 mg NaCl/l lorsque l'oxygène dissous a augmenté à 6,4 mg/l (*in* Evans et Frick 2001).

La température semble également être un facteur influençant la toxicité du NaCl. Kanygina et Lebedeva (1957) ont rapporté que *Daphnia magna* tolérait des concentrations supérieures de NaCl dans une eau à faible température, soit une concentration maximale tolérée à 3 °C de 800 mg/l, comparativement à 200 mg/l à 20 °C (*in* Evans et Frick 2001).

La vitesse du courant pourrait également affecter la tolérance à la salinité des organismes benthiques. Lowell *et al.* (1995) ont rapporté une augmentation de la EC₅₀ pour *Baetis tricaudatus* (Éphéméroptères : Baetidae) de 4 704 mg NaCl/l en absence de courant, à 5 330 mg/l en présence d'un courant de 6 cm/sec, et finalement à 5 440 mg/l à un courant de 12 cm/sec (*in* Evans et Frick 2001). L'augmentation du courant accroît le flux d'eau fraîchement oxygénée vers les organismes, ce qui peut améliorer leur habileté à supporter le stress entraîné par la salinité.

3.2 Chlorure de calcium (CaCl₂)

On retrouve dans la littérature scientifique un nombre plutôt restreint d'études portant sur la toxicité du chlorure de calcium sur les organismes aquatiques. Le tableau 3 présente une synthèse des résultats des tests de toxicité effectués au cours de ces études.

3.2.1 Benthos

Au cours d'une étude portant sur les agents de contrôle des infestations de la moule zébrée, Waller *et al.* (1996) ont noté des taux de mortalité pour *Dreissena polymorpha* (Veneroïdes : Dreissenidae) variant de 95 à 100 %, lorsque cette espèce est exposée à une concentration de 10 000 mg/l de CaCl_2 , pour une durée d'exposition variant de trois à 24 heures. Pour sa part, Jones (1940) a rapporté que le planaire *Polycelis nigra* (Tricladides) pouvait survivre en moyenne 48 heures, lorsque exposé à 7 200 mg de CaCl_2 /l.

3.2.2 Zooplancton

En passant en revue les différentes études portant sur la toxicité du CaCl_2 , on constate que les crustacés peuvent tolérer des concentrations plus faibles de ce composé, comparativement au NaCl .

Dans l'étude de Anderson (1948), décrite précédemment dans la section portant sur le NaCl , le seuil de toxicité pour le chlorure de calcium a été estimé à 920 mg/l, chez *Daphnia magna* (Cladocères : Daphniidae), pour une exposition de 64 heures.

Anderson (1948) a également rapporté les résultats de tests de toxicité ayant été effectués antérieurement par divers chercheurs : Ramult (1925) a déterminé qu'une concentration de 1 853 mg/l de CaCl_2 a entraîné un affaiblissement chez des individus de *Daphnia pulex* adultes pendant la deuxième journée d'exposition et qu'il y a eu inhibition du développement des œufs. Fowler (1931) a rapporté qu'une teneur de 5 549 mg/l de CaCl_2 était létale pour *Daphnia longispina* après 41 heures d'exposition, dans une eau provenant d'un puits. Pour sa part, Naumann (1934) a noté qu'une concentration de 666 mg/l de CaCl_2 n'a pas eu d'effet sur *Daphnia magna* pour une exposition de 24 heures, en eau douce, mais que cette espèce avait été affaiblie à 3 662 mg/l, lorsque exposée dans une eau dure. Enfin, Anderson *et al.* (1948) ont trouvé des seuils de toxicité respectifs (concentrations ayant conduit à l'immobilisation de l'individu) de 1 731 et 1 443 mg/l pour *Cyclops vernalis* et *Megacyclops leuckarti* (Cyclopoïdes : Cyclopidae).

Au cours de travaux de Biesinger et Christensen (1972), décrits précédemment dans la section sur le NaCl, les auteurs ont déterminé une diminution de 16 % du pouvoir reproducteur (test chronique) de *Daphnia magna*, lors d'une exposition de 21 jours à 166 mg Ca²⁺/l (460 mg/l sous forme de CaCl₂), tandis qu'une concentration de 220 mg Ca²⁺/l (609 mg CaCl₂/l) a entraîné une diminution de 50 %. Des CL₅₀ de 330 mg Ca²⁺/l (914 mg CaCl₂/l) (exposition de 21 jours), de 52 mg Ca²⁺/l (144 mg CaCl₂/l) (48 heures, sans nourriture) et de 464 mg Ca²⁺/l (1 285 mg CaCl₂/l) (48 heures, avec nourriture) ont été obtenues pour ce Cladocère. De plus, pour une exposition de 21 jours à une concentration de 400 mg Ca²⁺/l (1 108 mg CaCl₂/l), les auteurs ont noté une diminution de 29 % du poids par individu, ainsi qu'une croissance de 18 % de la teneur en protéines par individu et de 3 % de l'activité de la glutamo-oxaloacétique transaminase chez cette espèce.

Finalement, Cowgill et Milazzo (1990) ont tenté de déterminer la sensibilité de *Daphnia magna* et *Ceriodaphnia dubia* (Cladocères : Daphniidae) à la dureté et à la salinité. Au cours de cette étude, les organismes furent exposés à différentes concentrations de CaCl₂ et diverses mesures de toxicité furent déterminées. Les CL₅₀ obtenues pour une exposition au CaCl₂ d'une durée de deux jours furent d'environ 2 000 mg/l pour *D. magna* et 2 250 mg/l pour *C. dubia*. Le tableau 2 présente les valeurs de EC₅₀ et de DSEO obtenues lors de cette étude pour le poids sec, la descendance totale, la grosseur et le nombre moyen de couvées, pour ces deux espèces.

3.2.3 Poissons

En passant en revue la littérature scientifique disponible, on note que peu de chercheurs ont étudié la toxicité du chlorure de calcium sur les poissons. Aucune étude concernant l'omble de fontaine n'a d'ailleurs été recensée.

Des travaux de Ellis (1937) ont révélé qu'une concentration de 49,9 g/l de CaCl₂ s'est avérée létale pour le mené jaune (*Notemigonus crysoleucas*) (Cypriniformes : Cyprinidés) (in Anderson 1948). Pour leur part, Edmister et Gray (1948) ont rapporté que les alevins de doré jaune (*Stizostedion vitreum*) (Perciformes : Percidés) et de grand corégone

(*Coregonus clupeaformis*) (Salmoniformes : Salmonidés) étaient immobilisés par des teneurs respectives de 12 et 22,1 g/l de CaCl_2 , mais que ces derniers ont survécu dans des concentrations plus faibles de CaCl_2 , dans de l'eau provenant du lac Érié (*in* Anderson 1948).

Finalement, au cours de leur étude portant sur les agents de contrôle des infestations de la moule zébrée, Waller *et al.* (1996) ont noté le taux de mortalité de diverses espèces de poissons exposés au CaCl_2 . Les chercheurs ont trouvé que la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (Salmoniformes : Salmonidés) et la truite brune (*Salmo trutta*) (Salmoniformes : Salmonidés) démontraient des mortalités respectives de 16 % et de 20 %, lors d'une exposition de 24 heures à une concentration de 10 g CaCl_2 /l.

3.3 Chlorure de magnésium (MgCl_2)

On retrouve, dans la littérature, un nombre restreint d'études ayant testé la toxicité du chlorure de magnésium pour les organismes aquatiques. De plus, la majorité des chercheurs ont étudié la toxicité de ce composé sur le zooplancton.

3.3.1 Benthos

Au cours de travaux de laboratoire, Jones (1940) a trouvé que *Polycelis nigra* (Tricladides : Planariidae) pouvait survivre en moyenne 48 heures, lorsque exposé à une concentration de 3 808 mg MgCl_2 /l, dans de l'eau distillée.

3.3.2 Zooplancton

Hutchinson (1933) a étudié la tolérance au MgCl_2 de différentes espèces de Cladocères, en tentant de déterminer la concentration limite permettant aux organismes de continuer à produire des jeunes vivants. Le diluant utilisé dans l'étude fut l'eau d'un étang. Les seuils suivants furent déterminés : *Daphnia magna* (Daphniidae), 952 mg/l; *D. thomsoni*, 119 mg/l; *D. pulex*, 476 mg/l, *D. longispina*, 238 mg/l (clone 1), 119 mg/l (clone 2); *Ceriodaphnia reticula* (Daphniidae), 238 mg/l et *Moina macrocopa* (Moinidae), 714 mg/l (*in* Anderson 1948 et Evans 2001).

Au cours de l'étude de Anderson (1948), introduite dans la section sur le NaCl, un seuil de toxicité de 743 mg/l de MgCl_2 a été fixé pour *Daphnia magna*. D'autres auteurs, cités dans Anderson (1948) ont également effectué des recherches sur la toxicité de ce sel. Naumann (1934) a rapporté qu'une teneur de 1 571 mg/l de MgCl_2 était nocive pour *D. magna*, à la fois en eau douce et en eau dure. De son côté, Fowler (1931) a trouvé que *D. longispina* pouvait survivre dans une concentration de 3 523 mg/l pendant 43 heures.

Au cours de l'étude de Biesinger et Christensen (1972), décrite précédemment dans la section sur le NaCl, les auteurs ont trouvé une diminution de 16 % du pouvoir reproducteur (test chronique) de *Daphnia magna*, lors d'une exposition de 21 jours à 82 mg Mg^{2+} /l (312 mg/l sous forme de MgCl_2), tandis qu'une concentration de 125 mg Mg^{2+} /l (490 mg MgCl_2 /l) a causé une diminution de 50 %. Des CL_{50} de 190 mg Mg^{2+} /l (744 mg MgCl_2 /l) (exposition de 21 jours) et de 140 mg Mg^{2+} /l (548 mg MgCl_2 /l) (48 heures, sans nourriture) et 322 mg/l (1 261 mg MgCl_2) (48 heures, avec nourriture) ont été obtenues pour cette espèce. De plus, pour une exposition de 21 jours à une concentration de 250 mg Mg^{2+} /l (979 mg MgCl_2 /l), les auteurs ont noté une réduction de 22 % du poids par individu, ainsi qu'une croissance de 40 % de la teneur en protéines par individu et de 65 % de l'activité de la glutamo-oxaloacétique transaminase chez ce Cladocère.

Enfin, au cours de travaux de Mount *et al.* (1997), portant sur la toxicité des ions majeurs, des CL_{50} de 1 270 mg MgCl_2 /l (24 heures) et 880 mg MgCl_2 /l (48 heures) ont été trouvées pour *Ceriodaphnia dubia*, tandis que des CL_{50} de 1 570 mg/l (24 heures) et 1 330 mg/l (48 heures) ont été obtenues pour *D. magna*.

3.3.3 Poissons

L'étude de Mount *et al.* (1997), introduite précédemment, est la seule étude ayant testé la toxicité du MgCl_2 pour les poissons qui a pu être relevée dans la littérature. Les auteurs ont déterminé des CL_{50} de 3 520 mg MgCl_2 /l (24 heures), 2 840 mg/l (48 heures) et 2 120 mg/l (96 heures) pour la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) (Cypriniformes : Cyprinidés).

3.4 Sulfates de calcium (CaSO_4) et de magnésium (MgSO_4)

En passant en revue la littérature, peu d'articles traitant de la toxicité des sulfates de calcium (CaSO_4) et magnésium (MgSO_4) ont été relevés. Cependant, on retrouve un certain nombre d'études portant sur la toxicité des sulfates (SO_4^{2-}) pour les organismes aquatiques.

3.4.1 Invertébrés aquatiques

Le ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique (MELP 2000) a effectué une rétrospective de la littérature portant sur la toxicité des sulfates pour les organismes aquatiques, où il énonce les résultats de diverses études : Dowden et Bennett (1965) ont déterminé des CL_{50} , pour un à quatre jours d'exposition, pour *Daphnia magna* (Cladocères : Daphniidae), allant de 625 à 3 035 mg SO_4^{2-} /l (sous forme de MgSO_4) et pour *Hyaella* sp. (Amphipodes : Hyalellidae), allant de 595 à 1 609 mg SO_4^{2-} /l (sous forme de Na_2SO_4). Des CSEO et CMEQ de 3 650 et 7 460 mg SO_4^{2-} /l ont été rapportées par la BC Research Inc. (1998) pour *D. magna*, et des valeurs de 1 060 et 3 650 mg SO_4^{2-} /l ont été trouvées pour *H. azteca*, pour ces mêmes mesures. Des tests de toxicité chronique (21 jours), réalisés en 1996 par le « Pacifique Environmental Science Center » (PESC), ont indiqué des CMEQ, CSEO et IC_{25} (sur la reproduction) de 1 200, 625 et 833 mg SO_4^{2-} /l, pour *Daphnia* sp., lors d'une exposition dans une eau de dureté modérée, et de 1 375, 795 et 1 476 mg SO_4^{2-} /l, pour cette même espèce, dans une eau dure. Finalement, le rapport du MELP a rapporté que des tests de toxicité chronique (sept jours), effectués par la BC Research Inc. (1998), ont permis de trouver des CSEO et CMEQ respectives de 1 060 et 3 650 mg SO_4^{2-} /l, des IC_{25} et IC_{50} (sur la reproduction) de 1 267 et 2 061 mg SO_4^{2-} /l, et une CL_{50} de 1 355 mg/l pour *Ceriodaphnia* sp.

Pour leur part, Soucek et Kennedy (2005) ont étudié la toxicité aiguë des sulfates (sous forme de Na_2SO_4) pour *Ceriodaphnia dubia* (Cladocères : Daphniidae), *Chironomus tentans* (Diptères : Chironomides), *Hyaella azteca* et *Sphaerium simile* (Veneroïdes : Pisidiidae). Les auteurs ont trouvé une CL_{50} , exprimée en mg SO_4^{2-} /l, de 512 mg/l pour *H. azteca* (96 heures), de 2 050 mg/l pour *C. dubia* (48 heures), de 2 078 mg/l pour *S.*

simile (96 heures) et de 14 134 pour *C. tentans* (48 heures). Le milieu d'exposition pour ces valeurs fut une eau reconstituée de dureté modérée (MHRW).

Certains facteurs peuvent influencer la toxicité des sulfates pour les organismes. Fairchild (1955) a rapporté que le seuil de toxicité du Na_2SO_4 pour les daphnies diminuait avec une diminution de la concentration en oxygène dissous (OD) (de 2 752 mg/l à 1,46 mg/l de OD, à 5 514 mg/l à 6,6 mg /l de OD) (*in* MELP 2000). Au cours de leurs travaux, Soucek et Kennedy (2005) ont noté que la composition de l'eau de dilution avait une incidence importante sur la toxicité des sulfates pour *Hyaella azteca*. Ils ont, par exemple, observé que, pour cet organisme, les chlorures semblaient diminuer la toxicité des sulfates. Selon les résultats de cette même étude, la présence d'autres cations majeurs, notamment Ca^{2+} et Mg^{2+} (mesurés par la dureté de l'eau), pourrait avoir le même effet sur la nocivité des sulfates et ce, pour *H. azteca* et *C. dubia*. Mount *et al.* (1997) ont également observé une diminution de la toxicité des sulfates pour *C. dubia*, avec l'augmentation de la dureté de l'eau. Dans cette étude, des CL_{50} de 2 082 mg SO_4^{2-} /l, sous forme de Na_2SO_4 , et de 2 335 mg SO_4^{2-} /l, ont été trouvées pour cette espèce, lorsque cette dernière était exposée à un mélange de MgSO_4 et Na_2SO_4 (ratio de 1:1). Selon Mount *et al.*, la diminution de la toxicité n'était pas attribuable à la dureté, mais bien à la présence de plus d'un cation majeur. Au cours de la même étude, les auteurs ont également trouvé une CL_{50} (48 heures), pour une exposition au CaSO_4 , supérieure à 1 940 mg/l (1 369 mg SO_4^{2-} /l) pour *C. dubia* et supérieure à 1 970 mg/l (1 390 mg SO_4^{2-} /l) pour *D. magna*. Enfin, ils ont trouvé des CL_{50} (48 heures), pour une exposition au MgSO_4 , de 1 770 mg/l (1 413 mg SO_4^{2-} /l) pour *C. dubia* et de 1 820 mg/l (1 452 mg SO_4^{2-} /l) pour *D. magna*.

3.4.2 Salmonidés

Comme il a été vu pour les invertébrés aquatiques, une relation a pu être établie entre la dureté de l'eau et la toxicité des sulfates chez les poissons. La PESCC a réalisé une série d'études sur la toxicité aiguë des sulfates pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*), sous différentes conditions de dureté. Les CL_{50} (96 heures) pour la truite arc-en-ciel furent de 5 000 mg SO_4^{2-} /l dans une eau douce (dureté de 25 mg/l sous forme de CaCO_3), de 9 750 mg/l dans l'eau d'un puits (dureté de

100 mg/l) et de 9 900 en eau dure (dureté de 250 mg/l). Pour le saumon coho, les CL_{50} (96 heures) furent de 5 742 mg SO_4^{2-} /l en eau douce, de 9 550 mg/l dans l'eau d'un puits et de 9 875 mg/l en eau dure. Des tests chroniques (sept jours) ont également été effectués, au cours de la même étude, dans les mêmes conditions de dureté, pour des juvéniles de truite arc-en-ciel et des EC_{50} de 1 105 mg SO_4^{2-} /l (eau douce), 1 025 mg/l (eau d'un puits) et 3 116 mg/l (eau dure) furent déterminées (*in* MELP 2000). Enfin, des tests chroniques (sept jours) menés par la BC Research Inc. (1998) sur des embryons de truite arc-en-ciel ont permis de trouver des CSEO de CMEO respectives de 1 060 et 3 500 mg SO_4^{2-} /l, et des EC_{25} et EC_{50} (pour la viabilité) de 1 280 et 1 477 mg/l pour ce stade de vie (*in* MELP 2000).

3.5 Ferrocyanure de sodium ($Na_4Fe(CN)_6 \cdot 10H_2O$)

3.5.1 Devenir dans l'environnement

La forme sous laquelle on retrouve le cyanure en solution a une influence directe sur sa toxicité pour les organismes aquatiques (Leduc *et al.* 1983). Le ferrocyanure de sodium peut se dissocier en solution par photolyse, ce qui entraîne la production de cyanure libre ($HCN_{(aq)} + CN^-_{(aq)}$), fortement toxique pour le biote aquatique (Environnement Canada et Santé Canada 2001). Lorsque le sel se dissocie en phase aqueuse, l'ion $(Fe(CN)_6)^{4-}$ n'est stable thermodynamiquement que lorsque le pH et le potentiel redox sont respectivement d'environ 8 à 14 et zéro à -600 mV (Meeussen *et al.* 1992, *in* Novotny *et al.* 1998). Donc cet ion, qui n'est stable que lorsqu'il est dans une solution alcaline hautement réduite, se décomposera en cyanure libre dans les conditions présentes dans la majorité des eaux de surface. Meussen *et al.* (1992) ont réalisé plusieurs expériences et ont déterminé que, dans les conditions ambiantes dans les sols et les eaux de surface, et pour de faibles concentrations de cyanure, les ferrocyanures se décomposaient rapidement par photodécomposition en cyanure libre, sous l'effet du rayonnement solaire (*in* Novotny *et al.* 1998).

3.5.2 Toxicité du cyanure : Généralités

Bien que le HCN soit la principale forme toxique de cyanure, l'anion CN^- contribue également à sa toxicité (Broderius *et al.* 1977, *in* Letts et Salt 2000). Il a été rapporté par Doudoroff (1980) que dans l'eau, le HCN moléculaire était 2,3 fois plus toxique que l'ion libre CN^- .

Des effets adverses sublétaux (diminution de la performance natatoire, inhibition de la reproduction) ont été observés chez les poissons, à des concentrations de cyanure libre allant de 5,0 à 7,2 $\mu\text{g/l}$, tandis que la mortalité a été notée à des teneurs variant de 20 à 76 $\mu\text{g/l}$. Chez les invertébrés, des effets sublétaux ont été observés à des concentrations allant de 18 à 43 $\mu\text{g/l}$ et des effets létaux entre 30 et 100 $\mu\text{g/l}$, mis à part chez *Gammarus pulex* (Amphipodes : Gammaridae), où la mortalité fut observée à des concentrations variant de 3 à 7 $\mu\text{g/l}$ (Eisler 1991).

Les sites cibles pour la toxicité chez la faune aquatique sont, entre autres, les branchies, la capsule des œufs, ainsi que d'autres sites où se produisent des échanges gazeux et autres processus d'osmorégulation. Chez les poissons, les molécules de HCN pénètrent d'abord dans l'organisme à travers une membrane semi-perméable, pour ensuite être distribuées par le système circulatoire vers divers sites récepteurs. Le HCN peut ensuite inhiber la chaîne de transport d'électrons des organes vitaux et certains signes de détresse peuvent être observés (augmentation de la ventilation, natation erratique, incoordination musculaire, convulsion, tremblement, recherche de l'air à la surface) (Leduc 1981, 1984, *in* Eisler 1991). En concentrations aiguës, le cyanure est principalement un poison affectant la respiration. Ce dernier se lie avec les porphyrines contenant du Fe^{3+} , telles que la cytochrome-oxydase, les hydroperoxydases et la méthémoglobine (Leduc *et al.* 1983). La fixation du HCN au cytochrome oxydase, conduisant à la formation de complexes fer-cyanure, semble être un aspect important de la toxicité attribuée au HCN en milieu aquatique. La couleur rouge vive des branchies des poissons empoisonnés au cyanure est d'ailleurs liée à la formation de ces complexes (Melis *et al.* 1987, *in* Letts et Salt 2000).

3.5.3 Invertébrés aquatiques

Ferrocyanure de sodium ($\text{Na}_4\text{Fe}(\text{CN})_6 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$)

Letts et Salt (2000) ont rédigé une revue de la littérature portant sur les effets du ferrocyanure de sodium ($\text{Na}_4\text{Fe}(\text{CN})_6 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) dérivé des sels de voirie sur les écosystèmes, où l'on retrouve les résultats de diverses études : Jones (1941) a trouvé un seuil de toxicité de 247 mg $\text{Na}_4\text{Fe}(\text{CN})_6/\text{l}$ (170 mg $(\text{Fe}(\text{CN})_6)^{4-}/\text{l}$) pour *Polycelis nigra* (Tricladides : Planariidae). Anderson (1946) a rapporté une concentration toxique de ferrocyanure de moins de 600 mg/l pour *Daphnia Magna* et la « Ohio River Valley Commission » (1950), une valeur de 540 mg/l pour cette même espèce. Pour sa part, Singleton (1986) a trouvé une CL_{50} de 191 mg/l pour *D. magna* exposée au ferrocyanure à l'obscurité pour une durée de 48 heures et de 10,6 mg/l lorsque l'exposition se fait à la lumière dans le laboratoire. Pablo *et al.* (1997) ont observé que le développement du pétoncle *Chlamys asperimus* (Ostreoida : Pectinidae) était particulièrement sensible aux cyanures libre et complexe. Au cours d'un cycle de 16 heures de lumière et de huit heures d'obscurité, la CMEC pour le ferrocyanure de potassium entraînant un développement anormal de la larve fut de 160 $\mu\text{g CN}/\text{l}$ et la EC_{50} de 686 $\mu\text{g}/\text{l}$, pour une exposition de 48 heures. Le tableau 4 présente plus en détails les divers résultats expliqués ci-dessus.

Cyanure libre

Bien que la littérature portant sur la létalité du cyanure libre pour les invertébrés soit quelque peu limitée, les études existantes révèlent que ces derniers semblent être moins sensibles à ce composé que les poissons (Doudouroff 1980; Leduc *et al.* 1983). En général, les valeurs de CL_{50} rapportées varient entre 80 et 2 000 $\mu\text{g}/\text{l}$ (Call *et al.* 1983, *in* Letts et Salt 2000). Pour *D. magna* on a rapporté une CL_{50} (96 heures) de 83 $\mu\text{g}/\text{l}$ (Eisler 1991; US EPA 1985, *in* Letts et Salt 2000). Smith *et al.* (1979) ont rapporté que le seuil de concentration sans effet/effet pour *Gammarus pseudolimnaeus* (Amphipodes : Gammaridae) se situe entre 16 et 21 $\mu\text{g}/\text{l}$ et entre 29 et 40 $\mu\text{g}/\text{l}$ pour *Asellus communis* (Isopodes : Asellidae). US EPA (1985) s'est servi de ces données pour calculer des valeurs (moyennes géométriques) pour la toxicité chronique de 18,33 $\mu\text{g CN}/\text{l}$ pour

Gammarus et de 34,06 µg/l pour *Asellus* (*in* Letts et Salt 2000). Très peu d'études ont été effectuées sur la toxicité chronique à long terme du cyanure sur les populations d'invertébrés. Une EC₅₀ (48 heures) de 29 µg CN⁻/l a été déterminée pour la larve de *Chlamys asperrimus* (Ostreoida : Pectinidae) (*in* Letts et Salt 2000). Le tableau 5 présente un sommaire des résultats de diverses études portant sur la toxicité du cyanure pour les invertébrés aquatiques.

3.5.4 Poissons

Généralités

Les poissons sont généralement plus sensibles au cyanure libre que les invertébrés et des valeurs de CL₅₀ allant de 40 à 200 µg HCN/l ont été estimées pour ces organismes (Leduc *et al.* 1983; US EPA 1985). Pour sa part, la CL₅₀ du ferrocyanure de sodium a été estimée à environ 20 mg/l pour les poissons (Novotny *et al.* 1998).

En plus d'être létal pour les poissons lors d'une exposition aiguë, à une concentration plus faible, le cyanure peut entraîner des effets adverses sur la reproduction des poissons, en réduisant notamment le nombre d'œufs du frai et la viabilité de ceux-ci, en retardant le processus de déposition du vitellus secondaire dans les ovaires ([Lesniak et Ruby 1982; Ruby *et al.* 1986], *in* Eisler 1991). D'autres effets adverses ont été également notés, tels que difficultés natatoires, susceptibilité à la prédation, respiration perturbée, perturbation de l'osmorégulation, altération des patrons de croissance, de même que diverses pathologies (hémorragie sous-cutanée, nécrose du foie et dommage hépatique) (*in* Eisler 1991).

Toxicité du ferrocyanure ((Fe(CN)₆)⁴⁻)

Aucune étude ayant testé la toxicité du ferrocyanure de sodium (Na₄Fe(CN)₆·10H₂O) n'a été trouvée dans la littérature. Des tests de toxicité pour les ferrocyanures ((Fe(CN)₆)⁴⁻) ont cependant été effectués avec des espèces autres que l'omble de fontaine. Une synthèse des résultats de ces tests est présentée dans le tableau 6.

Toxicité du cyanure pour *Salvelinus fontinalis*

La toxicité du cyanure semble ne pas être la même pour toutes les espèces et tous les stades de vie, tel que l'indique une étude menée par Smith *et al.* (1979). Cette dernière portait sur la toxicité aiguë du cyanure sur les œufs, les alevins et les stades juvéniles de la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) (Cypriniformes : Cyprinidés), le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) (Perciformes : Centrarchidés), la perchaude (*Perca flavescens*) (Perciformes : Percidés), la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (Salmoniformes : Salmonidés) et l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*). En général, les juvéniles et les Salmonidés ont tendance à être plus sensibles, comparativement aux embryons, aux alevins vésiculés et aux espèces d'eau chaude qui tendent à être plus tolérants (US EPA 1985, *in* Letts et Salt 2000). Au cours de recherches portant sur la mortalité massive de poissons causée par le déversement de cyanure dans les cours d'eau, Leduc (1984) a observé que l'espèce la plus sensible fut l'omble de fontaine (*in* Letts et Salt 2000). Le tableau 7 présente les résultats de diverses études portant sur la toxicité du cyanure sur l'omble de fontaine.

Koenst *et al.* (1977) ont testé l'effet de différentes concentrations de HCN sur l'omble de fontaine. Ils ont observé qu'une exposition continue pendant 90 jours, à des teneurs allant de 33 à 77 µg/l, a entraîné une différence statistiquement significative dans la longueur et le poids de jeunes ombles de fontaine, et ces réductions ont augmenté de façon progressive avec un accroissement des concentrations. De plus, pour les premiers stades de vie (embryon à juvénile), les effets sur la croissance ont été progressivement plus prononcés, à une concentration donnée, avec une augmentation de l'âge. Koenst *et al.* ont également noté, pour des teneurs supérieures à 5,7 µg/l, une réduction dans le nombre d'œufs du frai avec une augmentation de la concentration. Finalement, ces mêmes chercheurs n'ont trouvé aucun impact significatif sur le taux de croissance de l'omble de fontaine adulte, pour une exposition de 144 jours à des concentrations allant jusqu'à environ 75 µg HCN/l.

Neil (1957) a tenté de déterminer l'effet d'une acclimatation d'au moins 15 jours à des concentrations sublétales de KCN (0,01, 0,03 et 0,05 mg CN/l), sur la toxicité de concentrations létales de KCN, chez *Salvelinus fontinalis*. Selon l'auteur, la concentration létale minimale se situe entre 0,08 et 0,05 mg/l, la première valeur ayant été démontrée comme létale et la deuxième comme non létale pour au moins 40 jours. L'étude a indiqué que les effets de l'acclimatation varient en fonction des concentrations sublétales et létales d'exposition. Les poissons acclimatés à 0,01 mg CN/l ont été en général les plus résistants, même en comparaison avec les contrôles. Les poissons acclimatés aux teneurs plus élevées (0,03 et 0,05 mg/l) se sont avérés moins résistants que les contrôles, lorsque exposés à une concentration de 0,30 mg/l, mais plus résistants que les contrôles lors d'expositions à 0,40 et 0,50 mg/l.

Dans cette même étude, Neil a trouvé que, chez cette même espèce, la capacité natatoire avait été affectée lors d'une exposition d'un mois à des concentrations égales ou supérieures à 0,01 mg/l de cyanure. Ce dernier a mesuré la durée moyenne de nage à une vitesse donnée des individus, dans une chambre rotatoire, et a noté des diminutions respectives de 75, 90 et 98 % de la durée, lors d'expositions à 0,01, 0,03 et 0,05 mg/l. De plus, la durée de nage a été diminuée de 65 et 95 % respectivement, après une exposition de 21 minutes et de 24 heures, à une concentration de 0,05 mg/l. Finalement, l'étude démontre que des individus exposés pendant 35 ou 40 jours, à 0,05 mg/l de cyanure, démontraient un peu d'amélioration au niveau de leur performance de natation, immédiatement après avoir été retournés dans une eau propre, mais que peu d'amélioration additionnelle a été notée après quatre jours dans l'eau non polluée. Après environ trois semaines, leur durée moyenne de nage représentait environ 80 % de celle des contrôles.

Toxicité du cyanure pour d'autres Salmonidés

Selon Doudoroff (1976), des concentrations de cyanure libre aussi faibles que 10 µg/l peuvent détériorer rapidement et de façon irréversible l'habileté natatoire des Salmonidés et ce dans une eau bien aérée. Chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), Dixon et

Leduc (1981) ont observé des dommages histopathologiques au foie, à la suite d'une exposition à 10, 20 et 30 µg HCN/l. Les dommages aux tissus du foie reflétaient la concentration, allant de faibles effets cellulaires, à 10 µg/l, à une dégradation extensive de l'organisation cellulaire, à 30 µg/l. Dixon (1975) avait également rapporté une nécrobiose des tissus du foie chez des juvéniles de truite arc-en-ciel exposés pour neuf ou 18 jours à des teneurs de cyanure libre de 0,01, 0,02 et 0,03 mg/l (à 12,5 °C). Cependant, dans une étude menée en 1979, ce dernier n'a noté aucune lésion histopathologique sur les tissus du foie, des branchies ou de l'épiderme chez la truite arc-en-ciel, lors d'une exposition à une concentration de 0,034 mg HCN/l, d'une durée de sept, 14 et 21 jours à 15 °C (*in* Doudoroff 1980).

Finalement, certains auteurs ont noté des effets adverses sur la reproduction de la truite arc-en-ciel. Une inhibition de la spermatogenèse de mâles juvéniles a été rapportée lors d'expositions chroniques à des concentrations de HCN aussi faibles que 0,01 mg/l ([Ruby *et al.* 1979; Leduc 1977], *in* Doudoroff 1980). Pour sa part, Lesniak (1977) a noté diverses anomalies des oocytes chez de jeunes femelles de cette espèce, exposées à des teneurs d'environ 0,01 et 0,02 mg HCN/l, lors d'une exposition de 15 ou 20 jours (*in* Doudoroff 1980).

Facteurs pouvant affecter la toxicité chez les poissons

Certaines variables de qualité de l'eau (pH, température, oxygène dissous, salinité) peuvent avoir une influence sur la toxicité de composés, tels que le cyanure, pour les organismes aquatiques.

En premier lieu, l'effet de la température sur la toxicité du cyanure est fortement influencé par la concentration du composé. En effet, Leduc *et al.* (1983) ont trouvé que les teneurs élevées en cyanure étaient généralement plus toxiques lorsque la température de l'eau est élevée, mais que la relation inverse avait été observée pour une faible concentration. En effet, pour des teneurs de 100 µg/l et moins, il a été observé que le cyanure est plus toxique lorsque la température de l'eau est faible, et ce pour l'omble de

fontaine (*Salvelinus fontinalis*) (Salmoniformes : Salmonidés), la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (Salmoniformes : Salmonidés) et la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) (Cypriniformes : Cyprinidés) (Smith *et al.* 1979; Kovacs 1979; Kovacs et Leduc 1982, *in* Letts et Salt 2000). Cette différence peut être attribuable à des mécanismes de toxicité différents. En présence d'une concentration de HCN élevée, la mort de l'individu est vraisemblablement associée à une interruption de l'activité des organes vitaux (cœur, système nerveux central), tandis qu'à de faibles teneurs, la mort reflète probablement l'arrêt des processus oxydatifs causé par l'inhibition de la cytochrome oxydase (Leduc *et al.* 1983).

Une relation inverse a été établie entre la concentration en oxygène dissous et la toxicité du cyanure (Doudouhoff 1976; Smith *et al.* 1979, *in* Letts et Salt 2000). Ceci peut être expliqué par le fait qu'en présence de faible niveau d'oxygène dissous, les poissons augmentent le taux de ventilation des branchies dans le but d'augmenter l'apport en oxygène dans le sang, entraînant par le fait même un accroissement de l'exposition au cyanure contenu dans l'eau, et donc de la toxicité. L'omble de fontaine et la perchaude (*Perca flavescens*) (Perciformes : Percidés) se sont avérées particulièrement sensibles à l'effet de l'oxygène dissous sur la toxicité du cyanure. Une étude de Smith *et al.* (1978) a mis en évidence cette relation pour divers stades de vie (alevin vésiculé, alevin nageant et juvénile) chez l'omble de fontaine. Chez tous les juvéniles testés, des niveaux d'oxygène dissous inférieurs à 5 mg/l ont conduit à une augmentation de la sensibilité au HCN.

Le stade de vie de l'organisme semble également influencer la tolérance de ce dernier au HCN. En se basant sur diverses études, on constate que les embryons et les alevins vésiculés constituent les stades de vie les plus résistants au HCN, tandis que les juvéniles et les adultes sont pour leur part plus sensibles (Smith *et al.* 1978, 1979 ; [EPA 1980; Leduc 1984], *in* Eisler 1991). Les résultats de l'étude de Smith *et al.* (1978, 1979) sont présentés dans le tableau 8. Selon Leduc *et al.* (1983), le pH de l'eau n'aurait aucune incidence sur la toxicité du cyanure. Une étude de Smith *et al.* (1979), effectuée sur la tête-de-boule indique que des variations de pH, allant de 6,8 à 9,3, n'ont aucune influence sur les valeurs de CL₅₀ (96 heures) obtenues pour le cyanure libre, chez cette espèce.

En présence d'un composé toxique, la toxicité du mélange peut être inférieure, supérieure ou égale, à la toxicité totale de chaque élément du composé. Lorsque la toxicité du mélange est égale, on parle de toxicité additive. Une toxicité additive, ou plus que additive a été rapportée pour le cyanure libre, en combinaison avec l'ammoniac (Smith *et al.* 1979; Leduc *et al.* 1983; [Alabaster *et al.* 1983; Leduc 1984], *in* Eisler 1991) et l'arsenic (Leduc 1984, *in* Eisler 1991).

Si dans certains cas, l'acclimatation par les poissons à des niveaux sublétaux de cyanure, par une exposition continue, peut augmenter leur résistance à des concentrations potentiellement létales (Leduc 1981, 1984), des études effectuées sur le saumon atlantique (*Salmo salar*) (Salmoniformes : Salmonidés) et la truite arc-en-ciel semblent indiquer le contraire pour ces espèces (*in* Eisler 1991). Une acclimatation préalable de saumoneaux de saumon atlantique a augmenté de façon très faible leur résistance à des concentrations létales (Alabaster *et al.* 1983). Chez les juvéniles de truite arc-en-ciel, les individus ont démontré une réduction marquée dans la synthèse de graisses et dans leur performance de natation, lorsque soumis à des plus fortes concentrations. Ces effets furent encore plus prononcés dans une eau à faible température (Kovacs et Leduc 1982).

3.6 Abrasifs et matières insolubles

Au printemps, les diverses matières insolubles contenues dans les sels de voirie (sable, argile et oxydes ferreux) peuvent migrer avec les eaux de fonte vers les eaux de surface. Cet apport d'abrasifs peut entraîner des effets néfastes pour les organismes aquatiques, analogues à ceux d'un transport de sédiments vers un cours d'eau (BAPE 2005).

En plus de ces apports directs de matières insolubles dans les eaux de surface, les sels de voirie peuvent également causer un accroissement des apports en sédiments provenant de l'érosion des sols, en bordure de la route. Au Nouveau-Mexique, une étude menée par Molles (1980) a indiqué une diminution de l'abondance et de la biomasse des invertébrés aquatiques, attribuable à un accroissement de la charge en sédiments dans les rivières. Cette augmentation résultait d'une part de l'érosion, due au fait que la végétation située aux abords de la route a été tuée par le sel, et d'autre part, au sable appliqué sur les routes

lors des tempêtes de neige. Dans l'étude, les deux cours d'eau étudiés étaient traversés par une route sur laquelle on utilisait, pendant l'hiver, un mélange contenant 25 % de sel (99 % NaCl) et 75 % de sable.

Ainsi, les matières insolubles présentes dans les sels de déglacage pourraient entraîner une augmentation de la charge de sédiments en suspension dans la colonne d'eau et du dépôt de sédiments sur le lit des plans d'eau.

3.6.1 Sédiments en suspension

Dans les lacs, la distribution des sédiments est largement déterminée par l'action du vent et la morphologie du substrat. Selon l'exposition du site, la vitesse et la durée du vent, l'action directe de ce dernier peut remettre les sédiments en suspension et ce, plusieurs mètres sous la surface de l'eau (Cyr 1998). Dans les systèmes peu profonds et non stratifiés, l'énergie du vent est continuellement transférée vers le fond et grâce à l'action des vagues, les sédiments sont remis en suspension et redistribués au hasard dans le système tout au cours de l'année. Dans les lacs profonds et stratifiés, la remise en suspension ne s'effectue qu'en surface, au-dessus de la thermocline, et pendant les périodes de brassage (Cyr 1998).

De façon générale, dans les cours d'eau les sédiments en suspension (SS) présents dans la colonne d'eau ont une taille variant entre 2 et 60 μm et sont constitués d'argile et de silt, mais également de sable, lorsque la vitesse du courant est élevée (Waters 1995). En lac, les grosses particules remises en suspension se déposeront plus rapidement au fond, tandis que les particules plus fines demeureront en suspension plus longtemps et seront transportées graduellement à de plus grandes profondeurs, où l'énergie disponible est insuffisante pour les remettre en suspension (Cyr 1998).

Tel que mentionné, la plupart des SS sont constitués de particules d'argile, qui ont pour particularité d'être adhésives à divers degrés. Par conséquent, un des effets des SS sur la faune et la flore est l'engorgement des surfaces biologiques actives, ou surfaces d'échange entre l'organisme et son environnement. Les SS peuvent abraser et suffoquer

le périphyton et les macrophytes, ainsi que perturber la respiration et modifier le comportement des invertébrés. Finalement, chez les poissons, il peut y avoir une perte de la capacité respiratoire des surfaces branchiales et une réduction de la vision et de l'efficacité d'alimentation (Waters 1995).

Effets sur le benthos

Selon Waters (1995), de fortes concentrations en SS peuvent affecter directement les invertébrés par l'abrasion des structures branchiales, ainsi qu'en diminuant leur efficacité à s'alimenter. Des travaux de terrain réalisés par divers chercheurs (Hogg et Norris 1991; Jowett *et al.* 1991; Waters 1995; Harding *et al.* 2000) ont montré que des concentrations élevées en sédiments en suspension (SS) peuvent avoir des effets adverses sur les organismes benthiques, se traduisant en une réduction de la densité chez les groupes sensibles, tels que les Éphémères et les Trichoptères (Suren *et al.* 2005). Pour sa part, Gammon (1970) a trouvé que des changements dans les communautés benthiques pouvaient se produire à partir d'une concentration en SS de 53 mg/l. Ces changements étaient caractérisés par une augmentation des taxons tolérants au silt, tels que *Tricorythodes* sp. (Éphéméroptères) (*in* Henley *et al.* 2000). D'autres travaux effectués en laboratoire ont indiqué une relation entre l'augmentation des concentrations en SS et l'accroissement des taux de dérive chez les organismes benthiques, en milieu lotique ([Rosenberg et Wiens 1978; Doeg et Milledge 1991], *in* Suren *et al.* 2005). Il fut d'ailleurs suggéré par White et Gammon (1977) que la dérive des invertébrés était déclenchée par la réduction de la quantité de lumière atteignant le lit des cours d'eau, en présence d'une charge importante en SS (*in* Waters 1995).

Au cours de travaux de recherche, Suren *et al.* (2005) ont étudié les effets de niveaux élevés de SS (provenant d'argile), pour une exposition de 24 heures, sur cinq taxa d'insectes aquatiques de Nouvelle-Zélande, soit *Zephlebia* sp. (Éphéméroptères), *Deleatidium* sp. (Éphéméroptères), *Polypsectropus* sp. (Trichoptères : Polycentropodidae), *Triplectides obsoletus* (Trichoptères : Leptocéridae) et *Xanthocnemis zealandica* (Zygoptères : Coenagrionidae). L'étude n'a révélé aucun accroissement significatif de la

mortalité avec une augmentation de la concentration en SS. Les auteurs ont également étudié les effets d'une exposition à long terme, soit de 14 jours avec une exposition quotidienne d'une durée de quatre heures, chez *Deleatidium* sp. À nouveau, aucune différence de mortalité entre les organismes exposés et les contrôles n'a été relevée. Selon divers auteurs, ces résultats suggèrent que les réductions de densité d'invertébrés observées sur le terrain, en présence de fortes concentrations de SS, ne résultent pas de mortalité directe, mais reflètent plutôt des comportements d'évitement de la part des organismes, ou des changements au niveau des conditions de l'habitat (Ryan 1991; Waters 1995) ou de la nourriture disponible (Brunke 1999; Suren et Jowett 2001, Yamada et Nakamura 2002) (*in* Suren *et al.* 2005).

Fairchild *et al.* (1987) ont étudié les effets d'apports de sédiments non contaminés et de sédiments contaminés sur divers aspects d'écosystèmes aquatiques. Les effets des sédiments non contaminés furent étudiés dans un cours d'eau expérimental, où un traitement (1,7 g/l de sédiments non contaminés composés de 5 % de sable, de 77 % de silt et de 18 % d'argile) fut appliqué pendant une durée de deux heures, hebdomadairement, pour une durée de six semaines. Dans cette étude, l'apport de sédiments ne semble avoir eu aucune incidence sur l'abondance des organismes, le nombre d'espèces ou la diversité des communautés benthiques, ni sur l'émergence d'insectes. Cependant, l'apport de sédiments semble avoir altéré les patrons de dérive des invertébrés aquatiques, se traduisant par une augmentation du nombre total de dérives de la part de ces organismes, par période de 24 heures. De plus, les auteurs ont noté que la dérive des organismes dans le cours d'eau servant de contrôle se faisait principalement dans les premières heures de clarté, avant la période de perturbation, tandis que chez les invertébrés exposés au traitement « sédiments », la dérive a eu lieu majoritairement pendant les périodes après perturbation et au cours de la nuit. Enfin, l'augmentation de la dérive fut principalement marquée chez *Hyaella azteca* (Amphipodes : Hyalellidae), où la dérive moyenne était de 69 % dans le traitement « sédiments », comparativement à une moyenne de 35 % pour le contrôle.

Effets sur le zooplancton

Des suivis à long terme, effectués en Afrique, ont révélé des relations inverses entre l'abondance moyenne de daphnies et le niveau de turbidité dans un écosystème donné (Hart 1986, *in* Hart 1992; Hart 1988). De plus, des travaux de Hart (1988) ont révélé un déclin du taux d'alimentation des Cladocères *Moina brachiata* (Moinidae), *Daphnia gibba* (Daphniidae), *D. barbata* et *D. longispina*, et du Copépode *Metadiaptomus meridianus* (Calanoïdes : Diaptomidae) avec l'augmentation de la turbidité. Au cours de l'étude, les Cladocères ont semblé être sensiblement plus affectés par un niveau élevé de turbidité que le Copépode. McCabe et O'Brien (1983) ont trouvé que l'efficacité d'alimentation de *Daphnia pulex* a diminué de 25 %, lorsque les organismes étaient exposés à un faible niveau de SS, soit de 6 NTU «Nephelometric Turbidity Units» (*in* Henley *et al.* 2000). Des travaux de laboratoire, effectués par plusieurs chercheurs ont également montré une réduction ou une inhibition de l'alimentation de daphnies, avec l'augmentation de la concentration en SS (Arruda *et al.* 1983 ; [Young *et al.* 1984; G.-Toth *et al.* 1986; Kirk 1991a, b], *in* Hart 1992).

En fonction des résultats de ces études, on pourrait poser comme hypothèse que les réductions d'abondance de Cladocères observées dans les plans d'eau présentant un niveau élevé de SS ont pu être causées par la réduction de l'efficacité d'alimentation de ces organismes dans de telles conditions. Par contre, une étude de Hart (1992) fournit une autre explication. Au cours de travaux de laboratoire, ce dernier a étudié les effets de la nourriture et des SS sur la croissance et la reproduction de six Cladocères planctoniques (*Daphnia barbata*, *D. gibba*, *D. leavis*, *D. pulex*, *Moina micrura*, *Diaphanosoma excisum* (Sididae)). Au cours de l'étude, la présence de nourriture en quantité suffisante permettait de compenser la diminution du taux d'alimentation des organismes. Les résultats de l'étude ont porté l'auteur à conclure que ce serait la limitation de la production primaire (donc des ressources alimentaires), due à une diminution de la pénétration de la lumière en raison d'une forte charge en SS, qui serait à l'origine de l'impact néfaste des SS sur les populations de Cladocères, plutôt que la forte turbidité en tant que telle.

Effets sur les poissons

▪ Mortalité directe

Lloyd (1987) a effectué une revue de la littérature portant sur la mortalité directe des poissons attribuable aux sédiments en suspensions. Ce dernier a rapporté un certain nombre d'études non publiées, où l'on rapportait des concentrations létales, ou ayant causé une diminution de la survie, allant de 500 à 6 000 mg/l (*in* Waters 1995).

▪ Effets sublétaux

Un comportement d'évitement fut observé chez diverses espèces, dont la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (Salmoniformes : Salmonidés) et des juvéniles de saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*), lors de l'accroissement des apports en sédiments ([Newcombe 1992 ; Newcombe et Jensen 1996], *in* Henley 2000).

Pour les poissons demeurant dans les zones affectées, des augmentations du dépôt de sédiments et de la turbidité peuvent réduire le niveau d'oxygène dissous dans la colonne d'eau, et dans certains cas plus extrêmes, peuvent causer un épaississement de l'épithélium des branchies et une réduction de la fonction respiratoire ([Horkel et Pearson 1976; Goldes *et al.* 1988], *in* Henley 2000; Waters 1995). Au cours de travaux de laboratoire, Berg et Northcote (1985) ont noté un accroissement du déploiement des opercules, qui consiste en une ouverture excessive des opercules des branchies, chez des juvéniles de saumon coho exposés à des SS. Les auteurs ont attribué ce comportement à une tentative de « nettoyage » des branchies de la part des poissons (*in* Waters 1995). Pour sa part, Carlson (1984) a voulu déterminer les concentrations sans effet de divers paramètres, dont les SS, chez l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) (Perciformes : Centrarchidés). Ce dernier a observé un accroissement de la ventilation à un niveau de 231 NTU de SS pour l'omble de fontaine et à 323 NTU chez le crapet arlequin. Cependant, à toutes les concentrations testées (0,6 à 318 NTU) la fréquence de la toux n'a pas été affectée chez l'omble de fontaine, tandis

que des teneurs de 90 NTU et plus ont causé une augmentation de la toux chez le crapet arlequin.

Parmi les autres effets néfastes observés, on retrouve une réduction de la croissance et de la capacité à s'alimenter, chez les prédateurs visuels. Ceci est une conséquence directe d'une diminution de la capacité visuelle des poissons, ce qui diminue leur aptitude à attraper leurs proies. Une diminution de l'alimentation chez les juvéniles de saumon coho et la truite arc-en-ciel a été observée chez les individus exposés aux SS, au cours de travaux effectués en laboratoire ([Redding *et al.* 1987; Berg et Northcote 1985], *in* Waters 1995).

D'autres effets sublétaux furent attribués aux SS, tels qu'une diminution de la tolérance des poissons aux maladies et aux polluants, en présence de SS. Bien que peu de recherches aient été effectuées sur ce sujet, cet effet fut attribué au stress causé par la présence de certaines concentrations de SS, qui réduirait la tolérance des poissons à divers facteurs de l'environnement (Waters 1995). Finalement, Redding *et al.* (1987) ont rapporté la présence de changements au niveau physiologique chez le saumon coho et la truite arc-en-ciel, qui indiqueraient la présence de stress chez ces espèces, tels que des niveaux élevés de cortisolémie, de la glycémie veineuse et de l'hématocrite. L'auteur n'a cependant noté aucune mortalité directe (*in* Waters 1995).

▪ Effets indirects

Les effets néfastes des SS peuvent également être indirects, en se propageant dans la chaîne trophique. Une augmentation des SS peut réduire la production primaire, en diminuant la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau (Lloyd *et al.* 1987; Ryan 1991; Waters 1995). Lloyd *et al.* (1987) ont trouvé que même de petites augmentations de la turbidité peuvent avoir une incidence sur la production primaire. Ainsi, ces derniers ont déterminé qu'une hausse de 5 NTU pouvaient entraîner une diminution de la production primaire allant de 3 à 13 %, et qu'un accroissement de 25 NTU causait un déclin de la production primaire pouvant atteindre 50 % (*in* Henley *et al.* 2000). Une

diminution de la production primaire peut affecter les niveaux trophiques supérieurs, en réduisant la quantité de nourriture disponible dans la base de la chaîne alimentaire, ce qui aurait pour conséquence de réduire le nombre de proies pour les poissons prédateurs (Henley *et al.* 2000).

3.6.2 Dépôts de sédiments (milieu lotique)

Effets sur le benthos

En milieu lotique, une corrélation a été établie entre l'abondance de certains ordres d'invertébrés (EPT = Éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères) et la taille des particules du substrat, dans le lit des cours d'eau. L'abondance de ces taxons est maximale en présence d'un substrat formé de grosses particules (gravier, galet). Ces groupes d'organismes sont d'autant plus importants dans les écosystèmes aquatiques, qu'ils constituent la source de nourriture privilégiée et la plus disponible pour les poissons (Waters 1995).

À mesure que s'effectue le dépôt de sédiments, aussi appelé sédimentation, les espaces interstitiels du substrat plus grossier se remplissent, ce qui entraîne une diminution du nombre d'habitats disponibles pour les macro-invertébrés (Lenat *et al.* 1981). Si une quantité suffisante de sédiments remplit ces espaces, il peut y avoir formation d'une barrière imperméable de sédiments, pouvant inhiber la circulation de l'eau interstitielle, réduisant ainsi le niveau d'oxygène hyporhéique ([Beschta et Jackson 1979; Gordon *et al.* 1992], *in* Henley *et al.* 2000). Wagnier et Lapierre (1985) ont rapporté que la sédimentation causait une diminution de la densité et de la biomasse des communautés de macro-invertébrés benthiques (*in* Henley *et al.* 2000).

Finalement, des études ont également démontré que la dérive des insectes augmentait avec l'accroissement de la sédimentation ([Rosenberg et Wiens 1978; Culp *et al.* 1986], *in* Henley *et al.* 2000).

Effets sur les poissons

Tel que mentionné précédemment, les modifications d'habitats (de substrat grossier à sédiments fins) causés par le dépôt de sédiments fins, peuvent entraîner une modification de la structure des communautés d'invertébrés, en réduisant le nombre d'organismes appartenant aux taxa Éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères, et en augmentant l'abondance d'invertébrés fouisseurs plus petits, tels que les larves de Chironomes et les Oligochètes. Bien que ces changements se traduisent souvent en une augmentation du nombre d'organismes, la biomasse totale est généralement plus petite. De plus, le comportement fouisseur des organismes réduit la disponibilité de ceux-ci pour les poissons, ce qui peut détériorer la condition des communautés ichthyennes (Waters 1995).

Ainsi, comme pour les SS, les effets du dépôt de sédiments sur les organismes de niveaux trophiques inférieurs peuvent se répercuter plus haut dans la chaîne alimentaire. Des travaux de Waters (1982) illustrent bien ce phénomène. L'auteur a établi une relation étroite, basée sur un suivi de cinq ans dans un cours d'eau du Minnesota (É.-U.), entre la production annuelle d'une population d'omble de fontaine et la production de *Gammarus pseudolimnaeus* (Amphipodes : Gammaridae), composante principale de son alimentation. Au cours d'une année d'étude, des activités anthropiques ont entraîné une importante érosion dans le bassin versant du cours d'eau, ce qui a entraîné un dépôt important de sédiments fins, composés majoritairement d'argile, dans les espaces interstitiels du substrat. Cet envasement a causé une diminution de la production de *G. pseudolimnaeus*, ce qui a eu pour conséquence une réduction de la production annuelle du prédateur, en grande partie en raison d'un manque de nourriture.

Finalement, il a été observé que, chez les poissons, la sédimentation réduit l'activité de fraie, de même que le nombre d'habitats disponibles pour la fraie, et augmente la mortalité des oeufs et des larves (Alabaster et Lloyd 1982, *in* Henley 2000; Ryan 1991).

3.6.3 Effets des sédiments sur les Salmonidés

Les Salmonidés de l'Amérique du Nord semblent particulièrement sensibles aux effets des sédiments sur leur reproduction, compte tenu du fait que ces derniers (à l'exception du touladi) fraient dans des frayères (en milieu lotique), qui sont malheureusement des « pièges à sédiments ». Selon Waters (1995), il est difficile de distinguer les effets néfastes sur la reproduction des Salmonidés qui sont attribuables aux sédiments en suspension (SS) et ceux dus au dépôt de sédiments. Dans son livre, l'auteur traite conjointement des deux aspects.

L'impact négatif des sédiments sur la reproduction des poissons peut prendre trois formes. Tout d'abord, ces derniers peuvent remplir les espaces interstitiels dans la frayère par le dépôt de sédiments, empêchant ainsi le flux d'eau, et par le fait même l'apport en oxygène pour les embryons ou les alevins vésiculés. De plus, il peut y avoir étouffement des embryons et des alevins vésiculés, si de fortes concentrations de SS pénètrent dans la frayère. Finalement, les alevins en émergence peuvent se retrouver piégés, si une couche de sédiments compactés est déposée à la surface de la frayère (Waters 1995).

Au cours de travaux de laboratoire, Argent et Flebbe (1999) ont tenté de déterminer les effets de divers niveaux (%) de sédiments fins (0,43 à 0,85 mm de diamètre) sur la survie d'œufs d'omble de fontaine pendant les premiers stades de développement. En général, la survie de tous les stades a diminué avec l'augmentation de la quantité de sédiments fins, bien que ces différences ne soient pas toujours significatives. Les auteurs ont également noté que la survie des œufs et des alevins, de même que le poids des alevins, diminuaient avec l'accroissement de la charge en sédiments fins.

4. DISCUSSION

La composition des sels de déglacage utilisés sur les routes présente une grande variabilité à l'échelle mondiale, en fonction des besoins spécifiques reliés au climat des différentes régions. Les sels de voirie sont constitués, en général, d'un ou de plusieurs fondants (habituellement des sels), de matières abrasives (sable, argile) et d'un agent anti-agglomérant, qui sert à faciliter l'entreposage et l'épandage des ces sels. Les sels de voirie utilisés sur la route 175 sont composés d'environ 94 % de chlorure de sodium (NaCl), 5 % de matières insolubles (sable, argile et oxydes ferreux) et 1 % de sulfates et de chlorures de calcium et de magnésium (CaSO_4 , MgSO_4 , CaCl_2 , MgCl_2). On retrouve également du ferrocyanure de sodium comme agent anti-agglomérant, à raison d'environ 100 ppm (partie par million) (MTQ 2006b).

La plupart des recherches étudiant les effets des sels de voirie sur les organismes aquatiques se sont concentrées sur les effets reliés au NaCl, qui est généralement le principal constituant, et au ferrocyanure de sodium, l'agent anti-agglomérant le plus utilisé et qui est soupçonné d'être la composante la plus toxique de ces sels. Cependant, afin de bien cerner les effets néfastes potentiels des sels de déglacage épandus sur la route 175, il est important de discuter des effets potentiels de chacune des composantes des sels utilisés sur celle-ci.

4.1 *Chlorure de sodium (NaCl)*

4.1.1 Effets sur les paramètres physico-chimiques du milieu

Les sels utilisés comme fondant, notamment le NaCl, peuvent avoir divers effets sur les paramètres physico-chimiques des écosystèmes aquatiques. Selon Environnement Canada, dans certains lacs les apports en sels dissous peuvent nuire au mélange vertical des eaux (BAPE 2005), ce qui peut entraîner la méromicticité des lacs. Ce phénomène est causé par les eaux denses et chargées en sels qui descendent vers les couches plus profondes, ce qui cause la formation d'une chemocline. L'absence de mélange vertical peut entraîner une raréfaction de l'oxygène dans les couches inférieures du lac, une

réduction du cycle des éléments nutritifs (Environnement Canada 2004), ainsi qu'une diminution de la température dans les eaux profondes (Environnement Canada 1997). Ce type de perturbations a été observé dans des lacs où la concentration de chlorures était d'environ 105 mg/l et celle de sodium d'environ 60 mg/l. Les lacs petits et profonds seraient les plus vulnérables (BAPE 2005; Environnement Canada 2004). Une stratification hivernale des lacs, résultant d'un apport en sels dissous a d'ailleurs été observée par de nombreux chercheurs (Judd 1970 ; Bubeck *et al.* 1971; Cherkauer et Ostenso 1976; Hoffman *et al.* 1981; Free et Mulamootil 1983).

La raréfaction de l'oxygène dans l'hypolimnion des lacs peut entraîner une perturbation des échanges ioniques eau-sédiments. Le phosphore peut être libéré plus aisément de sédiments faiblement oxygénés, que de sédiments ayant un contenu élevé en oxygène (Wetzel 2001), ce qui peut causer un accroissement de la productivité du lac (Smol *et al.* 1983, *in* Evans et Frick 2001). La carence en oxygène peut également favoriser le relargage d'azote, qui se fera principalement sous forme d'ammoniac, plutôt que de nitrate (Evans et Frick 2001), cette forme représentant une certaine toxicité pour les organismes vivants (Wetzel 2001). Divers métaux peuvent également être libérés plus facilement en milieu faiblement oxygéné, tels que le mercure, le cadmium, le zinc et le cuivre (Hawkins et Judd 1972; Backman 1980, *in* Jones *et al.* 1992 ; [Wang *et al.* 1991; MacLeod *et al.* 1996], *in* Environnement Canada 1997).

Enfin, une augmentation de la salinité des eaux peut entraîner un accroissement de la biodisponibilité des métaux lourds pour les organismes (Warren et Zimmerman 1994, *in* Environnement Canada 1997). Cependant, dans le cas qui nous intéresse, l'augmentation du relargage et de la biodisponibilité des métaux n'est pas une préoccupation majeure, puisque la route 175 n'est pas située dans un milieu où les écosystèmes aquatiques sont perturbés par des rejets industriels ou miniers. Par conséquent, il ne sera donc peut-être pas nécessaire de pousser d'avantage les recherches sur cet aspect au cours du projet d'étude.

4.1.2 Effets sur le benthos

En général, les invertébrés benthiques semblent assez tolérants au NaCl et, au cours d'études portant sur la toxicité de ce sel, des CL₅₀ (96 heures) allant de 2 200 à plus de 10 000 mg/l ont été trouvées pour ces derniers (Goetsch et Palmer 1997; Chadwick 1997; Blasius et Merritt 2002). La valeur de toxicité la plus extrême a été trouvée par Wichard (1975) avec une CL₅₀ de 700 mg NaCl/l pour *Callibaetis coloradensis* Banks (Éphéméroptères : Baetidae). À l'autre extrême, le nématode *Caenorhabditis elegans* (Rhabditidae) a pu tolérer entre 15,46 et 20,50 g/l de NaCl, pour une exposition de 24 heures, et jusqu'à 15,50 et 20,95 g/l pour une exposition de 96 heures (Khanna *et al.* 1997).

La raréfaction de l'oxygène en profondeur dans les lacs, due à la stratification chimique causée par l'apport de sels, peut entraîner des diminutions de la diversité et de l'abondance du benthos. Il peut y avoir, entre autres, une disparition de certaines espèces dans la partie plus profonde des lacs (Free et Mulamootil 1983; Bridgeman *et al.* 2000). *Chaoborus* sp. (Diptères : Chaoboridae) semble, par contre, être un taxon résistant à l'appauvrissement en oxygène en eaux profondes. Selon Free et Mulamootil (1983), cette tolérance pourrait être due aux migrations diurnes effectuées par les larves de Chaoboridae dans la colonne d'eau, qui leur permettraient d'échapper temporairement à l'anoxie dans les sédiments.

Des changements dans la composition des communautés benthiques ont également été observés en milieu lotique (Environnement Canada 1997; Albrecht 1954). Dans une étude menée dans deux rivières, Albrecht (1954) a observé des diminutions de la diversité et de l'abondance du benthos avec l'augmentation de leur concentration en sel. Cependant, les résultats d'autres études n'ont pas révélé de modifications au niveau de la composition des communautés d'organismes benthiques (Kerse y 1981; Molles 1980; Blasius et Merritt 2002).

Selon certaines études, les apports en NaCl pourraient avoir une incidence sur la dérive des invertébrés benthiques. Les organismes pénétrant dans le courant deviennent ainsi plus vulnérables à la prédation (Brittain et Eikeland 1988, *in* Kundman 1998). Des études ont démontré qu'à partir d'une concentration de 1 000 mg/l, les apports en NaCl pouvaient accroître la dérive de *Gammarus pseudolimnaeus* (Amphipodes : Gammaridae) et des Trichoptères *Hydropsyche betteni* et *Cheumatopsyche analis* (Hydropsychidae) (Crowther et Hynes 1977; Blasius et Merritt 2002). Cependant, d'autres travaux effectués en laboratoire n'ont démontré aucune incidence du NaCl sur la dérive de ces mêmes espèces, et ce pour des concentrations allant jusqu'à 4 000 mg/l.

Enfin, certaines études ont cherché à cerner spécifiquement la tolérance des organismes benthiques face aux chlorures (Cl⁻) et à leurs effets néfastes potentiels sur ces organismes. Merritt et Cummins (1996) ont rapporté que le chlore causait une atrophie et des déformations dans les structures brachiales des Trichoptères (Hydropsychidae) et des Plécoptères (Perlidae), causant une détresse respiratoire (*in* Kundman 1998). Parmi les espèces ayant été identifiées comme sensibles aux chlorures, on retrouve les taxa *Ochrotrichia* sp. (Trichoptères : Hydroptilidae), Turbellariés, Tardigrades, *Gammarus pseudolimnaeus* (Amphipodes : Gammaridae) et *Neophylax* sp (Trichoptères : Uenoidae), *Crangonyx* sp. (Amphipodes : Crangonyctidae) et les Nemouridae de petites tailles (Plécoptères) (Williams *et al.* 1997, 1999).

4.1.3. Effets sur le zooplancton

Compte tenu de la variabilité au niveau du design expérimental et des critères d'évaluation, de même que du fait que plusieurs études sont relativement anciennes, il est quelque peu difficile de synthétiser les données relatives à la toxicité du NaCl pour le zooplancton.

Selon les résultats de tests de toxicité, les CL₅₀ trouvées pour ces organismes varient entre 2 308 mg NaCl/l (pour *Ceriodaphnia dubia* (Cladocères : Daphniidae)) (Environnement Canada 2006) et 7 754 mg NaCl/l (pour *Daphnia pulex* (Cladocères : Daphniidae)) (Cowgill et Milazzo 1990). Une toxicité chronique (exposition de 21 jours), pour une

concentration de 613 mg NaCl/l, a également été observée chez *D. pulex* (Birge *et al.* 1985). De plus, certains facteurs pourraient avoir une incidence sur la toxicité du NaCl, soit la teneur en oxygène dissous, la température de l'eau et la vitesse du courant, en milieu lotique (Fairchild 1995; Kanygina et Lebedeva 1957; Lowell *et al.* 1995). Enfin, Judd *et al.* ont trouvé que l'accroissement de la zone d'anoxie (en raison de la stratification chimique due au NaCl) pouvait restreindre la migration verticale de certaines espèces, les rendant ainsi plus vulnérables à la prédation par les poissons. Ceci peut engendrer des modifications au niveau de la composition des communautés zooplanctoniques, en augmentant la proportion d'espèces de petites tailles, moins susceptibles à la prédation visuelle.

4.1.4. Effets sur les Salmonidés

Selon une étude publiée dans la littérature, des effets chroniques ont pu être observés chez des œufs et embryons de truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) à une concentration de 1 632 mg NaCl/l (Environnement Canada 2006). Pour leur part, McKay et Gjerde (1997) ont noté des diminutions de la croissance et de l'appétit, de même qu'une augmentation de la mortalité, chez des jeunes truites arc-en-ciel, avec un accroissement de la concentration en NaCl. Les effets ont cependant été notés à des concentrations supérieures ou égales à 10 g NaCl/l. Enfin, Edmister et Gray (1948) ont rapporté l'immobilisation d'alevins de grand corégone (*Coregonus clupeaformis*) à une concentration de 16 481 mg NaCl/l, dans l'eau du lac Érié, mais leur survie à des teneurs inférieures.

4.2 Chlorure de calcium (CaCl_2)

Le nombre d'études portant sur la toxicité du CaCl_2 sur les organismes aquatiques est relativement restreint. Pour les organismes benthiques, les deux études ayant pu être répertoriées ont indiqué que des concentrations égales ou supérieures à 7 200 mg CaCl_2 /l pouvaient être étales pour *Dreissena polymorpha* (Veneroïdes : Dreissenidae) et *Polycelis nigra* (Tricladides) (Waller *et al.* 1996; Jones 1940). Pour le zooplancton, des CL_{50} (48 heures) variant de 1 285 mg/l (pour *D. magna*) (Biesinger et Christensen 1972) à 2 250

mg/l (pour *Ceriodaphnia dubia*) (Cowgill et Milazzo 199) ont été rapportés dans la littérature. Il a aussi été rapporté que des concentrations égales ou supérieures à 460 mg CaCl_2 /l (Biesinger et Christensen 1972) pouvaient entraîner des effets sous-létaux chez certaines espèces zooplanctoniques. Finalement, selon les informations publiées dans la littérature, des teneurs de 10 000 mg/l et plus peuvent être létales pour certains Salmonidés (*Oncorhynchus mykiss*, *Coregonus clupeaformis*, *Salmo trutta*) (Waller *et al.* 1996; Edmister et Gray 1998).

4.3 Chlorure de magnésium (MgCl_2)

On retrouve dans la littérature très peu d'informations sur la toxicité du MgCl_2 pour les organismes aquatiques, en particulier pour le benthos et les poissons. Pour le zooplancton, des études ont indiqué que le MgCl_2 pouvait affecter la reproduction chez les daphnies à partir d'une concentration de 119 mg/l, selon les espèces (Hutchinson 1983). Une CL_{50} de 744 mg/l (21 jours) a été trouvée pour *D. magna* et des CL_{50} de 1 261 mg/l et plus ont également été trouvées pour cette espèce et pour *C. dubia* (Biesinger et Christensen 1972; Mount *et al.* 1997).

4.4 Sulfates de calcium (CaSO_4) et de magnésium (MgSO_4)

Peu d'articles traitant de la toxicité des sulfates de calcium (CaSO_4) et de magnésium (MgSO_4) ont été publiés. On retrouve cependant un certain nombre d'études portant sur la toxicité des sulfates (SO_4^{2-}) pour les organismes aquatiques.

Des chercheurs ont trouvé des CL_{50} (pour une exposition variant de 24 heures à quatre jours) allant de 512 à 3 035 mg SO_4^{2-} /l pour les invertébrés aquatiques (Dowden et Bennett 1965; Mount *et al.* 1997; BC Research 1998; MELP 2000; Soucek et Kennedy 2005). Des effets sur la reproduction (IC_{25}) ont également été notés chez certaines espèces de Cladocères, à partir d'une concentration de 833 mg SO_4^{2-} /l (MELP 2000). Chez les Salmonidés, des tests de toxicité aiguë ont permis de trouver des CL_{50} (48 heures) supérieures ou égales à 5 000 mg SO_4^{2-} /l, pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*). De plus, des EC_{50} de 1 105 mg SO_4^{2-} /l et plus ont été trouvées

chez des juvéniles de cette espèce au cours de tests de toxicité chronique d'une durée de sept jours (MELP 2000).

Certains facteurs peuvent influencer la toxicité des sulfates pour les organismes. Fairchild (1955) a notamment rapporté que le seuil de toxicité du Na_2SO_4 pour les daphnies diminuait avec une réduction de la concentration en oxygène (*in* MELP 2000). Une relation inverse entre la concentration de chlorures dans l'eau et la toxicité des sulfates chez *Hyaella azteca* (Amphipodes : Hyalellidae) a également été établie (Soucek et Kennedy (2005). Enfin, selon certains chercheurs, une relation inverse existerait entre la dureté et la toxicité des sulfates pour divers organismes aquatiques (Mount *et al.* 1997; MELP 2000; Soucek et Kennedy 2005). Cette relation pourrait être plus spécifiquement attribuable à la présence de plus d'un cation majeur (Ca, Mg) dans l'eau de dilution (Mount *et al.* 1997; Soucek et Kennedy 2005).

En tenant compte de ces facteurs, et du fait que les sels de voirie épandus sur la route 175 constituent un mélange de divers sels (NaCl , CaCl_2 , MgCl_2 , CaSO_4 , MgSO_4), on pourrait émettre l'hypothèse que la présence de chlorures et de cations majeurs (Ca et Mg) pourrait diminuer la toxicité des ions sulfates présents dans l'eau. De plus, puisque les sulfates constituent au maximum 1 % du mélange, on pourrait émettre l'hypothèse que les concentrations de ces sels dans les plans d'eau, attribuables aux apports de sels de voirie, ne sont probablement pas toxiques pour les organismes aquatiques. Il serait cependant nécessaire d'effectuer des tests afin de vérifier si ces hypothèses sont véridiques.

4.5 Ferrocyanure de sodium ($\text{Na}_4\text{Fe}(\text{CN})_6 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$)

Le ferrocyanure de sodium peut se dissocier en solution par photolyse, ce qui entraîne la production de cyanure libre ($\text{HCN}_{(\text{aq})} + \text{CN}^*_{(\text{aq})}$), fortement toxique pour les organismes aquatiques (Environnement Canada et Santé Canada 2001). Les sites cibles pour la toxicité chez les organismes aquatiques sont, entre autres, les branchies et la capsule des œufs, ainsi que d'autres sites où se produisent des échanges gazeux et autres processus

d'osmorégulation (Leduc 1981, 1984). En concentrations aiguës, le cyanure est principalement un poison affectant la respiration (Leduc *et al.* 1981).

Chez les invertébrés, des effets sublétaux ont été observés à des concentrations de cyanure allant de 18 à 43 µg/l et des effets létaux entre 30 et 100 µg/l, sauf chez *Gammarus pulex*, où la mortalité fut observée à des concentrations de 3 à 7 µg/l (Eisler 1991). Dans la littérature, on retrouve des valeurs de CL₅₀ variant entre 30 et 2 000 µg/l de cyanure libre, pour les invertébrés aquatiques.

Pour leur part, les poissons sont généralement plus sensibles au cyanure libre que les invertébrés. Aucune étude traitant de la toxicité du ferrocyanure de sodium pour l'omble de fontaine n'a pu être trouvée dans la littérature. Cependant, la CL₅₀ du ferrocyanure de sodium a été estimée à environ 20 mg/l pour les poissons (Novotny *et al.* 1998). Pour le cyanure libre, des effets adverses sous-létaux ont été observés chez l'omble de fontaine, lors d'exposition à des concentrations allant de 5 à 78 µg/l. De plus, une mortalité de 50 % des individus (CL₅₀) fut observée à partir d'une concentration de 56 µg/l, pour les alevins et les juvéniles, de 108 µg/l pour les alevins vésiculés et de 145 µg/l pour les adultes. Finalement, certains facteurs peuvent voir une incidence sur la toxicité du cyanure libre pour les poissons, soit la température, la teneur en oxygène dissous, le stade de vie et l'acclimatation à des concentrations sublétales de cyanure.

4.6 Abrasifs et matières insolubles

Les sels de déglçage utilisés sur la route 175 sont constitués de 5 % de matières insolubles, soit du sable, de l'argile et des oxydes ferreux. L'épandage de ces abrasifs pourrait entraîner une augmentation de la charge de sédiments en suspension dans la colonne d'eau et du dépôt de sédiments sur le lit des plans d'eau. De plus, l'épandage de sel de voirie peut avoir des effets néfastes sur la végétation en bordure de la route, ce qui peut entraîner une augmentation des apports de sédiments provenant de l'érosion (Molles 1980).

4.6.1 Sédiments en suspension

De façon générale dans les cours d'eau, les sédiments en suspension (SS) présents dans la colonne d'eau ont une taille variant entre 2 et 60 μm et sont constitués d'argile et de silt, mais également de sable, lorsque la vitesse du courant est élevée (Waters 1995). Un des effets des SS sur la faune et la flore est l'engorgement des surfaces biologiques actives (surfaces d'échange entre l'organisme et son environnement), dû à leur contenu en argile, qui a pour particularité d'être adhésive.

Effets sur le benthos

Selon Waters (1995), de fortes concentrations en SS peuvent affecter directement les invertébrés en raison de l'abrasion des structures branchiales et en diminuant leur efficacité à s'alimenter. Des concentrations élevées en sédiments en suspension (SS) peuvent avoir des effets adverses sur les organismes benthiques (Hogg et Norris 1991; Jowett *et al.* 1991; Waters 1995; Harding *et al.* 2000), se traduisant en une réduction de la densité chez les groupes sensibles, tels que les Éphémères et les Trichoptères (Suren *et al.* 2005) et par une augmentation des taxons tolérants au silt, tels que *Tricorythodes* sp. (Éphéméroptères) (Gammon 1970). Cependant, d'autres études n'ont révélé aucune incidence des SS sur le taux de mortalité des organismes, l'abondance et la diversité des communautés benthiques (Fairchild *et al.* 1987 ; Suren *et al.* 2005). Enfin, des travaux effectués en laboratoire ont indiqué une relation entre l'augmentation des concentrations en SS et l'accroissement du taux de dérive chez les organismes benthiques, en milieu lotique (Rosenberg et Wiens 1978; Doeg et Milledge 1991).

Effets sur le zooplancton

Des suivis à long terme, effectués en Afrique, ont révélé des relations inverses entre l'abondance moyenne de daphnies et le niveau de turbidité dans un écosystème donné (Hart 1986, *in* Hart 1992; Hart 1988). Pour leur part, des travaux de laboratoire, effectués par plusieurs chercheurs, ont montré une réduction ou une inhibition de l'alimentation chez certaines espèces de Cladocères et un Copépode, avec l'augmentation de la

concentration en SS (Arruda *et al.* 1983; McCabe et O'Brien 1983; Young *et al.* 1984; G.-Toth *et al.* 1986; Hart 1988; Kirk 1991a, b). Finalement, une étude de Hart (1992), a indiqué que ce serait la limitation de la production primaire (donc des ressources alimentaires), due à une diminution de la pénétration de la lumière, plutôt que la forte turbidité elle-même, qui serait à l'origine de l'impact néfaste des SS sur les populations de Cladocères dans les milieux affectés.

Effets sur les poissons

Dans une revue de la littérature, Lloyd (1987) a rapporté un certain nombre d'études non publiées, où l'on avait trouvé des concentrations létales ou ayant causé une diminution de la survie, allant de 500 à 6 000 mg/l de SS (*in* Waters 1995).

Divers effets adverses sous-létaux, attribuables aux SS, ont également été rapportés dans la littérature : (1) un comportement d'évitement fut observé chez diverses espèces, lors d'un accroissement des apports en sédiments, dont la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (Salmoniformes : Salmonidés) et des juvéniles de saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) ([Newcombe 1992; Newcombe et Jensen 1996], *in* Henley 2000); (2) l'augmentation du dépôt de sédiments et de la turbidité peut réduire le niveau d'oxygène dissous dans la colonne d'eau et, dans certains cas, causer un épaississement de l'épithélium des branchies et une réduction de la fonction respiratoire (Horkel et Pearson 1976; Goldes *et al.* 1988; Waters 1995); (3) une réduction de la croissance et de la capacité à s'alimenter chez les prédateurs visuels, en raison d'une diminution de la capacité visuelle des poissons, qui diminue leur aptitude à attraper leur proie (Waters 1995); (4) une diminution de la tolérance des poissons aux maladies et aux polluants, en présence de SS (Waters 1995); (5) des changements au niveau physiologique chez des Salmonidés, tels que des niveaux élevés de cortisolémie, de la glycémie veineuse et de l'hématocrite (Redding *et al.* 1987).

Les effets néfastes des SS peuvent également être indirects, en se propageant dans la chaîne trophique. Une augmentation des SS peut réduire la production primaire, en

diminuant la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau (Lloyd *et al.* 1987; Ryan 1991; Waters 1995). Une réduction de la production primaire peut affecter les niveaux trophiques supérieurs, en diminuant la quantité de nourriture disponible pour les consommateurs primaires, ce qui pourrait avoir pour conséquence une réduction du nombre de proies pour les poissons prédateurs (Henley *et al.* 2000).

4.6.2 Dépôt de sédiments

L'augmentation du dépôt de sédiments pourrait avoir un impact sur les communautés benthiques et ichthyennes. À mesure que s'effectue le dépôt de sédiments, les espaces interstitiels du substrat plus grossier se remplissent, ce qui entraîne une diminution du nombre d'habitats disponibles pour les macro-invertébrés (Lenat *et al.* 1981). Il peut également y avoir formation d'une barrière imperméable de sédiments, qui peut inhiber la circulation de l'eau interstitielle, réduisant ainsi le niveau d'oxygène hyporhéique (Beschta et Jackson 1979; Gordon *et al.* 1992). Ceci peut avoir une incidence sur les communautés benthiques. Selon certaines études, l'abondance de certains ordres d'invertébrés (Éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères) peut diminuer avec la réduction de la taille des particules du substrat, dans le lit des cours d'eau (Waters 1995). De plus, il a été rapporté que le dépôt de sédiments pouvait causer une réduction de la densité et de la biomasse des communautés de macro-invertébrés benthiques (Wagener et Lapierre 1985). Finalement, des études ont également démontré que la dérive des insectes augmentait avec l'augmentation de la sédimentation ([Rosenberg et Wiens 1978; Culp *et al.* 1986], in Henley *et al.* 2000).

Les modifications de la structure des communautés d'invertébrés (augmentation de la proportion d'organismes fouisseurs et plus petits), entraînées par le dépôt de sédiments fins, peuvent réduire la disponibilité et la biomasse des invertébrés benthiques pour les poissons. Cette diminution de la quantité de nourriture disponible, peut avoir des répercussions importantes sur la condition des communautés ichthyennes (Waters 1995). Le dépôt de sédiments peut également avoir un impact sur la reproduction des poissons, en réduisant l'activité de fraie et le nombre d'habitats disponibles pour la fraie, et en augmentant la mortalité des oeufs et des larves (Alabaster et Lloyd 1982; Ryan 1991).

Selon Waters, les Salmonidés de l'Amérique du Nord seraient particulièrement sensibles aux effets des sédiments (dépôt et suspension) sur leur reproduction, compte tenu du fait que ces poissons fraient souvent dans des milieux, qui sont malheureusement des pièges à sédiments. Ces effets peuvent avoir trois formes : (1) le dépôt de sédiments peut remplir les espaces interstitiels dans la frayère, empêchant le flux d'eau et, par le fait même, l'apport en oxygène pour les embryons ou les alevins vésiculés; (2) il peut y avoir étouffement des embryons et des alevins vésiculés, si de fortes concentrations de SS pénètrent dans la frayère; (3) les alevins en émergence peuvent se retrouver piégés, si une couche de sédiments compactés est déposée à la surface de la frayère (Waters 1995).

5. CONCLUSION

Selon l'information contenue dans la littérature, les sels de voirie épandus sur la route 175 et leurs composantes pourraient avoir un certain nombre d'effets néfastes sur les organismes aquatiques et sur leur milieu.

Tout d'abord, les sels de déglacage pourraient avoir des répercussions sur les paramètres physico-chimiques des plans d'eau. Dans les lacs petits et peu profonds, les apports en sels (NaCl , CaCl_2 , MgCl_2 , CaSO_4 et MgSO_4) pourraient entraîner la formation d'une chemocline, qui aurait pour impact de nuire au mélange vertical des eaux. Cette stratification pourrait entraîner une raréfaction de l'oxygène dans l'hypolimnion, ainsi qu'un relargage d'ammoniac et de certains métaux. Les sels de déglacage pourraient également causer une augmentation du dépôt de sédiments et de la charge en sédiments en suspension, par un apport direct d'abrasifs et par l'augmentation de l'érosion aux abords de la route. Ces modifications du milieu pourraient entraîner divers effets néfastes pour les organismes, se traduisant, entre autres, en une diminution de la diversité et de l'abondance des organismes dans les plans d'eau.

D'autre part, les divers sels utilisés comme fondants (NaCl , CaCl_2 , MgCl_2 , CaSO_4 et MgSO_4) peuvent représenter une certaine toxicité pour les organismes aquatiques, s'ils sont présents en concentration suffisante dans le milieu. Cependant, selon les informations disponibles dans la littérature, les concentrations requises sont relativement élevées et pourraient ne pas être atteintes dans les milieux perturbés par les sels de voirie.

Finalement, le ferrocyanure de sodium, ajouté aux sels de déglacage à titre d'agent anti-agglomérant, constitue potentiellement le composé le plus toxique du mélange. En effet, ce dernier peut se dissocier en solution par photolyse, entraînant la production de cyanure libre ($\text{HCN}_{(\text{aq})} + \text{CN}^{-}_{(\text{aq})}$), fortement toxique pour les organismes aquatiques. Le cyanure affecte la respiration des poissons, l'omble de fontaine étant particulièrement sensible à ce poisson.

Malgré l'ampleur de la quantité de sels de déglacage utilisés sur les routes, notamment au Canada et aux États-Unis (Blasius et Merritt 2002), relativement peu d'études ont été réalisées afin de connaître les effets de ces sels sur la faune aquatique. De plus, en passant en revue la littérature, on constate qu'il existe un manque de connaissances concernant la toxicité des certaines substances pour les organismes aquatiques, en particulier sur les chlorures et sulfates de calcium et de magnésium, et sur la toxicité du chlorure de sodium pour les Salmonidés. Enfin, on retrouve parmi les études publiées certaines divergences au niveau des effets néfastes attribuables au chlorure de sodium et aux sédiments en suspension sur les organismes zooplanctoniques et benthiques.

Avec l'élargissement de la route 175, qui entraînera une augmentation des apports en sels de déglacage dans de nombreux plans d'eau de la réserve faunique des Laurentides, il devient important de pouvoir mieux cerner les effets potentiels de ces sels sur le milieu aquatique. Des recherches futures seraient donc nécessaires afin d'accroître nos connaissances sur le sujet. Il serait également intéressant de vérifier si l'hypothèse formulée à propos des sulfates de calcium et de magnésium est véridique. En définitive, compte tenu des interactions possibles entre les différents constituants d'un composé et de la variabilité des sels de voirie utilisés sur les routes à l'échelle mondiale, il serait essentiel d'étudier, à l'aide de travaux de laboratoire et sur le terrain, les effets potentiels du mélange utilisé sur la route 175 sur les organismes aquatiques. Une fois complétés, ces travaux de recherches pourront permettre d'élaborer des outils de gestion efficaces et de mettre en place, si nécessaire, des mesures adéquates afin de mitiger les effets de ces sels sur la faune aquatique.

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier monsieur Pierre Bérubé pour son étroite collaboration lors de la rédaction de ce document.

Je voudrais également remercier le D^r Landis Hare pour son aide dans la traduction de termes techniques et le D^r Claude Fortin qui a bien voulu m'aider dans la compréhension de certains aspects chimiques.

Finalement, j'aimerais remercier monsieur Louis-Philippe Lapointe et Isabelle Auger, pour leur aide lors de la recherche documentaire, ainsi que mesdames Jacinthe Bouchard et Doris Cooper pour la révision linguistique et la mise en page du document.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADELMAN I. R., L. L. JR SMITH and G. D. SIESENNOP. 1976. Acute toxicity of sodium chloride, pentachlorophenol Guthion, and hexavalent chromium to fathead minnows (*Pimephales promelas*) and goldfish (*Carassius auratus*). J. Fish. Res. Board. Can., 33 : 203-208.
- ALABASTER, J. S., D. G. SHURBEN and M. J. MALLET. 1983. The acute lethal toxicity of mixtures of cyanide and ammonia to smolts of salmon, *Salmo salar* L. at low concentrations of dissolved oxygen. J. Fish Biol., 22 : 215-222.
- ALABASTER, J. S. and R. LLOYD. 1982. Water Quality Criteria for Freshwater Fish. London : Butterworth Publishers.
- ALBRECHT, M. 1954. Die Wirkung der Kaliabwässer auf die Fauna der Werra und Wipper. Z. Fish., N. F., 3 : 401-426.
- ANDERSON, B.G. 1946. The Toxicity thresholds of various sodium salts determined by the use of *Daphnia magna*. Sew. Works Jour., 18 : 82-87.
- ANDERSON, B. G. 1948. The apparent thresholds of toxicity to *Daphnia magna* for chlorides of various metals when added to lake Erie water. Trans. Amer. Fish. Soc., 78 : 96-113.
- ANDERSON, B. G., D. C. CHANDLER, T. F. ANDREWS and W. J. JAHODA. 1948. The evaluation of aquatic invertebrates as assay organisms for the determination of the toxicity of industrial wastes. Final report on a project sponsored by the American Petroleum Institute and carried out at the Fanz Theodore Stone Laboratory, The Ohio State University, Put-in-Bay, Ohio, 51 pp.
- ARAMBASIC, M. B., B. SABRIJA and G. SUBAKOV. 1995. Acute toxicity of heavy metals (copper, lead, zinc), phenol and sodium on *Allium cepa* L., *Lepidium sativum* L. and *Daphnia magna* St. : comparative investigations and the practical applications. Wat. Res., 29 (2) : 497-503.
- ARRUDA, J. A., G. R. MARZOLF and FAULK, R. T. 1983. The role of suspended sediments in the nutrition of zooplankton in turbid reservoirs. Ecology, 64 : 1225-1235.
- BACKMAN, L. 1994. Environmental effects of chemical deicing. In: Ninth PIARC International Winter Road Congress, Technical Report, Volume 2. Seefeld, Australia., p. 486-490.

- BC RESEARCH INC. 1998. Brenda Mines Sulphate and Molybdenum Toxicity Testing. Prepared for Noranda Mining and Exploration Inc., Brenda Mines Div. Project No: 2-11-825/826.
- BENBOW, M. E. and R. W. MERRITT. 2004. Road-salt toxicity of select Michigan wetland macroinvertebrates under different testing conditions. *Wetlands*, 24 (1) : 86-76.
- BERG, L. and T. G. NORTHCOTE. 1985. Changes in territorial, gill-flaring, and feeding behavior in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) following short-term pulses of suspended sediment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 42 : 1410-1417.
- BERKMAN, H. E. and C. F. RABENI. 1987. Effect of siltation on stream fish communities. *Environ. Biol. Fishes*, 18 : 285-294.
- BESCHTA, R. L. and W. L. JACKSON. 1979. The intrusion of fine sediments into a stable gravel bed. *J. Can. Board Fish. Res.*, 36 : 204-210.
- BIESINGER, K.E. and G.M. CHRISTENSEN. 1972. Effects of various metals on survival, growth, reproduction, and metabolism of *Daphnia magna*. *J. Fish. Res. Board Can.* 29: 1691-1700.
- BIRGE, W. J., J.A. BLACK, A.G. WESTERMAN, T.M. SHORT, S.B. TAYLOR, D.M. BRUSER and E.D. WALLINGFORD. 1985. Recommendations on numerical values for regulating iron and chloride concentrations for the purpose of protecting warmwater species of aquatic life in the Commonwealth of Kentucky, Kentucky Natural Resources and Environmental Protection Cabinet, Lexington (Kentucky) (protocole d'entente no 5429).
- BLASIUS, B. J. and R. W. MERRITT. 2002. Field and laboratory investigations on the effects of road salt (NaCl) on stream macroinvertebrate communities. *Environmental Pollution*, 120 : 219-231.
- BRIDGEMAN, T.B., C.D. WALLACE, G.S. CARTER, R. CARVAJAL, L.C. SCHIESARI, S. ASLAM, E. CLOYD, D. ELDER, A. FIELD, K.L. SCHULZ, P.M. YURISTA and G.W. KLING. 2000. A limnological survey of Third Sister Lake, Michigan with historical comparisons. *Lake and Reserv. Manage.* 16 (4) : 253-267.
- BRITTAIN, J. E. and T. J. EIKELAND. 1988. Invertebrate drift – a review. *Hydrobiologia*, 166 : 77-93.
- BRODERIUS, S.J., L.L. SMITH JR., and D.T. LIND. 1977. Relative toxicity of free cyanide and dissolved sulfide forms to the fathead minnow *Pimephales promelas*. *J. Fish. Res. Board. Can.*, 34 : 2323-2332.

- BUBECK, R. C., W. H. DIMENT, B. L. DECK, A. L. BALDWIN, and S. D. LIPTON. Runoff of deicing salt: effects on Irondequoit Bay, Rochester, New York., Science 172 : 1128-1132.
- BUREAU D'AUDIENCES PUBLIQUES SUR L'ENVIRONNEMENT. 2005. Projets d'amélioration de la route 175 des kilomètres 60 à 84 et 84 à 227 – Rapport d'enquête et d'audience publique. p. 61-66.
<http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/rapports/publications/bape214.pdf>
- BRUNKE, M., 1999. Colmation and depth filtration within streambeds: retention of particles in hyporheic interstices. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, 84 : 99-117.
- CALL, D. J., L. T. BROOKE, N. AHMAD, and J. E. RICHTER. 1983. Toxicity and metabolism studies with EPA priority pollutants and related chemicals in freshwater organisms. United States Environmental Protection Agency, EPA-600/3-83-095, 134 p.
- CANADIAN COUNCIL OF THE MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). 1991. Canadian Water Quality Guidelines. Environment Canada, Ottawa.
- CARWELL, R. D., D. G. FOREMAN, T. R. PAYNE and D. J. WILBUR. 1976. Acute toxicity of selected toxicants to six species of fish. Ecol. Res. Ser., EPA-600/3-76-008. U. S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. Vii + 117 p.
- CARLSON, R. W. 1984. The influence of pH, dissolved oxygen, suspended solids or dissolved solids upon ventilatory and cough frequencies in the bluegill (*Lepomis macrochirus*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Environmental pollution (series A), 34 : 149-169.
- CHERKAUER, D. S. and OSTENSO, N. A. 1976. The effects of salt on small, artificial lakes. Water Resources Bulletin, 12 : 1259-1267.
- COWGILL, U. M. and D. P. MILAZZO. 1990. The sensitivity of two cladocerans to water quality variables: Salinity and hardness. Arch. Hydrobiol., 120 (2) : 185-196.
- CROWTHER, R. A. and H. B. N. HYNES. 1977. The effect of road deicing salt on the drift of stream benthos. Environ. Pollut., 14 : 113-126.
- CULP, J. M., F. J. WRONA, and R. W. DAVIES. 1986. Response of stream benthos and drift to fine sediment deposition versus transport. Can. J. Zool., 64 : 1345-1351.
- DEMERS, C. L. 1992. « Effects of road deicing salt on aquatic invertebrates in four Adirondack streams », dans F.M. D'Itri (éd.), Chemical deicers and the environment, Lewis Publishers, Boca Raton (Floride), p. 245-252.

- DIXON, D. G. 1975. Some effects of chronic cyanide poisoning on the growth, respiration and liver tissue of rainbow trout. Thèse de maîtrise, Université Concordia, Montréal, Québec, Canada. 77 p.
- DIXON, D.G. and G. LEDUC. 1981. Chronic cyanide poisoning of rainbow trout and its effect on growth, respiration and liver histopathology. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 10 : 117-131.
- DOEG, T. J. and G. A. MILLEDGE, 1991. Effect of experimentally increasing concentrations of suspended sediment on macroinvertebrate drift. Australian Journal of Marine and Freshwater Research, 42 : 519-526.
- DOUDOROFF, P. 1976. Toxicity to fish of cyanides and related compounds – a review. U. S. Environ. Prot. Agency Rep. 600/3-76-038. 161 p.
- DOUDOROFF, P. 1980. A critical review of recent literature on the toxicity of cyanides to fish. American Petroleum Institute, Washington, D.C.
- DOWDEN, B.F. 1961. Cumulative Toxicities of Some Inorganic Salts to *Daphnia magna* as Determined by Median Tolerance Limits. Proc. La. Acad. Sci., 23 : 77-85.
- EDMISTER, J. O., and J. W. GRAY. 1948. The toxicity thresholds for three chlorides and three acids to the fry of whitefish (*Coregonus clupeaformis*) and yellow pickerel (*Stizostedion v. vitreum*). Prog. Fish-Culturist, 10 : 105-106.
- EISLER, R., 1991, Cyanide hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. U. S. Fish Wildl. Serv., Biological Report, 85(1.23), 55 p.
- ELLIS, M. M. 1937. Detection and measurement of stream pollution. Bull. U.S. Bur. Fish., 48 : 363-437.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 1997. Canadian environmental protection act – Problem formulation for the environmental assessment for the priority substance road salts. [CD-ROM]- Sels de voirie. Background Document Draft (July 4, 1997). Environment Canada, Commercial Chemicals Evaluation Branch, Hull, Quebec. p. 58
- ENVIRONNEMENT CANADA. 2004. Code de pratique pour la gestion environnementale des sels de voirie. 24 p.
http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/r175-60_227/documents/DB28.pdf
- ENVIRONNEMENT CANADA. 2006. Évaluation des substances existantes : Rapport d'évaluation - Sels de voirie. Site Internet visité le 25 mai 2006.
<http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/pesip/final/roadsalts.cfm>

- ENVIRONNEMENT CANADA ET SANTÉ CANADA. 2001. Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation : Sels de voirie. 188 p.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1980. Ambient water quality criteria for cyanides. U. S. Environ. Prot. Agency Rep. 440/5-80-037. 72 p.
- EVANS, M and C. FRICK. 2001. The effects of road salts on stream, lake and wetland ecosystems. [CD-ROM]- Sels de voirie. Report submitted to the Environment Canada CEPA Priority Substances List Environmental Resource Group on Road Salts. Environment Canada, Commercial Chemicals Evaluation Branch, Hull, Quebec, 287 p.
- FAIRCHILD, E. J. 1955. Low dissolved oxygen effect upon the toxicity of certain inorganic salts to the aquatic invertebrate *Daphnia magna*. Louisiana State Univ. Engineering Experiment Station Bull No. 51. 95 p.
- FAIRCHILD, J. F. 1987. Effects of sediment and contaminated sediment on structural and functional components of experimental stream ecosystems. Water, Air, and Soil Pollution, 36 : 271-293.
- FOWLER, J. R. 1931. The relations of numbers of animals to survival in toxic concentrations of electrolytes. Physiol. Zool., 4 : 214-245.
- FREE, B. M. and MULAMOOTTIL, G. G. 1983. The limnology of Lake Wabukayne, a storm-water impoundment. Water Resources Bulletin, 19 (5) : 821-827.
- GAMMON, J. R. 1970. The effect of inorganic sediment on stream biota. Water Pollution Control Research Series, Report No. 18050 DWC 12/70, U.S. Environmental Protection Agency. Government Printing Office, Washington, DC.
- GARDENER, M. B. 1981. Effects of turbidity on feeding rates and selectivity of bluegills. Trans. Am. Fish. Soc., 110 : 446-450.
- GOETSCH, P. A. and C. G. PALMER. 1997. Salinity tolerances of selected macroinvertebrates of the Sabie River, Kruger National Park, South Africa. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 32 : 32-41.
- GOLDES, S. A., H. W. FERGUSON, R. D. MOCCIA, and P. Y. DAOUST. 1988. Histological effects of the inert suspended clay kaolin on the gills of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. J. Fish Dis., 11 : 23-33.
- GORE, J. A. 1985. Mechanisms of colonization and habitat enhancement for benthic macroinvertebrates in restored river channels. P. 81-102. In: The Restoration of Rivers and Streams: Theories and Experience. (Gore, J. A., Ed.). Boston, MA: Butterworth Publishers.

- G.-TOTH, L., K. V.-BALOGH and N. P. ZANKAI. 1986. Significance and degree of abioseston consumption in the filter-feeder *Daphnia galeata* Sars am. Richard (Cladocera) in Lake Balaton. Arch. Hydrobiol., 106 : 45-60.
- HALSE, S. A., R. J. SHIEL and W. D. WILLIAMS. 1998. Aquatic invertebrates of Lake Gregory, northwestern Australia, in relation to salinity and ionic composition. Hydrobiol., 381: 15 -29.
- HAMILTON, R.W., J.K. BUTTNER and R.G. BRUNETTI. 1975. Lethal levels of sodium chloride and potassium chloride for an oligochaete, a chironomid midge, and a caddisfly of Lake Michigan. Environ. Entomol., 4 : 1003-1006.
- HANES, R.E., L.W. ZELAZNY and R.E. BLASER. 1970. Effects of deicing salts on water quality and biota: Literature review and recommended research, Highway Research Board, National Academy of Sciences/National Academy of Engineering, Washington (D.C.), 70 p.
- HARDING, J. S., J. M. QUINN and C. W. HICKEY, 2000. Effects of mining and production forestry. In Collier, K. J. and M. J. Winterbourn (eds), New Zealand Stream Invertebrates: Ecology and Implications for Management. New Zealand Limnological Society, Christchurch, p. 230–259.
- HART, R. C. 1986. Zooplankton abundance, community structure and dynamics in relation to inorganic turbidity, and their implications for a potential fishery in subtropical Lake le Roux. Freshwater Biol., 16 : 351-371.
- HART, R. C. 1988. Zooplankton feeding rates in relation to suspended sediment content : potential influences on community structure in a turbid reservoir. Freshwater Biol., 19 : 123-139.
- HAWKINS, R.H. and J.H. JUDD. 1972. Water pollution as affected by street salting. Water Resour. Bull., 8 : 1246-1252.
- HENLEY, W. F., M. A. PATTERSON, RÉ JÉ NEVES, and A. D. LEMLY. 2000. Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs : A concise review for natural resource managers. Reviews in Fisheries Science, 8 (2) : 125-139.
- HOGG, I. D. and R. H. NORRIS, 1991. Effects of runoff from land clearing and urban development on the distribution and abundance of macroinvertebrates in pool areas of a river. Australian Journal of Marine and Freshwater Research, 42 : 507-518.
- HOFFMAN, R. W., C. R. GOLDMAN, S. PAULSON and G. R. WINTERS. 1981. Aquatic impacts of deicing salts in the central Sierra Nevada mountains, California. Water Resources Bulletin, 17 (2) : 280-285.

- HORKEL, J. D. and W. D. PEARSON. 1976. Effects of turbidity on ventilation rates and oxygen consumption of green sunfish, *Lepomis cyanellus*. Trans. Am. Fish. Soc., 105: 107-113.
- HUTCHINSON, G. E. 1933. Experimental studies in ecology. I. The magnesium tolerance of Daphniidae and its ecological significance. Int. Rev. d. ges. Hydrobiol. U. hydrog., 28 : 90-108.
- JONES, J. R. E. 1940. A further study of the relation between toxicity and solution pressure, with *Polycelis nigra* as test animal. Journal of experimental biology, 17 : 408-415.
- JONES, J. R. E. 1941. A study of the relative toxicity of anions, with *Polycelis nigra* as test animal. Journal of experimental biology, 18 : 170-181.
- JONES, P.H., B.A. JEFFREY, P.K. WATLER, and H. HUTCHON. 1992. Environmental impact of road salting. In: F.M. D'Itri (ed). Chemical Deicers and the Environment. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. pp. 1-116.
- JOWETT, I. G., J. RICHARDSON, B. J. F. BIGGS, C. W. HICKEY and J. M. QUINN, 1991. Microhabitat preferences of benthic invertebrates and the development of generalised Deleatidium spp. habitat suitability curves, applied to four New Zealand rivers. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 25 : 187-199.
- JUDD, J. H. 1970. Lake stratification caused by runoff from street deicing. Water Research, 4 : 521-352.
- JUDD, K. E., H. E. ADAMS, N. S. BOSCH, J. M. KOSTRZEWSKI, C. E. SCOTT, B. M. SCHULTZ, D. H. WANG and G. W. KLING. 2005. A case history : effects of mixing regime on nutrient dynamics and community structure in third sister lake, Michigan during late winter and early spring 2003. Lake and Reservoir Management, 21 (3) : 316-329.
- JUDD, J. H. and J. W. STEGALL. 1982. Reevaluation of the effects of deicing salt runoff on a small lake, National Technical Information Service, Springfield (Virginia), 28 p. (A-114-MICH).
- KANYGINA, A. V. and M. P. LEBEDEVA. 1957. The influence of industrial wastes containing sodium chloride on a (river) water system. Vodospabzhnie I Sanit. Tekh 1: 15 (1957); Chem Abs. 51: 9045 (1957); Pub. Health Engineering Abs 37: 21 (Dec. 1957).
- KERSEY, K. 1981. Laboratory and field studies on the effects of road de-icing salt on stream invertebrates SIC-9. R. J. Mackay, ed. University of Toronto, Toronto.

- KHANNA, N., C. P. CRESSMAN III, C. P. TATARA, and P. L. WILLIAMS. 1997. Tolerance of the nematode *Caenorhabditis elegans* to pH, salinity, and hardness in aquatic media. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 32 : 110-114.
- KIRK, K. L. 1991a. Suspended clay reduces *Daphnia* feeding rate : behavioural mechanisms. Freshwater Biol., 25 : 357-365.
- KIRK, K. L. 1991b. Inorganic particles alter competition in grazing plankton : the role of selective feeding. Ecology, 72 : 915-923.
- KOENST, W. M., L. L. SMITH JR., and S. J. BRODERIOUS. 1977. Effect of chronic exposure of brook trout to sublethal concentrations of hydrogen cyanide. Environ. Sci. Technol. II: p.883-887.
- KOHLER, S. L. 1985. Identification to stream drift mechanisms: An experimental and observational approach. Ecology, 66 (6) : 1749-1761.
- KOVACS, T.G. 1979. The effects of temperatures on the toxicity of cyanide to rainbow trout: I, Acute effects. II, Chronic effects, M. Sc. Thesis, Concordia Univ., Montreal, Québec. 69 p.
- KOVACS, T.G., and G. LEDUC. 1982. Sublethal toxicity of cyanide to rainbow trout *Salmo gairdneri* at different temperatures. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 39 : 1389-1395.
- KSZOS, L. A., WINTER, J. D. and T. A. STORCH. 1990. Toxicity of Chautauqua lake runoff to young-of-the-year sunfish (*Lepomis macrochirus*). Bull. Environ. Contam. Toxicol., 45 : 923-930.
- KUNDMAN, J. M. 1998. The effects of road salt runoff (NaCl) on Caddisfly (*Hydropsyche betteni*) drift in Mill Run, Meadville, Pennsylvania. Unpublished Senior thesis, Department of Environmental Science, Allegheny College, Meadville, PA.
- LEDUC, G. 1977. The role of cyanide as an ecological stressing factor to fish. P. 152-182 in R. A. Tubb (ed.), Recent advances in fish toxicology – A symposium. Ecol. Res. Ser., EAP-600/3-77-085. U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon.
- LEDUC, G. 1981. Ecotoxicology of cyanides in freshwater. P. 487-494, in Vennesland, E.E. Conn, C. J. Knowles, J. Westley, and F. Wissing, eds. Cyanide in biology. Academic Press, New York.
- LEDUC, G. 1984. Cyanides in water : toxicological significance. P. 153-224, in L. W. Weber, ed. Aquatic toxicology, Vol. 2. Raven Press, New York.

- LEDUC, G., R.C. PIERCE, and I.R. MCCracken. 1983. Effets des cyanures sur les organismes aquatiques, notamment sur les poisons d'eau douce. CNRC n° 19246, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil National de Recherches du Canada.
- LENAT, D. R., D. L. PENROSE, and K. W. EAGLESON. 1981. Variable effects of sediment addition on stream benthos. *Hydrobiologia*, 79 : 187-194.
- LETTS, A. and SALT M. 2000. Effects of sodium ferrocyanide derived from road salting on the ecosystem. Morton Salt, Morton International Inc., Chicago (Illinois). p. 39-51.
- LESNIAK, J. A. 1977. A histological approach to the study of sublethal cyanide effects on rainbow trout ovaries. Thèse de maîtrise, Université Concordia, Montréal, Québec, Canada. 133 p.
- LESNIAK, J. A. and S. M. RUBY. 1982. Histological and quantitative effects of sublethal cyanide exposure on oocyte development in rainbow trout. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 11 : 343-352.
- LLOYD, D. S., J. P. KOENINGS, and J. D. LAPIERRE. 1987. Effects of turbidity in freshwaters of Alaska. *N. Am. J. Fish. Manage.*, 7 : 18-33.
- LOWELL, R.B., J.M. CULP and F.J. WRONA. 1995. Toxicity testing with artificial streams: effects of differences in current velocity. *Envir. Tox. Chem.*, 14 : 1209-1217.
- MACLEOD, C.L., M.P. BORCSIK, and P.R. JAFFE. 1996. Effect of infiltrating solutions on the desorption of mercury from aquifer sediments. *Environ. Technol.* 17 : 465-475.
- MCCABE, G. D. AND W. J. O'BRIEN. 1983. The effects of suspended silt on feeding and reproduction of *Daphnia pulex*. *Am. Midl. Nat.*, 110 : 324-337.
- MCKAY, L. R. and B. GJERDE. 1985. The effect of salinity on growth of rainbow trout. *Aquaculture*, 49 : 325-331.
- MDOT (MICHIGAN DEPARTMENT OF TRANSPORTATION). 1993. The use of selected de-icing materials on Michigan roads: Environmental and economic impacts, 105 p.
- MEEUSSEN, J. C. L., M. G. KEIZER and F. A. M. HAAN. 1992. Chemical stability and decomposition rate of ion cyanide complexes in soil solutions. *Environ. Sci. Technol.*, 26 (3) : 511-516.

- MERRIT, R.W. and K.W. CUMMINS. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America (Third Edition). Kendall-Hunt Publishing, Dubuque, IA. 862 p.
- MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC. 2006a. Sécurité en conditions hivernales : L'entretien des routes en hiver. Site Internet visité le 25 mai 2006. <http://www.mtq.gouv.qc.ca/fr/securite/hiver/entretien.asp>
- MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC. 2006b. DT-Saguenay-Lac-Saint-Jean. Communication personnelle. Personne contact : Hugo Savard. Adresse courriel : Hugo.Savard@mtq.gouv.qc.ca
- MINISTRY OF ENVIRONMENT, LANDS AND PARCS OF BRITISH COLUMBIA (MELP). 2000. Ambient water quality guidelines for sulfate : Aquatic wildlife. Site Internet visité le 4 août 2006. http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/BCguidelines/sulphate/sulphate-04.htm#P123_8731
- MOLLES, M. C. JR. 1980. Effects of road salting on stream invertebrate communities. *Eisenhower Consortium Bulletin*, 28 (6) : 1-9.
- MOUNT, D. R., D. D. GUILLEY, J. R. HOCKETT, GARRISON, T. D. and J. M. EVANS. 1997. Statistical models to predict the toxicity of major ions to *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna* and *Pimephales promelas* (fathead minnows). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16 (10) : 2009-2019.
- NAUMANN, E. 1934. Über die Beeinflussung von *Daphnia magna* durch einige Salze und Salzmischungen. *K. physiogr. Sällsk. Lund Förh.*, Bd. 4 : 11-22.
- NEIL, J. H. 1957. Some effects of potassium cyanide on speckled trout (*Salvelinus fontinalis*). P. 74-96 in Papers presented at fourth Ontario industrial water conference. Water and Pollution Advisory Committee, Ontario Water Resources Commission, à Toronto, Canada.
- NEWCOMBE, C. P. 1994. Suspended Sediment in Aquatic Ecosystems: III Effects as a Function of Concentration and Exposure. Victoria, BC: Habitat Protection Branch, Ministry of Environment, Lands and Parks.
- NEWCOMBE, C. P. and J. O. JENSEN. 1996. Channel suspended sediment and fisheries: a synthesis for quantitative assessment of risk and impact. *N. Am. J. Fish. Manage.*, 16 : 693-727.
- NOVOTNY, V., D. MUEHRING, D. H. ZITOMER, D. W. SMITH and R. FACEY. 1998. Cyanide and metal pollution by urban snowmelt : impact of deicing compounds. *Wat. Sci. Tech.*, 38 (10) : 223-230.
- OHIO RIVER VALLEY WATER SANITATION COMMISSION (ORVWSC). 1950. Report No. 3, Subcommittee on Toxicities, Metal Finishing Industries Action

- committee. In: McKee, J.E., and H.W. Wolf. 1963. Water Quality Criteria, 2nd ed. State Water Quality Control Board, Sacramento, California.
- PHILLIPS, A.M.J. 1944. The physiological effect of sodium chloride upon brook trout, Trans. Am. Fish. Soc., 74 : 297-309.
- RAMAKRISHNA, D. M. and T. VIRARAGHAVAN. 2005. Environmental impact of chemical deicers - A review. Water, Air and Soil Pollution, 166 : 49-63.
- RAMULT, M. 1925. Development and resisting power of Cladocera embryos in the solutions of certain inorganic salts. Bull. l'Acad. Polon. Sci. Série B, 1925 : 135-194.
- REDDING, J. M., C. B. SCHRECK, and F. H. EVEREST. 1987. Physiological effects on coho salmon and steelhead of exposure to suspended solids. Transactions of the American Fisheries Society, 116 : 737-744.
- ROSENBERG, D. M. and A. P. WIENS, 1978. Effects of sediment addition on macrobenthic invertebrates in a northern Canadian river. Water Research, 12 : 753-763.
- RUBY, S. M., D. G. DIXON and G. LEDUC. 1979. Inhibition of spermatogenesis in rainbow trout during chronic cyanide poisoning. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 8 (5) : 533-544.
- RUBY, S. M., D. R. IDLER and Y. P. SO. 1986. The effect of sublethal cyanide exposure on plasma vitellogenin levels in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) during early vitellogenesis. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 15 : 603-607.
- RYAN, P. A., 1991. Environmental effects of sediment on New Zealand streams: a review. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 25 : 207-221.
- SCHALLER, F. 1949. Osmoregulation und Wasserhaushalt der Larve von *Corethra pluricornis*, mit besonderer Berücksichtigung der Vorgänge am Darmkanal. Z. vergl. Physiol., 31 : 684-695.
- SINGLETON, H.J. 1986. Water quality criteria for cyanide. BC Environment- Water management Division. Victoria B.C. Report and technical appendix 84 p.
- SMITH, L.L. JR., S.J. BRODERIUS, D.M. OSEID, G.L. KIMBALL and W.M. KOENST. 1978. Acute toxicity of hydrogen cyanide to freshwater fishes. Arch. Environm. Contam. Toxicol., 7 : 325-337.
- SMITH, L.L. JR., S.J. BRODERIUS, D.M. OSEID, G.L. KIMBALL, W.M. KOENST, and D.T. LIND. 1979. Acute and chronic toxicity of HCN to fish and invertebrates. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-600/3-79-009. 129 p.

- SMOCK, L. A. 1996. Macroinvertebrate movements : Drift, Colonization, and Emergence. P. 371-390 in F. R. Hauer and G. Lamber, ed. Methods in Stream Ecology. Academic Press, San Diego, California.
- SMOL, J.P., S.R., BROWN and R.N., MCNEELY. 1983. Cultural disturbances and trophic history of a small meromictic lake from Central Canada. *Hydrobiol.*, 103 : 125-130.
- SOUCEK, D. J. and A. J. KENNEDY. 2005. Effects of hardness, chloride and acclimation on the acute toxicity of sulphate to freshwater invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24 (5) : 1204-1210.
- SUREN, A. M. and I. G. JOWETT, 2001. Effects of deposited sediment on invertebrate drift: an experimental study. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 35 : 725-737.
- SUREN, A. M., M. L. MARTIN and B. J. SMITH. 2005. Short-term, effects of high suspended sediments on six common New Zealand stream invertebrates. *Hydrobiologia*, 548 : 67-74.
- SUTCLIFFE, D. W. 1961a. Studies on salt and water balance in caddis larvae (Trichoptera) : I. Osmotic and ionic regulation of body fluids in *Limnephilus affinis* Curtis. *J. Exp. Biol.*, 38 : 501-519.
- SUTCLIFFE, D. W. 1961b. Studies on salt and water balance in caddis larvae (Trichoptera) : II. Osmotic and ionic regulation of body fluids in *Limnephilus stigma* Curtis and *Anabolia nervosa* Leach. *J. Exp. Biol.*, 38 : 521-530.
- THORNTON, K. W. and J. R. SAUER. 1972. Physiological effects of NaCl on *Chironomus attenuatus* (Diptera : Chironomidae). *Ann. Ent. Soc. Am.*, 65: 872-875.
- TREHERNE, J. E. 1954. Osmotic regulation in the larvae of *Helodes* (Coleoptera-Helodidae). *Trans. R. Ent. Soc. Lond.*, 105 : 117-130.
- UNITES STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1985a. Ambient water quality criteria for cyanide, 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D. C. EPA/440/5-84-028.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1993. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms. USEPA/600/4-90/027F. Environmental Monitoring and Support Laboratory, Cincinnati, OH.
- WAGENER, S. M. and J. D. LAPERRIERE. 1985. Effects of placer gold mining on primary production in subarctic streams of Alaska. *Water Res. Bull.*, 22 : 91-99.

- WALLER, D.L., S.W. FISHER and H. DRABROWSKA. 1996. Prevention of zebra mussel infestation and dispersal during aquaculture operations. *The Progressive Fish Culturist* 58 (2) : 77-84.
- WANG, J.S., P.M. HUANG, W.K. LIAW, and U.T. HAMMER. 1991. Kinetics of the desorption of mercury from selected freshwater sediments as influenced by chloride. *Water Air Soil Pollution*, 56 : 533-542.
- WARREN, L.A. and A.P. ZIMMERMAN. 1994. The influence of temperature and NaCl on cadmium, copper and zinc partitioning among suspended particulate and dissolved phases in an urban river. *Water Res.*, 28 : 1921-1931.
- WATERS, T. F. 1982. Annual production by a stream brook charr population and by its principal invertebrate food. *Env. Biol. Fish.*, 7 (2) : 165-170.
- WATERS, T. F., 1995. Sediment in streams Sources, biological effects, and control. *American Fisheries Society Monograph*, 7 : 1-251.
- WETZEL, R. G. 2001. *Limnology – Lake and river ecosystems*. Third Edition. Academic Press, San Diego, California.
- WHITE, D. S. and J. R. GAMMON. 1977. The effect of suspended solids on macroinvertebrate drift in an Indiana creek. *Proceedings of the Indiana Academy of Science*, 86 : 182-188.
- WILLIAMS, D. D., N. E. WILLIAMS and Y. CAO. 1997. Spatial differences in macroinvertebrate community structure in springs in southeastern Ontario in relation to their chemical and physical environments. *Can. J. Zool.*, 75 : 1404-1414.
- WILLIAMS, D. D., N. E. WILLIAMS and Y. CAO. 1999. Road salt contamination of groundwater in a major metropolitan area and development of a biological index to monitor its impact. *Wat. Res.*, 34 (1) : 127-138.
- WILLIAMS P. L. and D. B. DUSENBERY. 1990. Aquatic toxicity testing using the nematode *Caenorhabditis elegans*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 9 : 1285-1290.
- YAMADA, H. and F. NAKAMURA, 2002. Effect of fine sediment deposition and channel works on periphyton biomass in the Makomanai River, Northern Japan. *River Research and Applications*, 18 : 481-493.
- YOUNG, S., V. A. TAYLOR and WATTS, E. 1984. Visual factors in *Daphnia* feeding. *Limnol. Oceanogr.*, 29 : 1300-1308.

TABLEAUX

Tableau 1. Réponse toxique d'invertébrés benthiques à diverses concentrations de NaCl.
(Adapté de Evans et Frick 2001)

Table 5-1: Responses of benthic invertebrates to various concentrations of sodium chloride.

Exposure Concentration (NaCl mg/L)	Exposure Concentration (NaCl moles/L)	Toxic Response	Species of Concern	Exposure Time	Water Temperature (°C)	Reference
1,319	0.023	survival and pupate	<i>Hydropsyche betteni</i> (caddisfly)	240 hours (10 days)	unknown	Kersey 1981
1,319	0.023	survival and pupate	<i>Hydropsyche bronta</i> (caddisfly)	240 hours (10 days)	unknown	Kersey 1981
1,319	0.023	survival and pupate	<i>Hydropsyche sloossonae</i> (caddisfly)	240 hours (10 days)	unknown	Kersey 1981
3,735	0.064	100% mortality	<i>Nais variabilis</i> (oligochaete)	48 hours	12	Hamilton et al. 1975
4,121	0.071	20% mortality	<i>Gammarus pseudolimnaeus</i> (amphipod)	24 hours	unknown	Crowther and Hynes 1977
4,863	0.083	50% mortality	<i>Lirceus fontinalis</i> (isopod)	96 hours	unknown	Birge et al. 1985
5,330	0.091	50% mortality (stream velocity = 6 cm/sec)	<i>Baetis tricaudatus</i> (mayfly)	48 hours	unknown	Lowell et al. 1995
5,440	0.093	50% mortality (stream velocity = 12 cm/sec)	<i>Baetis tricaudatus</i> (mayfly)	48 hours	unknown	Lowell et al. 1995
7,014	0.120	50% mortality	<i>Anaobolia nervosa</i> (caddisfly)	72 hours (3 days)	14-17	Sutcliffe 1961b

Tableau 1 (suite)

Table 5-1: Continued.

Exposure Concentration (NaCl mg/L)	Exposure Concentration (NaCl moles/L)	Toxic Response	Species of Concern	Exposure Time	Water Temperature (°C)	Reference
7,014	0.120	50% mortality	<i>Limnephilus stigma</i> (caddisfly)	72 hours (3 days)	14-17	Sutcliffe 1961b
7,996	0.137	50% mortality (TLm)	<i>Chironomus tentans</i> (chironomid)	48 hours	25	Thornton and Sauer 1972
8,865	0.152	100% mortality	<i>Cricotopus trifascia</i> (chironomid)	48 hours	12	Hamilton et al. 1975
9,890	0.169	80% mortality	<i>Hydropsyche betteni</i> (caddisfly)	144 hours (6 days)	unknown	Kersey 1981
9,936	0.170	75% mortality	<i>Anaobolia nervosa</i> (caddisfly)	72 hours (3 days)	14-17	Sutcliffe 1961b
9,936	0.170	75% mortality	<i>Limnephilus stigma</i> (caddisfly)	72 hours (3 days)	14-17	Sutcliffe 1961b
9,995	0.171	50% mortality (TLm)	<i>Chironomus tentans</i> (chironomid)	12 hours	25	Thornton and Sauer 1972
10,000	0.171	veligers = 100% mortality; settlers = 70% mortality	<i>Dreissena polymorpha</i> (zebra mussel)	6 hours	17	Waller et al. 1996
10,000	0.171	veligers = 100% mortality; settlers = 98% mortality	<i>Dreissena polymorpha</i> (zebra mussel)	24 hours	12	Waller et al. 1996
10,136	0.173	100% mortality	<i>Hydropsyche angusta</i> (caddisfly)	48 hours	12	Hamilton et al. 1975
10,254	0.175	50% mortality	<i>Culex</i> sp. (mosquito) larvae	48 hours	unknown	Dowden and Bennett 1965
11,109	0.190	survival for 48 hours	<i>Polycelis nigra</i> (planarian)	48 hours	15-18	Jones 1940

Table 5-1: Continued.

Exposure Concentration (NaCl mg/L)	Exposure Concentration (NaCl moles/L)	Toxic Response	Species of Concern	Exposure Time	Water Temperature (°C)	Reference
12,000	0.205	100% mortality	<i>Chironomus tentans</i> (chironomid)	12 hours	25	Thornton and Sauer 1972
15,460	0.265	mortality not significantly different from controls	<i>Caenorhabditis elegans</i> (nematode)	24 hours	20	Kharma et al. 1997
15,500	0.265	mortality not significantly different from controls	<i>Caenorhabditis elegans</i> (nematode)	96 hours	20	Kharma et al. 1997
20,000	0.342	veligers = 100% mortality; settlers = 99% mortality	<i>Dreissena polymorpha</i> (zebra mussel)	6 hours	17	Waller et al. 1996
20,500	0.351	mortality not significantly different from controls	<i>Caenorhabditis elegans</i> (nematode)	24 hours	20	Kharma et al. 1997
20,950	0.358	mortality not significantly different from controls	<i>Caenorhabditis elegans</i> (nematode)	96 hours	20	Kharma et al. 1997

Tableau 2. Valeurs de EC₅₀ pour le poids sec, la descendance totale, le nombre moyen de couvées et pour les couvées de taille moyenne pour *Ceriodaphnia dubia* et *Daphnia magna* (Cladocères : Daphniidae) exposées au chlorure de sodium (NaCl). La DSEO a été calculée à l'aide du t-test de Dunnett (Adapté de Cowgill et Milazzo 1990).

Durée du test	Espèce	Critère d'évaluation	Poids sec	Descendance totale	Nombre moyen de couvées	Couvée de taille moyenne
9 jours	<i>C. dubia</i>	EC ₅₀ en mg NaCl/l (moyenne géométrique)		1794	1991	1761
9 jours	<i>C. dubia</i>	DSEO		1296	1296	1296
10 jours	<i>D. magna</i>	EC ₅₀ en mg NaCl/l	4310	4282	5777	4040
10 jours	<i>D. magna</i>	DSEO	1296	3600	1296	1296

Tableau 3 : Résultats de tests portant sur la toxicité du chlorure de calcium (CaCl₂), pour des organismes zooplanctoniques et benthiques, et pour des Salmonidés (Adapté de Evans et Frick 2001).

Organismes benthiques									
Ordre	Famille	Nom de l'espèce	Réponse toxique	Concentration (mg/l)	Temps d'exposition	Température de l'eau (°C)	Composition chimique de l'eau	Provenance de l'organisme	Référence
Veneroida	Dreissenidae	<i>Dreissena polymorpha</i>	95 - 100 % mortalité	10 000	3 h	17	dureté = 140 ± 10 deCaCO ₃	Lac Michigan	Waller et al. 1996
		<i>D. polymorpha</i>	99.5 - 100 % mortalité	10 000	6 h	17	dureté = 140 ± 10 deCaCO ₃	Lac Michigan	Waller et al. 1996
		<i>D. polymorpha</i>	100 % mortalité	10 000	12 h	17	dureté = 140 ± 10 deCaCO ₃	Lac Michigan	Waller et al. 1996
		<i>D. polymorpha</i>	100 % mortalité	10 000	24 h	17	dureté = 140 ± 10 deCaCO ₃	Lac Michigan	Waller et al. 1996
		<i>D. polymorpha</i>	98 - 99 % mortalité	10 000	12 h	12	dureté = 140 ± 10 deCaCO ₃	Lac Michigan	Waller et al. 1996
		<i>D. polymorpha</i>	100 % mortalité	10 000	24 h	12	dureté = 140 ± 10 deCaCO ₃	Lac Michigan	Waller et al. 1996
Tricladida	Planariidae	<i>Polycelis nigra</i>	survie pendant 48 h	7 200	48 h	15 - 18	eau distillée ; il est noté que ce planaire peut survivre plusieurs semaines dans de l'eau distillée	nd	Jones 1940

Tableau 3 (suite)

Zooplankton		Ordre	Famille	Nom de l'espèce	Réponse toxique	Concentration (mg/l)	Temps d'exposition	Température de l'eau (°C)	Composition chimique de l'eau	Provenance de l'organisme	Référence
Cyclopoida	Cyclopidae	<i>Mesocyclops leuckarti</i>			immobilisation	1 440	nd	nd	nd	nd	Anderson et al. 1948
Cladocera	Daphniidae	<i>Cyclops vernalis</i>		<i>Daphnia longispina</i>	immobilisation (seuil)	1 730	nd	nd	nd	nd	Anderson et al. 1948
					mort	5 550	41 h	nd	eau de puit	nd	Fowler 1931
					inhibition du développement des œufs et affaiblissement	1 854	48 h	nd	eau d'un étang	nd	Ramult 1925
					mortalité de 50 %	151	nd	nd	nd	nd	Biesinger et Christensen 1972
					perturbation de la reproduction	338	21 jours	nd	nd	nd	Biesinger et Christensen 1972
		<i>D. magna</i>		<i>D. magna</i>	survie (sans effet)	733	24 h	nd	eau douce	nd	Naumann 1934
					immobilisation (50 % des organismes)	920	64 h	25	eau du Lac Érié	nd	Anderson 1948
					affaiblissement	1 831	24 h	nd	eau douce	nd	Naumann 1934
					survie (sans effet)	1 831	24 h	nd	eau dure	nd	Naumann 1934
					immobilisation	3 662	24 h	nd	eau dure	nd	Naumann 1934

Tableau 3 (suite)

Salmonidés Ordre	Famille	Nom de l'espèce	Réponse toxique	Concentration (mg/l)	Temps d'exposition	Température de l'eau (°C)	Composition chimique de l'eau	Provenance de l'organisme	Référence
Salmoniformes	Salmonidae	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	10 % mortalité	10 000	12 h	12	dureté = 140 ± 10 deCaCO ₃	Upper Mississippi Science Center, Lacrosse, Wisconsin	Waller et al. 1996
		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	10 % mortalité	10 000	12 h	12	dureté = 140 ± 10 deCaCO ₃	idem	Waller et al. 1996
		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	16 % mortalité	10 000	24 h	12	dureté = 140 ± 10 deCaCO ₃	idem	Waller et al. 1996
		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	40 % mortalité	10 000	12 h	17	dureté = 140 ± 10 deCaCO ₃	idem	Waller et al. 1996
		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	49 % mortalité	10 000	24 h	17	dureté = 140 ± 10 deCaCO ₃	idem	Waller et al. 1996
		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	20 % mortalité	20 000	3 h	12	dureté = 140 ± 10 deCaCO ₃	idem	Waller et al. 1996
		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	63 % mortalité	20 000	3 h	17	dureté = 140 ± 10 deCaCO ₃	idem	Waller et al. 1996
		<i>Salmo trutta</i>	20 % mortalité	10 000	24 h	12	dureté = 140 ± 10 deCaCO ₃	idem	Waller et al. 1996
		<i>Salvelinus namaycush</i>	0 % mortalité	10 000	24 h	12	dureté = 140 ± 10 deCaCO ₃	idem	Waller et al. 1996

Tableau 4 : Résultats de tests portant sur la toxicité du ferrocyanure ($\text{Fe}(\text{CN})_6^{4-}$) pour les invertébrés aquatiques
(Adapté de Letts et Salt 2000)

Nom commun	Nom de l'espèce	Forme	Critère d'évaluation	Effet	Temps d'exposition	Concentration (mg $\text{Fe}(\text{CN})_6/\text{l}$)	Administration de la dose	Commentaires	Référence
<u>Invertébré aquatique</u>									
Pétoncle	larve de <i>Chlamys asperrinus</i>	$\text{K}_3\text{Fe}(\text{CN})_6$	CSEO	anormalité	48 heures	15 $\mu\text{g/l}$	immersion	16 h à la lumière : 8 h à l'obscurité	Pablo <i>et al.</i> 1997
Pétoncle	larve de <i>Chlamys asperrinus</i>	$\text{K}_4\text{Fe}(\text{CN})_6$	CSEO	anormalité	48 heures	40 $\mu\text{g/l}$	immersion	16 h à la lumière : 8 h à l'obscurité	Pablo <i>et al.</i> 1997
Pétoncle	larve de <i>Chlamys asperrinus</i>	$\text{K}_3\text{Fe}(\text{CN})_6$	CME0	anormalité	48 heures	45 $\mu\text{g/l}$	immersion	16 h à la lumière : 8 h à l'obscurité	Pablo <i>et al.</i> 1997
Pétoncle	larve de <i>Chlamys asperrinus</i>	$\text{K}_3\text{Fe}(\text{CN})_6$	EC50	anormalité	48 heures	128 $\mu\text{g/l}$	immersion	16 h à la lumière : 8 h à l'obscurité	Pablo <i>et al.</i> 1997
Pétoncle	larve de <i>Chlamys asperrinus</i>	$\text{K}_4\text{Fe}(\text{CN})_6$	CME0	anormalité	48 heures	160 $\mu\text{g/l}$	immersion	16 h à la lumière : 8 h à l'obscurité	Pablo <i>et al.</i> 1997
Pétoncle	larve de <i>Chlamys asperrinus</i>	$\text{K}_4\text{Fe}(\text{CN})_6$	EC50	anormalité	48 heures	686 $\mu\text{g/l}$	immersion	16 h à la lumière : 8 h à l'obscurité	Pablo <i>et al.</i> 1997
Planaire	<i>Polycelis nigra</i>	$\text{Na}_4\text{Fe}(\text{CN})_6$	ECLO	toxicité	n.s.	170 mg/l	immersion		Jones 1941
Daphnies	<i>Daphnia magna</i>	$\text{Fe}(\text{CN})_6$	DL50	mortalité	48 heures	10.6 mg/l	immersion	maintenu à la lumière	Singleton 1986
Daphnies	<i>Daphnia magna</i>	$\text{Fe}(\text{CN})_6$	DL50	mortalité	48 heures	191 mg/l	immersion	maintenu à l'obscurité	Singleton 1986
Daphnies	<i>Daphnia magna</i>	$\text{Na}_4\text{Fe}(\text{CN})_6$	EC	toxicité	n.s.	540 mg/l	immersion	niveau toxique rapporté information limitée	Ohio Valley Sanitation
Daphnies	<i>Daphnia magna</i>	$\text{Na}_4\text{Fe}(\text{CN})_6$	EC	toxicité	n.s.	600mg/l	immersion	niveau toxique rapporté information limitée (<600)	Anderson 1946

Tableau 5 : Toxicité du cyanure libre pour les invertébrés aquatiques (Adapté de Eisler 1991 et de Letts et Salt 2001).

Ordre	Famille	Nom de l'espèce	Forme	Critère d'évaluation	pH	Effet	Temps d'exposition	Concentration (µg/l)	Référence
Ostreodia	Pectinidae	<i>Chlamys asperimus</i>	NaCN	CSEO	8	développement larvaire anormal	48 h	5	Pablo <i>et al.</i> 1997
		<i>Chlamys asperimus</i>	NaCn	CME0	8	développement larvaire anormal	48 h	10	Pablo <i>et al.</i> 1997
		<i>Chlamys asperimus</i>	NaCn	EC50	8	développement larvaire anormal	48 h	28,6	Pablo <i>et al.</i> 1997
Calanoida	Acartiidae	<i>Acartia clausi</i>	HCN	CL50		mortalité	96 h	30	US EPA 1980
Amphipoda	Gammaridae	<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	HCN	LTC		mortalité	10 jours	70	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983, Singleton 1986
		<i>G. pseudolimnaeus</i>	HCN	EC50		mortalité	7 jours	73	Smith <i>et al.</i> 1979
		<i>G. pseudolimnaeus</i>	n.s.	CL50		mortalité	96 h	176	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983, Singleton 1986
		<i>G. pseudolimnaeus</i>	HCN	CL50 (à 20 °C)		mortalité	96 h	58	Smith <i>et al.</i> 1979
		<i>G. pseudolimnaeus</i>	HCN	CL50 (à 5,2 °C)		mortalité	96 h	184	Smith <i>et al.</i> 1979
		<i>G. pseudolimnaeus</i>	HCN	MATCa			n.s.	16 - 21	Smith <i>et al.</i> 1979
Amphipoda	Gammaridae	<i>G. pseudolimnaeus</i>	HCN	LTC		mortalité	10 jours	184	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983, Singleton 1986
		<i>Gammarus pulex</i>	KCN	CL50		mortalité	15 h	3000	Abel et Garner 1986
		<i>G. pulex</i>	KCN	CL50		mortalité	9 h	7500	Abel et Garner 1986
		<i>G. pulex</i>	KCN	CL50		mortalité	6 h	15000	Abel et Garner 1986
		<i>G. pulex</i>	KCN	CL50		mortalité	3 h	75000	Abel et Garner 1986

Tableau 5 (suite)

Ordre	Famille	Nom de l'espèce	Forme	Critère d'évaluation	pH	Effet	Temps d'exposition	Concentration (µg/l)	Référence
Cladocera	Daphniidae	<i>Daphnia</i> sp.	HCN	n.s.		mortalité	n.s.	104	Singleton 1986
		<i>Daphnia magna</i>	HCN	CL50		mortalité	96 h	83 - 110	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983
		<i>D. magna</i>	HCN	CL50		mortalité	96 h	150 - 160	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983
		<i>D. magna</i>	HCN	n.s.		mortalité	n.s.	166	Dowden et Bennett 1965
		<i>D. magna</i>	HCN	CL50		mortalité	48 h	330	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983
		<i>D. magna</i>	n.s.	CL50		mortalité	96 h	400	Towill <i>et al.</i> 1978
		<i>D. magna</i>	HCN	CL50		mortalité	24 h	530	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983
		<i>D. magna</i>	HCN	n.s.		mortalité	n.s.	550	Bringmann et Kuhn 1977b
		<i>D. magna</i>	HCN	CL50		mortalité	48 h	800	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983
		<i>D. magna</i>	HCN	CL50		mortalité	96 h	160	Leduc <i>et al.</i> 1982
Cladocera	Daphniidae	<i>Daphnia pulex</i>	HCN	n.s.		mortalité	n.s.	831	Bringmann et Kuhn 1959a, b
		<i>D. pulex</i>	HCN	CL50		mortalité	96 h	83	US EPA 1980
		<i>D. pulex</i>	HCN	n.s.		mortalité	n.s.	342	Cairns <i>et al.</i> 1978
		<i>D. pulex</i>	HCN	n.s.		mortalité	n.s.	99	Cairns <i>et al.</i> 1978
Cladocera	Daphniidae	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	HCN	EC0		mortalité	7 jours	976	Evans et Frick 1998

Tableau 5 (suite)

Ordre	Famille	Nom de l'espèce	Forme	Critère d'évaluation	pH	Effet	Temps d'exposition	Concentration (µg/l)	Référence
Plecoptera	Pteronarcyidae	<i>Pteronarcys dorsata</i>	HCN	CL50		mortalité	96 h	426	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983
Basommatophora	Physidae	<i>P. dorsata</i>	HCN	n.s.		mortalité	n.s.	442	Call et Brooks 1982
		<i>Physa heterostrophia</i>	HCN	CL50		mortalité	96 h	431 - 432	Patrick <i>et al.</i> 1968, US EPA 1973, Leduc <i>et al.</i> 1982
		<i>P. heterostrophia</i>	HCN	n.s.		mortalité	n.s.	449	Patrick <i>et al.</i> 1968
Ephemeroptera	Heptageniidae	<i>Stenonema rubrum</i>	HCN	CL50		mortalité	48 h	500	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983
		<i>S. rubrum</i>	HCN	n.s.		mortalité	n.s.	519	Roback 1965
Pulmonata	Physidae	<i>Physa integra</i>	HCN	CL50		mortalité	48 h	1350	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983, Singleton 1986
		<i>P. integra</i>	HCN	n.s.		mortalité	n.s.	1402	Cairns <i>et al.</i> 1976
Isopoda	Asellidae	<i>Asellus communis</i>	HCN	LTC		mortalité	11 jours	1834	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983, Singleton 1986
		<i>A. communis</i>	HCN	CL50		mortalité	96 h	2295	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983, Singleton 1986
		<i>A. communis</i>	HCN	MATCa			n.s.	29 - 40	US EPA 1980, Smith <i>et al.</i> 1979
		<i>A. communis</i>	HCN	CL50		mortalité	96 h	2326	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983, Singleton 1986
		<i>A. communis</i>	HCN	n.s.		mortalité	n.s.	2328	Oseid et Smith 1979
		<i>A. communis</i>	HCN	EC0		mortalité	7 jours	317	Smith <i>et al.</i> 1979

Tableau 5 (suite)

Ordre	Famille	Nom de l'espèce	Forme	Critère d'évaluation	pH	Effet	Temps d'exposition	Concentration (µg/l)	Référence
Tricoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i> sp.	HCN	CL50		mortalité	48 h	2000	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983
		<i>Hydropsyche</i> sp.	HCN	n.s.		mortalité	n.s.	2077	Roback 1965
Diptera	Chironomidae	<i>Tanytarsus dissimilis</i>	HCN	CL50		mortalité	48 h	2360	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983
		<i>T. dissimilis</i>	HCN	n.s.		mortalité	n.s.	2490	Call <i>et al.</i> 1983
		<i>T. dissimilis</i>	HCN	CL50		mortalité	24 h	6020	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983
Basommatophora	Lymnaeidae	<i>Lymnaea</i> sp. (oeufs)	HCN	CL50		mortalité	96 h	130000	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983, Singleton 1986
		<i>Lymnaea emarginata</i>	HCN	CL50		mortalité	48 h	3300	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983, Singleton 1986
Polychaeta (Classe)	Aeolosomatidae	<i>L. emarginata</i>	HCN	n.s.		mortalité	n.s.	3400	Cairns <i>et al.</i> 1976
		<i>Aeolosoma headleyi</i>	HCN	n.s.		mortalité	n.s.	9300	Cairns <i>et al.</i> 1978
		<i>A. headleyi</i>	HCN	CL50		mortalité	48 h	9000 - 10000	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983, Singleton 1986
Megagastropoda	Pleuroceridae	<i>Nitocris</i> sp.	HCN	n.s.		mortalité	n.s.	13300	Cairns <i>et al.</i> 1978
		<i>Nitocris</i> sp.	HCN	CL50		mortalité	48 h	128000-136000	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983, Singleton 1986

Tableau 5 (suite)

Ordre	Famille	Nom de l'espèce	Forme	Critère d'évaluation	pH	Effet	Temps d'exposition	Concentration (µg/l)	Référence
Megastropoda	Pleuroceridae	<i>Goniobasis livescens</i>	HCN	CL50		mortalité	48 h	760000	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983, Singleton 1986
		<i>G. livescens</i>	HCN	n.s.		mortalité	n.s.	789000	Cairns <i>et al.</i> 1976
Bdelloida	Philodinidae	<i>Philodina acuticornis</i>	HCN	CL50		mortalité	48 h	20000	Eisler 1991, US EPA 1985a, Smith <i>et al.</i> 1979, Call <i>et al.</i> 1983, Singleton 1986
		<i>P. acuticornis</i>	HCN	n.s.		mortalité	n.s.	54000	Cairns <i>et al.</i> 1978
Ostreoida	Ostreidae	<i>Crassostrea</i> sp.	HCN	n.s.		arrêt de l'activité moteur après 10 minutes	n.s.	150	US EPA 1980
Mytiloida	Mytilidae	<i>Mytilus edulis</i>	HCN	n.s.		diminution de la croissance et inhibition du recaptage de glycine	14 jours	18	Thompson 1984
		<i>Mytilus edulis</i>	HCN	CL20		mortalité	14 jours	100	Thompson 1984
		<i>Musidopsis bahia</i>	HCN	n.s.		effets adverses sur la survie	29 jours (cycle de vie)	70	Lussier <i>et al.</i> 1985
		<i>Musidopsis bahia</i>	HCN	n.s.		effets adverses sur la reproduction	29 jours (cycle de vie)	43	Lussier <i>et al.</i> 1985
		<i>Musidopsis bahia</i>	HCN	n.s.		aucun effet mesurable	29 jours (cycle de vie)	11 et 20	Lussier <i>et al.</i> 1985
		<i>Musidopsis bahia</i>	HCN	CL50		mortalité	96 h	93 - 113	Lussier <i>et al.</i> 1985

^a Concentration maximale acceptable du contaminant (Maximum acceptable toxicant concentration). La valeur la plus faible de chaque paire indique la concentration testée la plus élevée ne produisant aucun effet mesurable sur la croissance, la survie, la reproduction ou le métabolisme pendant une exposition chronique ; la valeur la plus élevée indique la concentration testée la plus faible produisant un effet mesurable.

^b Concentration létale médiane (Median Lethal Concentration)

N.B. Les informations concernant la classification (Ordre, Famille) des organismes proviennent de l'un des deux sites Internet suivants :

Animal Diversity Web - University of Michigan, Museum of Zoology
http://animaldiversity.ummz.umich.edu/site/accounts/classification/path/Aspidogaster_conchicola.htm#Aspidogaster%20conchicola
 Page consultée le 21 juin 2006

U. S. Environmental Protection Agency - Region 7 water - SPRT Taxonomy
<http://www.epa.gov/region7/water/taxa.htm>
 Page consultée le 21 juin 2006

Tableau 6 : Résultats de tests portant sur la toxicité des ferrocyanures (Fe(CN₆)⁴⁻) pour les poissons (Adapté de Letts et Salt 2000)

Nom commun	Nom de l'espèce	Forme	Critère d'évaluation	Effet	Temps d'exposition	Concentration (mg Fe(CN) ₆ /l)	Administration de la dose	Commentaires	Référence
Poisson									
Truite arc-en-ciel (juv.)	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fe(CN) ₆	CL50	mortalité	96 heures	5 mg/l	immersion	maintenu à la lumière	Singleton 1986
Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	K ₄ Fe(CN) ₆	DSEO	mortalité	24 heures	300 mg/l	immersion	maintenu à l'obscurité	Bucksteeg 1961
Truite arc-en-ciel (juv.)	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fe(CN) ₆	CL50	mortalité	96 heures	500 mg/l	immersion	maintenu à l'obscurité	Singleton 1986
Cyprinidés	n.s.	K ₄ Fe(CN) ₆	DSEO	mortalité	24-48 heures	2000 mg/l	immersion	solution maintenu à l'obscurité	Burdick and Lipschuetz 1948
Cyprinidés	n.s.	K ₄ Fe(CN) ₆	CL100	mortalité	24-48 heures	4000 mg/l	immersion	solution maintenu à l'obscurité	Burdick and Lipschuetz 1948
Ventre-pourri	<i>Pimephales notatus</i>	Fe ₄ (Fe(CN) ₆) ₃	DSEO	mortalité	48 heures	9600 mg/l	immersion		Schraufnagel 1965

Tableau 7 : Toxicité du cyanure pour l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et autres Salmonidés (Adapté de Letts et Salt 2000)

Nom commun	Nom de l'espèce	Forme	Critère d'évaluation	Effet	Temps d'exposition	Concentration	Stade de vie	Référence
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	DSEO	reproduction	144 jours	5.7 µg/l		Koenst et al. 1997
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	EC75	difficultés nataatoires	30 jours	5.7 µg/l		Neil 1957
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	EC50	production des œufs, diminution de 15 % de la viabilité	144 jours	11 µg/l		Leduc 1984
Truite	n.s.	CN ⁻	EC	mobilité réduite (renversement)				
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	IC50	production des œufs	144 jours	27 µg/l		Koenst et al. 1997
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	EC90	difficultés nataatoires	30 jours	30 µg/l		Neil 1957
Truite	n.s.	CN ⁻	EC	mobilité réduite (renversement)	11 minutes	42 µg/l		ORVWSC 1950
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	EC98	difficultés nataatoires	30 jours	50 µg/l		Neil 1957
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	EC65	difficultés nataatoires	21 minutes	50 µg/l		Neil 1957
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	EC95	difficultés nataatoires	1 jour	50 µg/l		Neil 1957
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	EC0	mortalité	7 jours	52 µg/l	juvénile	Neil 1957
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	EC	développement anormal des œufs	144 jours	65 µg/l		Koenst et al. 1997
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	LIC ₀	mortalité	96 heures	73.9 µg/l	juvénile	Smith et al. 1978
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	DSEO	taux de croissance	144 jours	75 µg/l		Koenst et al. 1997

Tableau 7 (suite)

Nom commun	Nom de l'espèce	Forme	Critère d'évaluation	Effet	Temps d'exposition	Concentration	Stade de vie	Référence
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	CL50	mortalité	96 heures	75.4 µg/l	Juvenile	Smith et al. 1978
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	EC	diminution de la longueur et du poids	90 jours	33 à 77 µg/l		Koenst et al. 1997
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	EC0	mortalité	7 jours	77 µg/l	adulte	Leduc 1984
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	DSEO	tératogénèse poids et longueur		78 µg/l		Koenst et al. 1997
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	LIIC ₀	mortalité	96 heures	83.8 µg/l	Juvenile	Smith et al. 1978
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	CL50	mortalité	96 heures	88.4 µg/l	Juvenile	Smith et al. 1978
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	n.s.	mortalité	n.s.	89 µg/l	adulte	Cardwell et al. 1976
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	LIIC ₀	mortalité	96 heures	96.5 µg/l	juvénile	Smith et al. 1978
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	CL50	mortalité	96 heures	75 à 98 µg/l		Leduc et al. 1982
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	CL50	mortalité	96 heures	98.5 µg/l	juvénile	Smith et al. 1978
Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>	HCN	n.s.	mortalité	n.s.	112 µg/l	juvénile	Smith et al. 1979
Truite	n.s.	CN'	EC	mobilité réduite (renversement)	2.83 heures	126 µg/l		ORVWSC 1950

Tableau 8 : Effets du cyanure (sous forme de HCN) sur l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*)
(Adapté de Eisler 1991 et de Doudoroff 1980)

Concentration (µg/l)	Effets	Référence
5.0	Réduction de 50 % de la performance de natation pour une exposition de 29 jours	Leduc 1984
5.7 - 11.2	MATC ^a	Smith <i>et al.</i> 1979 Smith <i>et al.</i> 1978
10	Réduction de 75 % de l'endurance lors de la natation, après une exposition de 26 minutes	EPA 1980
10 - 50	Réduction de 98% de l'habileté natatoire après une exposition de 29 jours	Ballantyne 1987
11	Une exposition continue de femelle mature pour une durée de 144 jours, avant la fraie a entraîné une réduction de 50 % du nombre d'œufs produits et de 15 % de la viabilité des œufs. Cependant, 90 jours après l'éclosion, les truites étaient 18 % plus lourdes et 10 % plus longues que les contrôles.	Leduc 1984
25	Inhibition de la prise en charge d'oxygène après 5 heures	EPA 1980
33	Effets adverses sur le taux de croissance des juvéniles pendant une exposition de 90 jours	Smith <i>et al.</i> 1979 EPA 1980
56 - 112	Étendue des valeurs de LC50 (96 h) pour les alevins et les juvéniles	Smith <i>et al.</i> 1979 Smith <i>et al.</i> 1978
108 - 518	Étendue des valeurs de LC50 (96 h) pour les alevins vésiculés	Smith <i>et al.</i> 1979 Smith <i>et al.</i> 1978
> 212	Étendue des valeurs de LC50 (96 h) pour les œufs	Smith <i>et al.</i> 1979 Smith <i>et al.</i> 1978
156 (145-167)	Valeurs de LC50 pour les adultes (à 15 °C)	Cardwell <i>et al.</i> 1976
60 - 112	Étendue des valeurs de LTC ^b pour les alevins et les juvéniles	Smith <i>et al.</i> 1979 Smith <i>et al.</i> 1978
163 - 207	Étendue des valeurs de LTC ^b pour les alevins vésiculés	Smith <i>et al.</i> 1979 Smith <i>et al.</i> 1978
126 (105-151)	Valeurs de LTC ^b pour les adultes (à 15 °C)	Cardwell <i>et al.</i> 1976

^a Concentration maximale acceptable du contaminant (Maximum acceptable toxicant concentration). La valeur la plus faible de chaque paire indique la concentration testée la plus élevée ne produisant aucun effet mesurable sur la croissance, la survie, la reproduction ou le métabolisme pendant une exposition chronique ; la valeur la plus élevée indique la concentration testée la plus faible produisant un effet mesurable.

^b Concentration létale médiane (Median lethal concentration)

FIGURES

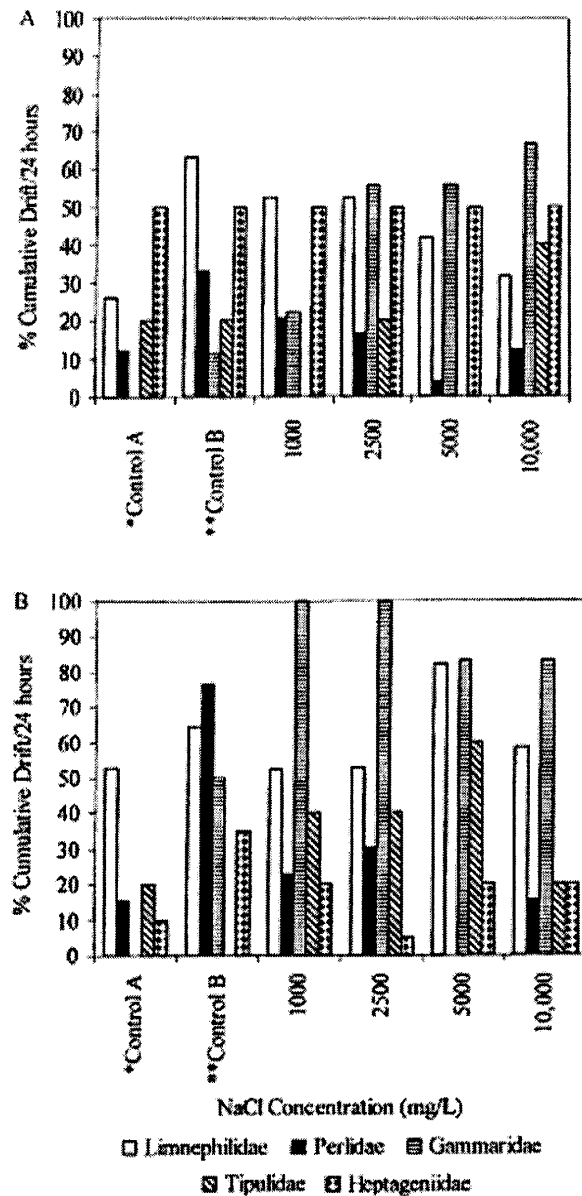


Fig. 7. Cumulative drift (%) over 24 h of selected invertebrates in artificial channels, at four different NaCl concentrations in Trials A and B. * Control A adjusted to the flow rate of 1000 mg NaCl/l in treatment channels. **Control B adjusted to flow rate of 10,000 mg NaCl/l in treatment channels. Trial A did not include mayflies of the family Heptageniidae and Trial B included heptageniid mayflies, but omitted caddisflies of the family Brachycentridae (see text for explanation).

Figure 1. Dérive cumulative (%) d'invertébrés aquatiques exposés à quatre concentrations de NaCl. (Tirée de Blasius et Merritt 2002)

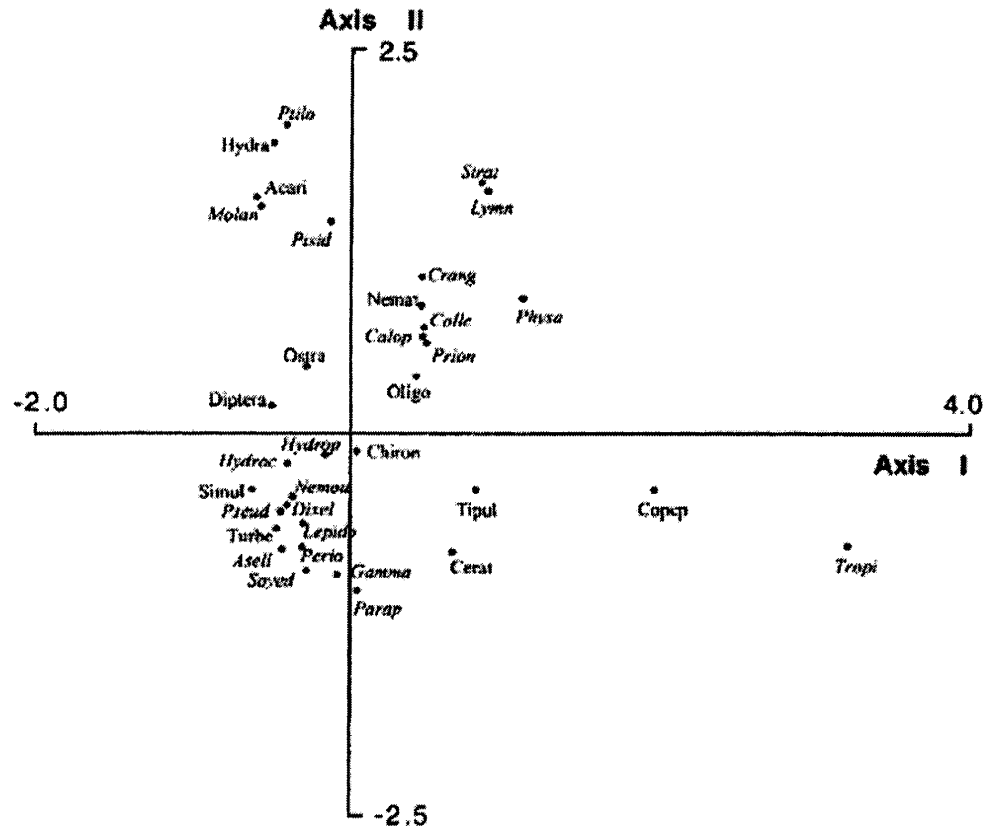
D. Dudley Williams *et al.*

Fig. 5. CCA ordination of species/taxa from Springs 1-16 against the monthly average concentration of chloride.

Figure 2. Ordination CCA des espèces/taxa des sources 1 à 16 en fonction des concentrations moyennes mensuelles en chlorures (Cl⁻) (Tirée de Williams *et al.* 1999)

Annexe

LISTE DES ACRONYMES

Acronyme	Signification	Terme anglais
CL _(n)	Concentration Létale pour «n» % des organismes du lot d'essai (ex. CL ₅₀)	Lethal concentration (LC _(n))
CSEO	Concentration Sans Effet Observé	No Observed Effect Concentration (NOEC)
CMEO	Concentration Minimale entraînant un Effet Observé	Lowest Observed Effect Concentration (LOEC)
DL _(n)	Dose Létale pour «n» % des organismes du lot d'essai (ex. DL ₅₀)	LD _(n)
DSEO	Dose Sans Effet Observé	No Observed Effect Level (NOEL)
EC _(n)	Concentration ayant entraîné «n» % de l'effet (ex. EC ₅₀)	Effective Concentration (EC _(n))
IC ₅₀	Concentration ayant causé 50% d'inhibition	(Inhibition Concentration) IC ₅₀
LIIC(n)	Limite Inférieure de l'Intervalle de Confiance de «n» % (ex. LIIC ₀)	Lowest Confidence Limit (LCL _(n))
LTC*	Concentration létale médiane	Median Lethal Concentration (LTC)

* Acronyme en anglais