



Guide concernant l'application propre à un lieu des Recommandations pour la qualité des eaux au Canada : procédures d'établissement d'objectifs numériques de qualité de l'eau

Table des matières

Remerciements.....	4
Acronymes.....	5
1 Introduction.....	6
1.1 But du rapport.....	7
2 Recommandations pour la qualité des eaux : un élément fondamental de la gestion des ressources hydriques au Canada.....	9
2.1 Origines des Recommandations pour la qualité des eaux au Canada.....	11
2.2 Procédures d'élaboration des Recommandations pour la qualité des eaux au Canada.....	13
2.3 Applications des Recommandations pour la qualité des eaux au Canada.....	15
3 Méthodes d'établissement d'objectifs de qualité de l'eau propres à un lieu au Canada.....	17
3.1 Définition des objectifs de qualité de l'eau.....	17
3.2 Fondement théorique de l'établissement d'objectifs de qualité de l'eau propres à un lieu.....	18
3.3 Principes directeurs de l'établissement d'objectifs de qualité de l'eau propres à un lieu.....	18
3.4 Démarches recommandées pour l'établissement d'objectifs de qualité de l'eau propres à un lieu.....	20
4 Procédures à suivre pour établir des objectifs de qualité de l'eau propres à un lieu.....	22
4.1 Procédure axée sur les concentrations de fond.....	23
4.2 Procédure axée sur le recalcul.....	24
4.3 Procédure axée sur le rapport eau-effet.....	26
4.4 Procédure axée sur les espèces résidantes.....	28
4.5 Résumé.....	29

5	Méthodes recommandées d'établissement d'objectifs de qualité de l'eau propres à un lieu pour la vie aquatique dulçaquicole au Canada	30
5.1	Adoption de recommandations et de critères génériques pour la qualité de l'eau.....	30
5.2	Modification des critères génériques pour la qualité de l'eau.....	34
5.3	Définition de nouveaux objectifs de qualité de l'eau.....	36
5.4	Règles recommandées pour établir des objectifs de qualité de l'eau propres à un lieu.....	36
6	Rôle des objectifs de qualité de l'eau propres à un lieu dans la gestion des rejets provenant de sources ponctuelles.....	40
6.1	Exposé sommaire du processus utilisé pour établir des limites concernant la qualité des effluents au moyen de la démarche axée sur la protection des utilisations	41
6.2	Détermination de la superficie de la zone de dilution initiale.....	42
6.3	Prise en compte des charges en contaminants dans la gestion des rejets provenant de sources ponctuelles	44
7	Bibliographie.....	45
	Tableaux et Figures	58
	Tableau 1 Application des recommandations pour la qualité des eaux	58
	Tableau 2 Outils d'évaluation de la qualité des eaux et des effluents	59
	Tableau 3 Évaluation des diverses procédures pour l'établissement d'objectifs de qualité de l'eau	61
	Figure 1 Tableau synoptique du processus recommandé pour calculer la valeur numérique des objectifs de qualité de l'eau (OQE).....	62
	Figure 2 Processus recommandé pour évaluer et modifier les objectifs préliminaires de qualité de l'eau.....	63
Annexe 1	Facteurs physiques, chimiques et biologiques influant sur l'établissement d'objectifs de qualité de l'eau.....	64
A1.1	Différences entre les plans d'eau	64
A1.2	Caractéristiques de la qualité de l'eau.....	66
A1.3	Processus qui, dans les eaux naturelles, influent sur le devenir dans l'environnement	75
A1.4	Mécanismes de toxicité	86
Annexe 2.	Établissement d'objectifs de qualité de l'eau au moyen de la procédure axée sur le recalcul : étude de cas portant sur le zinc dans le bassin de la rivière McQuesten-Sud, au Yukon	88
A2.1	Établissement d'objectifs préliminaires de qualité de l'eau pour le zinc.....	89
A2.2	Évaluation des objectifs préliminaires de qualité de l'eau.....	90
A2.3	Application de la procédure axée sur le recalcul dans le bassin de la rivière McQuesten-Sud	91

Annexe 3. Établissement d'objectifs de qualité de l'eau au moyen de la procédure axée sur le rapport eau-effet (REE) : étude de cas portant sur le cuivre dans le cours supérieur de la rivière Clark Fork, au Montana.....	93
A3.1 Établissement d'un OQE préliminaire pour le cuivre dans le cours supérieur de la rivière Clark Fork.....	94
A3.2 Calcul des rapports eau-effet.....	96
Tableaux et figures des annexes.....	98
Tableau A2. 1 Résumé des données sur la dureté de l'eau de la rivière McQuesten-Sud et de ses tributaires.....	98
Tableau A2. 2 Objectifs préliminaires de qualité de l'eau pour le zinc dissous dans la rivière McQuesten-Sud et ses tributaires.....	99
Tableau A2. 3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source : Nagpal, 1997).....	100
Tableau A2. 4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten-Sud.....	151
Tableau A3. 1 Calcul des rapports eau-effet pour le cours supérieur de la rivière Clark Fork en aval de Warm Springs Pond à l'aide des résultats des essais de toxicité aiguë pour la truite arc-en-ciel.....	183
Tableau A3. 2 Rapports eau-effet calculés pour le cuivre total dans le cours supérieur de la rivière Clark Fork.....	184
Tableau A3. 3 Rapports eau-effet calculés pour le cuivre dissous dans le cours supérieur de la rivière Clark Fork.....	185
Figure A2. 1 Établissement d'objectifs d'amélioration de la qualité de l'eau propres à un lieu pour le zinc dans la rivière McQuesten-Sud.....	186

Remerciements

Les principes énoncés et les conseils fournis dans le présent document au sujet de l'application des Recommandations pour la qualité des eaux au Canada en vue de l'établissement d'objectifs de qualité de l'eau proviennent de plusieurs sources. Plus précisément, on a fortement puisé à même les conseils contenus dans la publication *Methods for Deriving Site-Specific Water Quality Objectives in British Columbia and Yukon*, du ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique (MacDonald, 1997). En outre, le document intitulé *Site-Specific Application of Water Quality Guidelines* (Groupe de travail du CCME sur les Recommandations pour la qualité des eaux et Kemper and Associates, 2001) a servi à préparer le rapport. Les auteurs (D.D. MacDonald, D.E. Smorong, D.A. Levy, L. Swain, P.Y. Caux et J.B. Kemper) tiennent à remercier les nombreux membres du Groupe de travail du CCME qui ont formulé, au sujet du document *Site-Specific Applications of Water Quality Guidelines*, d'excellentes observations et propositions pour le plan et le contenu du présent rapport. Les membres du Groupe de travail ont aussi formulé des commentaires opportuns sur la première ébauche du rapport. Ce dernier a été préparé avec l'aide de M.L. Haines et R. Lindskoog.

Acronymes

RAC	rapport aigu-chronique
ASTM	American Society for Testing and Materials
MTEAR	meilleures techniques existantes d'application rentable
BCWLAP	British Columbia Ministry of Water, Land and Air Protection
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CCMRE	Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement
SCPP	substance chimique potentiellement préoccupante
MDE	Environnement Canada
CE ₅₀	concentration efficace médiane
Eh	potentiel d'oxydoréduction
RQENV	recommandation pour la qualité de l'environnement
OFQE	objectif final de qualité de l'eau
PI	plasma inductif
ZDI	zone de dilution initiale
Kp	photolyse des substances chimiques
Ks	produit de solubilité
CL ₅₀	concentration létale médiane
QMEO	quantité minimale produisant un effet observé
QSEO	quantité sans effet observé
OPQE	objectif préliminaire de qualité de l'eau
AQ\CQ	assurance de la qualité \ contrôle de la qualité
é.-t.	écart-type
CTe	concentration toxique de l'effluent
CTpe	concentration toxique de l'effluent dans le plan d'eau avec mélange complet
TRT	taux de rejet toxique
CQMT	charge quotidienne maximale totale
UT	unité toxique
USEPA	United States Environmental Protection Agency
REE	rapport eau-effet
CQE	critère relatif à la qualité de l'eau
RQE	recommandation pour la qualité des eaux
OQE	objectif de qualité de l'eau

1 Introduction

Le Canada est célèbre dans le monde entier pour la multitude de lacs, de cours d'eau, de ruisseaux et de milieux humides qui parsèment son territoire. Ces écosystèmes d'eau douce fournissent aux Canadiens bon nombre de biens et de services essentiels, dont l'eau brute servant à l'approvisionnement en eau potable, le poisson et d'autres organismes aquatiques utilisés pour l'alimentation, l'eau d'irrigation et d'abreuvement du bétail pour l'agriculture, et l'eau de procédé utilisée pour diverses activités industrielles. Les écosystèmes d'eau douce favorisent aussi diverses activités récréatives, dont les loisirs de contact (comme la nage et le pataugeage) et sans contact (p.ex., la pêche et la navigation de plaisance). En outre, les ruisseaux, les cours d'eau et les lacs de grande dimension servent à éliminer divers déchets industriels, agricoles et municipaux. Enfin, pour les Canadiens, les ressources hydriques ont une valeur esthétique intrinsèque, même lorsqu'elles ne sont pas directement utilisées pour réaliser des entreprises humaines. En raison de l'importance primordiale de ces ressources, les écosystèmes d'eau douce représentent l'un des atouts les plus importants et les plus précieux du Canada.

La gestion efficace à long terme des ressources hydriques du Canada nécessitera une transition vers une gestion écosystémique. La gestion économique désigne la gestion intégrée des paysages naturels, des processus écologiques, des composants physiques et biologiques, et à plus forte raison, des activités humaines en vue de maintenir ou d'accroître l'intégrité de l'écosystème (CCME, 1996). La mise en application de l'approche écosystémique exige un cadre permettant d'élaborer et de mettre en oeuvre des politiques de gestion pour l'écosystème. Ce cadre comprend cinq éléments principaux (MDE, 1996; CCME, 1996) :

- relever et évaluer les enjeux, et analyser l'actuelle base de connaissances sur l'écosystème;
- définir et exposer les buts et les objectifs afférents à la santé de l'écosystème;
- choisir des indicateurs de la santé de l'écosystème pour mesurer les progrès réalisés en vue de l'atteinte des buts et des objectifs définis;
- réaliser des programmes imposés de recherche et de surveillance;
- prendre des décisions éclairées sur l'évaluation, la conservation, la protection et la remise en état des ressources naturelles.

L'identification des indicateurs physiques, chimiques et biologiques appropriés de la santé et de l'intégrité de l'écosystème ainsi que le choix des paramètres correspondants (c.-à-d. les caractéristiques de l'écosystème qui sont mesurées pour obtenir des renseignements sur l'état des indicateurs) et des objectifs visés (c.-à-d. qui définissent l'intervalle acceptable pour chacune des variables qui seront mesurées afin de fournir des renseignements sur l'état de l'indicateur) sont les éléments clés de ce cadre. Les recommandations pour la qualité de l'environnement (RQENV) représentent un élément essentiel de ce processus parce qu'elles établissent des objectifs scientifiques visant à protéger les utilisations désignées des écosystèmes atmosphériques, terrestres et aquatiques. Elles fournissent aussi des données scientifiques permettant de définir des objectifs de qualité de

l'environnement (OQENV) propres à un lieu. Ces objectifs servent à élaborer des stratégies de gestion de l'eau qui intègrent efficacement les intérêts sociaux, économiques et environnementaux de façon à favoriser la viabilité à long terme.

1.1 But du rapport

Les *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada* (RQE) permettent d'évaluer de façon constante les conditions relatives à la qualité de l'eau. Ces recommandations ont été élaborées pour protéger les quatre principales utilisations de l'eau (CCMRE, 1987; CCME, 1999) :

- i) l'approvisionnement en eau potable;
- ii) la qualité et les aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives;
- iii) la vie aquatique dulçaquicole et marine ainsi que la faune ;
- iv) les utilisations agricoles de l'eau (pour l'irrigation et l'abreuvement du bétail).

Bien que des RQE visant l'approvisionnement en eau des industries aient déjà été promulguées (CCMRE, 1987), le CCME (1999) n'en publie plus au sujet de cette utilisation de l'eau. En outre, diverses instances provinciales ont promulgué des RQE afin que la bioconcentration des substances toxiques ne soit pas suffisamment élevée pour avoir des effets nocifs sur les organismes aquatiques ou la santé humaine (tableau 1). Les RQENV canadiennes comprennent aussi des recommandations pour la protection des récepteurs écologiques et de la santé humaine. Dans l'ensemble, les recommandations fournissent des données scientifiques de base sur les effets des substances toxiques et bioaccumulables pour aider à évaluer les problèmes et les préoccupations concernant la qualité de l'eau et pour établir des OQE (CCMRE, 1987). Comme elles se veulent prudentes, il est probable qu'elles pourront s'appliquer dans la plupart des lieux au pays.

Les RQE visent à protéger les utilisations désignées des écosystèmes aquatiques partout au pays. Néanmoins, il est possible que leur niveau de protection soit trop élevé ou insuffisant en raison des conditions exceptionnelles existant dans certains lieux. Par exemple, l'espèce la plus sensible qui se trouve en un lieu peut l'être plus ou moins que l'espèce la plus sensible représentée dans l'ensemble de données toxicologiques ayant servi à élaborer les recommandations. De même, une substance peut être plus ou moins toxique dans l'eau particulière au lieu (en raison de facteurs comme le pH, la dureté, les agents complexants, etc.) qu'elle ne l'est dans les diverses conditions représentées dans l'ensemble de données toxicologiques. Il arrive que les concentrations de fond d'une substance dépassent la valeur spécifiée dans la recommandation sans effet apparent sur le biote (c.-à-d. lorsque la substance n'est pas biodisponible). Dans ce cas, il peut être nécessaire de modifier les RQE pour

tenir compte des conditions dans ce lieu.

En partie, les problèmes liés à l'applicabilité des recommandations peuvent être résolus en tenant compte des caractéristiques du lieu dans l'établissement d'OQE propres à ce lieu. De cette façon, des objectifs sont établis en déterminant quelle est l'utilisation la plus précaire de l'eau et en modifiant en conséquence la RQE pour tenir compte des facteurs particuliers au lieu. Bien que cette formule soit efficace pour la plupart des lieux, il existe à certains endroits des conditions atypiques qui exigent de modifier de nouveau les RQE génériques.

Le présent rapport a pour but de fournir des conseils scientifiques et techniques sur l'établissement d'objectifs de qualité de l'eau (OQE) propres à un lieu. Plus précisément, il décrit le rôle des RQE dans la gestion des ressources hydriques du Canada (chapitre 2), présente un cadre permettant de définir des OQE numériques (chapitre 3), relève les facteurs pouvant influencer sur l'établissement d'OQE (chapitre 4 et annexe 1) et décrit les méthodes recommandées pour calculer ces OQE (chapitre 5). Le rôle des OQE propres à un lieu dans la gestion des rejets d'effluents provenant de sources ponctuelles est aussi discuté (chapitre 5).

Les procédures ici recommandées s'appliquent directement à l'établissement d'OQE pour les métaux et les métalloïdes dans les écosystèmes d'eau douce. Néanmoins, il est probable qu'elles sont aussi généralement applicables aux substances organiques ainsi qu'aux écosystèmes marins et estuariens lorsque des modifications mineures sont apportées. Les procédures recommandées sont illustrées au moyen de deux études de cas afin que le lecteur soit davantage en mesure de comprendre et d'appliquer les méthodes recommandées (annexes 2 et 3). Il est important de souligner que les méthodes et les procédures ici recommandées ont pour but d'indiquer comment procéder pour établir au Canada des OQE propres aux lieux. Ces recommandations ne visent pas à prescrire les méthodes à employer pour calculer les OQE en question. Elles ont plutôt pour but d'aider les autorités responsables à choisir les méthodes qui s'appliquent mieux à leur territoire. C'est aux autorités responsables de chaque province et territoire du pays qu'il incombe en définitive de choisir, s'il y a lieu de le faire, la méthode à employer à certains endroits. En outre, les avantages potentiels que comporte l'établissement d'OQE propres à un lieu devraient être évalués au tout début, quelle que soit la personne qui entreprend le travail.

2 Recommandations pour la qualité des eaux : un élément fondamental de la gestion des ressources hydriques au Canada

La gestion efficace des déchets liquides provenant de sources municipales, industrielles, agricoles, etc. représente un défi formidable, tant au Canada qu'ailleurs dans le monde. Les gestionnaires fédéraux, provinciaux et territoriaux des ressources relèvent ce défi de diverses façons. Par exemple, les rejets de substances nocives dans les eaux où vivent des poissons sont interdits par une loi fédérale (la *Loi sur les pêches*). En outre, des limites concernant les rejets de substances toxiques ou bioaccumulables ont été établies pour plusieurs secteurs industriels par le gouvernement fédéral (p. ex. le Règlement sur les effluents liquides des mines de métaux, RELMM). De plus, le gouvernement fédéral a établi des politiques en vue de réduire ou d'éliminer les risques liés à la production, à l'utilisation et à l'élimination de substances particulièrement préoccupantes (p. ex. la Politique de gestion des substances toxiques d'Environnement Canada). Qui plus est, il existe dans chaque province et territoire des programmes d'émission de licences ou de permis pour le rejet dans les eaux de surface d'effluents provenant de sources ponctuelles. Toutes ces stratégies comprennent des dispositions administratives en vue de la gestion des rejets de déchets liquides dans l'environnement canadien.

Bien que les outils administratifs servant à la gestion des ressources hydriques soient semblables partout au Canada, les démarches adoptées par les diverses administrations diffèrent selon les objectifs de gestion préalablement établis. Par exemple, bon nombre de gouvernements ont eu recours à une démarche axée sur la technologie pour gérer les rejets d'effluents liquides. Dans cette démarche, des limites concernant les rejets de substances chimiques potentiellement préoccupantes (SCPP) sont fréquemment établies pour les rejets d'effluents provenant de sources ponctuelles en se fondant sur les meilleures techniques existantes d'application rentable (MTEAR; Song et Marolf, 1993). Ainsi, le RELMM spécifie les concentrations maximales de certains métaux et d'autres variables de la qualité de l'eau présents dans les effluents liquides des mines de métaux qui peuvent être rejetés dans l'environnement. La qualité des eaux réceptrices dépend donc principalement de l'efficacité de la méthode de traitement employée par une installation ou un secteur industriel en particulier ainsi que de la capacité de dilution du réseau hydrographique récepteur. En général, les effets potentiels des rejets d'eaux usées sur les utilisations désignées de l'eau ne sont pas pris en compte lorsque des limites pour les rejets sont établies en se fondant sur les MTEAR; toutefois, la surveillance de l'environnement (comme celle qui est réalisée dans le cadre du Programme de suivi des effets sur l'environnement) fournit les renseignements nécessaires pour évaluer les effets liés aux rejets provenant de sources ponctuelles.

Il existe une deuxième façon de gérer les effluents liquides. Couramment appelée la démarche axée sur la protection des utilisations, elle comporte l'établissement de limites de rejet pour les substances préoccupantes (c'est-à-dire provenant d'un ou de plusieurs effluents de sources ponctuelles) en fonction de la capacité d'auto-épuration du plan d'eau visé. Dans ce contexte, on entend par capacité d'auto-épuration la quantité d'une substance qui peut être rejetée dans un plan d'eau pendant une période de temps donnée sans nuire aux utilisations désignées de l'eau. Cette approche globale permet aux gestionnaires de l'environnement d'établir, de concert avec les intervenants, des objectifs généraux de gestion de l'écosystème ainsi que d'évaluer les avantages et les coûts des diverses options en matière de gestion compte tenu de ces objectifs. Comme cette démarche s'adapte à l'utilisation multiple des écosystèmes aquatiques et réduit au minimum les conflits entre les intérêts divergents, plusieurs administrations canadiennes en ont fait l'élément central de leur méthode de gestion de l'eau. Pour adopter cette démarche, toutes les mesures raisonnables et de prévention doivent être prises afin de maintenir en bon état les eaux dont les caractéristiques de la qualité sont supérieures (c'est-à-dire meilleures que les RQE au Canada; CCME, 1999).

La troisième méthode qui peut être employée pour gérer les ressources hydriques est appelée la démarche axée sur la non-dégradation. Dans cette démarche, des limites de rejet sont établies en fonction des concentrations de fond des substances préoccupantes dans le lieu. Pour adopter cette démarche, il faut s'assurer que les récepteurs écologiques ne sont pas exposés à des concentrations élevées de contaminants de l'environnement et qu'il n'existe donc pas de risque accru d'effets nocifs dus aux rejets provenant de sources ponctuelles. Il est toutefois probable que, dans la plupart des cas, les restrictions technologiques et les coûts empêcheront la réalisation de cette option (USEPA, 1988a). C'est pourquoi la démarche axée sur la non-dégradation a généralement été appliquée aux eaux d'importance régionale, nationale ou internationale considérable.

Quelle que soit la démarche adoptée en vue de la gestion des ressources hydriques, les gestionnaires de l'environnement ont besoin d'outils leur permettant d'évaluer les conditions ambiantes de la qualité des eaux douces, estuariennes et marines. Au pays, les *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada* fournissent les outils scientifiques nécessaires à la conservation et à la gestion judicieuse des ressources hydriques que nous partageons (CCMRE, 1987; CCME, 1999). Le présent chapitre fournit des renseignements généraux sur l'application propre à un lieu des *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*. Plus précisément on y discute des origines, de l'élaboration et des utilisations préconisées des *Recommandations*.

2.1 Origines des Recommandations pour la qualité des eaux au Canada

Les gestionnaires de l'environnement reconnaissent depuis longtemps la nécessité de RQE numériques. Bien qu'il existe depuis des centaines d'années des données toxicologiques établissant un lien entre l'exposition aux substances toxiques et les effets produits sur les récepteurs écologiques et la santé humaine, l'interprétation systématique de ces données en vue du calcul des valeurs numériques des recommandations ne s'est faite qu'à une date relativement récente. Au Canada, le calcul des RQE numériques a commencé pour de bon vers le milieu des années 70. Ces travaux ont donné lieu à la publication par Environnement Canada vers la fin des années 70 et au début des années 80 (p. ex., Reeder *et al.*, 1979a et b; Demayo *et al.*, 1979a, 1979b et 1980; Taylor *et al.*, 1979a et b, et 1980a et b) ainsi que par divers organismes provinciaux au début des années 80 d'un certain nombre de documents contenant des RQE. Reconnaisant qu'il était avantageux de collaborer au sujet du libellé des RQE, le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME; anciennement le Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, ou CCMRE) a nommé en 1983 un Groupe de travail sur les RQE, qu'il a chargé :

- de dresser un inventaire des critères relatifs à la qualité de l'eau (CQE) et des recommandations connexes utilisés par les gouvernements partout au Canada;
- d'examiner l'inventaire ainsi dressé et de formuler des recommandations sur les avantages et les possibilités de l'harmonisation des RQE partout au Canada;
- de relever les nouveaux problèmes de qualité de l'eau et de déterminer dans quelle mesure les CQE et les recommandations existants permettaient de résoudre ces problèmes.

À la lumière des résultats de cet examen et de cette évaluation, le Groupe de travail a recommandé d'harmoniser les RQE au Canada et a ensuite été chargé d'élaborer des recommandations nationales.

Le CCME a publié en 1987 les *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada* (CCMRE, 1987). Ces recommandations ont été élaborées pour fournir des données scientifiques de base concernant les effets des variables de la qualité de l'eau sur les utilisations afin d'évaluer les problèmes et les préoccupations se rapportant à la qualité de l'eau et d'établir des OQE pour certains lieux (CCMRE, 1987). Les recommandations existantes provenant de nombreuses sources ont été examinées et évaluées pour aider à élaborer des RQE numériques. Les recommandations dont on a jugé qu'elles étaient adaptées aux conditions canadiennes ont été directement adoptées pour le Canada. Les recommandations jugées moins acceptables ont été modifiées de façon à être utilisées dans les conditions existant au Canada lorsque des données scientifiques suffisantes permettaient de le faire. Lorsqu'il n'existait pas de recommandations publiées pour une substance ou qu'il n'existait pas suffisamment de données scientifiques permettant de faciliter la modification d'une recommandation existante, aucune recommandation pour la qualité des eaux au Canada n'a été

proposée pour cette substance. Cette démarche pragmatique a permis au Groupe de travail de recommander des RQE numériques pour plus de 50 variables de la qualité de l'eau, y compris un nombre important de substances toxiques ou bioaccumulables.

Étant donné que les exigences relatives à la qualité de l'eau diffèrent selon les diverses utilisations de l'eau, le CCMRE (1987) a élaboré des RQE numériques pour un certain nombre de ces utilisations. Plus précisément, les *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada* sont un recueil de RQE visant à protéger les utilisations suivantes des écosystèmes d'eau douce :

- l'eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable;
- la qualité et les aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives;
- la vie aquatique dulçaquicole;
- les utilisations agricoles;
- les eaux utilisées à des fins industrielles.

Depuis la publication de la version originale des *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, les dangers qui menacent la santé de l'écosystème sont beaucoup plus connus. Les Canadiens ont réalisé qu'une démarche plus globale était nécessaire pour protéger et gérer les divers composants vivants et inanimés de l'écosystème. Pour tenir compte des préoccupations concernant l'état et les tendances des écosystèmes aquatiques et terrestres au Canada, le CCME (1999) a élargi la portée des *Recommandations* afin d'inclure la protection d'autres ressources atmosphériques, aquatiques et terrestres, dont la qualité de l'air, la qualité des eaux marines, la qualité des sédiments marins et d'eau douce, la qualité des tissus et la qualité des sols. Les RQENV canadiennes qui en résultèrent représentent des objectifs scientifiquement justifiables pour la qualité des écosystèmes atmosphériques, aquatiques et terrestres. Le CCME (1999) définit comme suit les RQENV :

Les RQENV sont présentées sous forme de valeurs numériques (concentrations) ou d'énoncés circonstanciés et décrivent les conditions de risque négligeable pour les organismes, leurs fonctions ou toutes les interactions nécessaires au maintien de la santé des écosystèmes et des ressources désignées qu'ils renferment.

2.2 Procédures d'élaboration des Recommandations pour la qualité des eaux au Canada

Même si la démarche utilisée pour formuler les premières *Recommandations* fournissait un moyen efficace de répondre au besoin immédiat de RQE numériques, le CCME a reconnu qu'un processus plus rigoureux serait nécessaire afin d'aider à l'élaboration de RQE dans le cas des substances pour lesquelles des recommandations n'avaient pas encore été publiées. C'est pourquoi le Groupe de travail sur les RQE a établi plusieurs protocoles pour aider à l'élaboration de *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*. Le premier était intitulé *A Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life* (Annexe IX du CCMRE, 1987; CCME, 1991). Ce protocole établit un certain nombre de principes directeurs régissant l'élaboration des RQE, donne un aperçu du protocole d'élaboration des recommandations et discute les utilisations des RQE et des OQE dans la gestion de la qualité de l'eau. En particulier, le protocole spécifie aussi des exigences minimales en matière de données pour l'élaboration des RQE, expose en détail les méthodes à suivre pour évaluer les données toxicologiques d'intérêt potentiel et décrit les procédures à suivre pour calculer les valeurs recommandées à partir des données sur la toxicité aiguë et chronique.

Les principes directeurs mentionnés dans le document sur le protocole indiquent le fondement théorique des *Recommandations* en ce qui concerne le niveau de protection accordé aux récepteurs écologiques et l'interprétation des recommandations qui s'ensuivent (CCME, 1991). Les voici :

- Dans l'élaboration des *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada* concernant la vie aquatique, il a été tenu compte de tous les éléments de l'écosystème aquatique (p. ex., les algues, les macrophytes, les invertébrés et les poissons) pour autant qu'il existait des données. Lorsque les données étaient peu nombreuses, on a jugé que des recommandations provisoires seraient préférables à l'absence totale de recommandations.
- Pour l'élaboration des recommandations relatives à la vie aquatique, on a adopté la démarche de la Commission mixte internationale et du ministère de l'Environnement de l'Ontario. Cette démarche exige que les recommandations "s'appuient sur des valeurs permettant de protéger toute forme de vie aquatique et tous les domaines des cycles de la vie aquatique". L'objectif est de protéger tous les stades de la vie pendant une exposition à l'eau, quelle qu'en soit la durée. La question de savoir si cet objectif peut être atteint ou non relève du domaine de la gestion des eaux et ne modifie en rien la méthode d'élaboration des recommandations.
- Pour la plupart des variables de la qualité de l'eau, on a proposé, comme *Recommandation pour la qualité des eaux au Canada*, une valeur maximale unique qui ne doit pas être dépassée. Cette valeur maximale est fondée sur une concentration à long terme qui ne produit aucun effet.

- À moins d'indication contraire, une valeur recommandée correspond à la concentration totale d'une substance dans un échantillon non filtré. Les concentrations totales s'appliqueront à moins de prouver que : a) la relation entre des fractions variables et leur toxicité soit fermement établie; b) des techniques analytiques aient été mises au point, ce qui permet de caractériser sans équivoque et de façon cohérente la fraction toxique d'une variable, à l'aide de mesures régulières vérifiées sur le terrain.

En plus d'être utiles en vue d'élaborer des *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, ces principes directeurs sont extrêmement importants pour l'établissement d'OQE propres à un lieu, un sujet qui sera discuté dans les prochains chapitres du présent rapport.

Conformément aux principes directeurs susmentionnés, des *Recommandations* sont élaborées seulement s'il existe suffisamment de données scientifiques. Les types de renseignements à obtenir en vue de l'élaboration d'une recommandation sont les suivants : les propriétés physiques et chimiques, les concentrations dans l'environnement, le devenir et le comportement dans l'environnement, la bioaccumulation, la toxicité aiguë et chronique pour les organismes aquatiques, la génotoxicité et les recommandations provenant d'autres administrations. Le document sur le protocole indique les données minimales nécessaires sur le devenir dans l'environnement et les effets pour élaborer des RQE, provisoires ou non (CCME, 1991). Ces exigences en matière de données minimales assurent que les données sur la toxicité d'une substance pour les principaux composants de l'écosystème aquatique, y compris le poisson, les invertébrés et les plantes, sont incluses dans le processus d'élaboration des recommandations.

Dans l'hypothèse où les données nécessaires sur le devenir dans l'environnement et les effets peuvent être obtenues, le calcul des RQE numériques se fait simplement. Les recommandations sont élaborées de préférence à partir de la quantité minimale produisant un effet observé (QMEO) déterminée dans une étude de toxicité chronique utilisant une variable non létale pour le stade de vie le plus vulnérable de l'espèce aquatique expérimentale la plus sensible (CCME, 1991). Toutefois, les recommandations peuvent être élaborées à partir des résultats d'études de toxicité aiguë en l'absence de données sur la toxicité chronique. À l'aide des données obtenues au moyen d'un essai de toxicité chronique, la valeur recommandée est calculée en multipliant la QMEO la plus sensible par un facteur de sécurité de 0,1 (CCME, 1991). S'il n'existe pas de valeur convenable de la QMEO mesurée dans une étude de toxicité chronique, on peut multiplier la QMEO obtenue au moyen d'un essai de toxicité aiguë par un rapport aigu-chronique (RAC). Ce rapport est calculé en divisant la concentration létale médiane (CL_{50}) ou la concentration efficace médiane (CE_{50}) par la quantité sans effet observé (QSEO) mesurée dans un essai d'exposition chronique de la même espèce (c'est-à-dire $CL_{50} \div QSEO$). S'il n'existe pas de RAC acceptable, la valeur recommandée est calculée en multipliant la CL_{50} ou la CE_{50} d'une étude de toxicité aiguë par un facteur d'application. Dans le cas des substances non persistantes (c'est-à-dire dont la demi-vie dans l'eau est <8 semaines), le facteur d'application à utiliser est de 0,05. S'il s'agit de substances persistantes (dont la demi-vie dans l'eau est >8 semaines), ce facteur est de 0,01.

Le processus d'élaboration des RQE se termine par la préparation de rapports techniques détaillés qui résument les résultats des recherches. Ces rapports sont examinés par les membres du Groupe de travail, et les recommandations qui s'ensuivent sont approuvées lorsqu'elles sont scientifiquement justifiables. Ce rigoureux processus assure l'uniformité interne et la validité scientifique des *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada visant la protection de la vie aquatique*. Des protocoles d'élaboration de recommandations pour la qualité des eaux servant à l'irrigation et à l'abreuvement du bétail ont aussi été établis afin d'assurer l'uniformité et la validité des recommandations concernant ces utilisations de l'eau (CCME, 1993).

2.3 Applications des Recommandations pour la qualité des eaux au Canada

Les *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada* sont des outils fondés sur des données scientifiques permettant d'évaluer la qualité des écosystèmes aquatiques. Tel qu'indiqué plus haut, les principes directeurs et les procédures servant à élaborer ces RQE ont été exposés dans une série de protocoles scientifiques nationaux (CCME, 1999). En particulier, l'utilisation de protocoles nationaux assure l'uniformité, la transparence et le bien-fondé scientifique du processus d'élaboration des recommandations (CCME, 1999). C'est pourquoi les *Recommandations* sont utiles dans divers programmes d'évaluation et de gestion de l'environnement. Voici quelques-unes des applications recommandées des RQE (CCME, 1999) :

- points de référence nationaux permettant d'évaluer la dégradation possible ou réelle des utilisations des ressources hydriques qui présentent un intérêt social;
- base scientifique aux fins de l'établissement d'OQE et de normes propres à un lieu;
- indicateurs aux fins des déclarations sur l'état de l'environnement;
- indicateurs de performance fondés sur des données scientifiques aux fins des stratégies régionales, nationales ou internationales visant les substances toxiques;
- objectifs de gestion provisoires permettant de suivre les progrès réalisés en vue de la quasi-élimination des substances persistantes, bioaccumulables et toxiques;
- indicateurs des concentrations d'importance écotoxicologique des substances persistantes, bioaccumulables et toxiques aux fins de l'amélioration des capacités de détection analytique et de quantification;
- outils permettant de délivrer des licences ou des permis pour le rejet d'effluents provenant de sources ponctuelles, conjointement avec l'application des meilleures techniques existantes;

- outils d'évaluation de l'efficacité des mesures de réglementation des sources ponctuelles;
- base scientifique aux fins de la réglementation en matière d'environnement;
- points de référence ou objectifs scientifiques aux fins de l'évaluation et de l'assainissement des lieux contaminés;
- méthodes d'évaluation et outils fondés sur des données scientifiques aux fins de l'élaboration de normes pancanadiennes en vertu de *l'Accord pancanadien sur l'harmonisation environnementale*.

Même si les *Recommandations* sont largement utilisées au Canada et à l'étranger pour évaluer et gérer les conditions de la qualité de l'eau, elles ne devraient pas être perçues comme des valeurs universelles nationales de qualité de l'environnement (CCME, 1999). Les variations dans les conditions ambiantes à l'échelle du pays peuvent influencer sur l'applicabilité de ces recommandations. Plus précisément, des facteurs comme les concentrations naturelles élevées des SCPP, les concentrations atypiques des variables de la qualité de l'eau qui influent sur la biodisponibilité ou la toxicité des SCPP et la plus ou moins grande sensibilité des espèces résidentes peuvent limiter l'applicabilité des RQE génériques. Il peut donc être nécessaire d'établir des OQE propres à un lieu pour tenir compte de ces variations dans les conditions ambiantes.

Utilisés conjointement avec de robustes données sur la surveillance de la qualité de l'eau, les RQE et les OQE sont des outils efficaces d'évaluation des conditions ambiantes de la qualité de l'eau au Canada. L'Indice de la qualité des eaux du CCME permet de mieux interpréter ces données.

3 Méthodes d'établissement d'objectifs de qualité de l'eau propres à un lieu au Canada

On trouve dans les *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada* d'importants renseignements pour évaluer les problèmes de qualité de l'eau et établir des OQE (CCMRE, 1987; CCME, 1999). Les objectifs de qualité de l'eau sont des outils fondés sur des données scientifiques permettant de gérer efficacement les ressources des écosystèmes aquatiques. Ces outils décrivent les conditions qui, de l'avis des gestionnaires de l'environnement et des intervenants, devraient être respectées afin de protéger les utilisations désignées des écosystèmes d'eau douce, estuariens et marins. Les objectifs de qualité de l'eau sont utilisés conjointement avec d'autres outils de gestion, comme les processus d'émission de permis, le développement technologique et l'application de la loi, afin de créer des conditions ambiantes susceptibles de favoriser l'utilisation durable des ressources. Le présent chapitre a pour but de décrire les stratégies pouvant servir à établir et à réaliser des OQE propres à un lieu au Canada. En outre, il présente un certain nombre de principes directeurs visant à assurer l'uniformité et le bien-fondé du processus d'établissement des OQE. Enfin, plusieurs méthodes générales d'établissement d'OQE propres à un lieu sont recommandées.

3.1 Définition des objectifs de qualité de l'eau

D'après la définition qu'en donne le CCMRE (1987), les OQE sont des concentrations numériques ou des énoncés circonstanciés établissant les conditions nécessaires pour maintenir et protéger l'utilisation désignée la plus précaire de l'eau en un lieu donné. Les objectifs sont généralement fondés sur des RQE génériques, qui peuvent être modifiées pour tenir compte des conditions ambiantes locales ou d'autres facteurs. En général, des OQE sont établis seulement pour les plans d'eau et les variables de la qualité de l'eau qui peuvent être touchés de façon appréciable par les activités humaines, maintenant ou à l'avenir. (À noter que les termes « critères » et « recommandations » sont utilisés de façon interchangeable dans la présente discussion et sont considérés comme des équivalents du point de vue fonctionnel.)

Actuellement, les objectifs de qualité de l'eau n'ont pas force de loi et ne sont donc pas directement mis en application. Bien qu'un mécanisme officiel n'ait pas été créé, les OQE sont souvent utilisés dans les processus d'émission de permis et de licences. En outre, ils peuvent servir à justifier une vaste gamme de décisions de gestion sur l'utilisation du territoire. De plus, les décisions concernant la nécessité de remettre en état les habitats et de prendre d'autres mesures correctives peuvent être partiellement fondées sur les OQE. Tout bien considéré, ces objectifs fournissent aussi des normes permettant d'évaluer le rendement des gestionnaires des eaux en matière de protection des utilisations de l'eau. Les OQE peuvent donc servir à soutenir diverses initiatives de gestion de l'eau au Canada.

3.2 Fondement théorique de l'établissement d'objectifs de qualité de l'eau propres à un lieu

Deux stratégies distinctes sont couramment utilisées pour établir des OQE au Canada : l'une est axée sur la non-dégradation et l'autre sur la protection des utilisations. Dans le cas des plans d'eau dont les ressources aquatiques présentent un intérêt national ou régional, les OQE sont établis afin d'éviter la dégradation de la qualité de l'eau. Pour d'autres plans d'eau, les OQE sont établis afin de protéger les utilisations désignées de l'écosystème aquatique. En autant que les utilisations désignées de l'eau sont protégées, une certaine dégradation de la qualité de l'eau dans ces plans peut être acceptable, pourvu que toutes les mesures raisonnables et préventives soient prises afin de protéger les conditions de la qualité de l'eau.

3.3 Principes directeurs de l'établissement d'objectifs de qualité de l'eau propres à un lieu

L'établissement d'OQE propres à un lieu est un processus compliqué. Il nécessite une connaissance approfondie des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du plan d'eau étudié ainsi que des caractéristiques sociales et économiques de la zone locale (CCME, 1999). Lorsque ces renseignements ont été obtenus, les OQE sont établis au moyen des protocoles nationaux d'élaboration des *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada* (CCME, 1991 et 1993) en tenant compte des espèces et des conditions ambiantes particulières à un lieu. Des facteurs sociaux et économiques peuvent ensuite être pris en considération pour déterminer si les objectifs peuvent être atteints de façon réaliste à court terme (CCME, 1999). Les renseignements sur les conditions sociales et économiques dans le bassin versant visé peuvent aussi servir à établir un règlement sur les effluents qui accorde aux entreprises réglementées plus de temps pour respecter les OQE dans les réseaux hydrographiques récepteurs. Dans certaines administrations, des objectifs en matière de toxicité aiguë et chronique peuvent être établis pour la même substance afin de favoriser la gestion de la qualité de l'eau au voisinage des rejets d'effluents. Des évaluations régulières sont effectuées afin de peaufiner au besoin les OQE et les programmes de lutte contre la pollution pour assurer la préservation de la qualité de l'eau souhaitée.

Des OQE propres à un lieu peuvent être établis par des organismes fédéraux, provinciaux ou territoriaux, les Premières Nations, des entreprises réglementées ou des organisations non gouvernementales. Il est donc important de poser un ensemble de principes directeurs permettant aux utilisateurs des recommandations d'établir des OQE propres à un lieu conformément aux principes du CCME. Les principes directeurs suivants qui régissent les OQE numériques reposent sur le fondement théorique établi par le CCME (1991 et 1993) et le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique (MDECB, 1986; Water Management Branch, 1984; MacDonald, 1997) :

- les objectifs de qualité de l'eau devraient être établis en vue de protéger l'utilisation la plus précaire de l'eau dans un lieu;
- les utilisations de l'eau à protéger comprennent l'eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable, les aspects esthétiques et la qualité de l'eau utilisée à des fins récréatives, la vie aquatique, la faune, l'agriculture (y compris l'eau

d'abreuvement du bétail et d'irrigation) et la qualité des tissus (pour la protection de la faune aquatique et de la santé humaine);

- les *Recommandations* concernant l'utilisation la plus précaire de l'eau devraient être adoptées comme OQE préliminaires (OPQE) pour chaque variable de la qualité de l'eau dans un lieu;
- la démarche à suivre pour établir des OQE devrait s'inspirer des protocoles officiels mis au point par le CCME (1991 et 1993), des protocoles appropriés adoptés par les administrations provinciales ou territoriales et des conseils donnés dans le présent document;
- là où il existe des caractéristiques atypiques de la qualité de l'eau ou des récepteurs écologiques, les RQE au Canada peuvent être modifiées pour tenir compte de ces facteurs particuliers;
- les règles administratives (voir la section 5.4) spécifient les conditions dans lesquelles les RQE au Canada peuvent être modifiées ou adaptées à un lieu;
- aux fins de l'établissement d'OQE adaptés à un lieu pour la protection de la vie aquatique, les données sur les organismes aquatiques (p. ex., les algues, les invertébrés, le poisson et les amphibiens) qui ne se rapportent pas au lieu peuvent être retranchées de l'ensemble des données toxicologiques, pourvu que les exigences minimales en matière de données relatives à l'élaboration des recommandations soient respectées (CCME, 1991). Comme il peut exister dans les lieux dégradés des communautés d'organismes aquatiques ayant subi des modifications, les données provenant d'un lieu de référence convenable devraient aussi servir à identifier les espèces associées aux lieux et, ultérieurement, à peaufiner l'ensemble de données toxicologiques utilisées pour établir les OQE propres à un lieu;
- des indicateurs chimiques (les OQE numériques), toxicologiques (les résultats d'essais de toxicité) ou biologiques (la structure de la communauté de l'écosystème aquatique, etc.) peuvent servir à déterminer dans quelle mesure les objectifs de gestion ont été atteints dans un lieu (tableau 2);
- les questions techniques, sociales et économiques prises en considération dans l'établissement des OQE finaux devraient être examinées et approuvées par les organismes responsables en tenant compte des observations formulées par les groupes d'intéressés.

3.4 Démarches recommandées pour l'établissement d'objectifs de qualité de l'eau propres à un lieu

Un certain nombre de démarches peuvent être utilisées pour établir des OQE propres à un lieu (voir MacDonald et Sobolewski, 1993; ainsi que MacDonald, 1997, qui décrivent les diverses démarches). Au Canada, il incombe aux autorités responsables de la gestion des ressources hydriques de décider de la meilleure démarche à suivre, s'il en est, sur leur territoire. Les démarches ici décrites, plutôt que d'être normatives, ont pour but de fournir aux organismes fédéraux, provinciaux et territoriaux une orientation générale en matière d'établissement d'OQE propres à un lieu.

La stratégie axée sur la protection des utilisations qui est décrite plus haut fournit des données scientifiques uniformes permettant d'établir des OQE tenant compte des utilisations multiples de l'eau des écosystèmes aquatiques. Dans le cadre de cette stratégie, des OQE peuvent être établis en utilisant trois démarches distinctes :

- l'adoption directe de RQE *génériques*;
- l'établissement d'OQE *adaptés à un lieu* (c'est-à-dire comportant la modification des RQE génériques au moyen de la procédure axée sur le recalcul ou le rapport eau-effet (REE); voir à ce sujet les sections 4.2 et 4.3 respectivement);
- l'établissement d'OQE *propres à un lieu* (c'est-à-dire au moyen de la procédure axée sur les espèces résidantes; voir la section 4.4).

Dans la plupart des lieux, les RQE génériques peuvent être adoptées directement comme OQE. Il arrive parfois que ces recommandations génériques doivent être modifiées avant d'être directement applicables à certains lieux, notamment ceux où les conditions de la qualité de l'eau ou les assemblages d'espèces résidantes sont différents de ceux ayant servi à élaborer les recommandations. Il peut aussi être nécessaire dans certains cas d'établir de nouveaux OQE (c'est-à-dire en utilisant seulement des données propres au lieu), notamment lorsque les objectifs visés doivent être très précis. La section suivante relève et discute certains des facteurs qui influent sur l'applicabilité des recommandations génériques.

L'établissement d'OQE numériques à partir des RQE génériques comporte un certain nombre d'étapes. La première consiste à relever les utilisations désignées de l'écosystème aquatique. Ensuite, il faut dresser une liste des variables préoccupantes de la qualité de l'eau (aussi appelées substances chimiques potentiellement préoccupantes, ou SCPP) à l'aide des renseignements obtenus au sujet des activités humaines existantes et projetées dans le bassin. La sélection des données sur les eaux usées et la qualité des eaux réceptrices au moyen des RQE génériques aide aussi à relever les SCPP. Il peut toutefois être nécessaire d'employer des méthodes plus perfectionnées pour relever les SCPP qui comportent d'importants dangers pour les organismes aquatiques lorsque des mélanges complexes de contaminants sont présents dans les eaux usées ou réceptrices (p. ex., les méthodes d'évaluation de la toxicité; Ankley et Thomas, 1992). Lorsque les SCPP sont connues, les RQE élaborées pour chaque substance et utilisation de l'eau sont rassemblées et modifiées pour tenir compte des caractéristiques de la qualité de l'eau du plan d'eau (p. ex., le pH, la dureté, etc.). Pour chaque substance, la RQE concernant l'utilisation la plus précaire de l'eau est ensuite choisie comme OQE préliminaire. Les

OQE préliminaires sont alors comparés aux concentrations de fond de chaque substance, et la plus élevée des deux valeurs est choisie comme l'OQE pour cette substance.

Bien que l'adoption des RQE génériques constitue la principale marche à suivre pour établir des OQE numériques, la présence de caractéristiques de la qualité de l'eau ou d'assemblages d'espèces exceptionnels à certains endroits peut nécessiter l'établissement d'OQE adaptés au lieu. Par exemple, il est possible que les eaux réceptrices d'un lieu contiennent de fortes concentrations de carbone organique dissous, ce qui permet de complexer les métaux dissous et de réduire leur toxicité. Le réseau hydrographique récepteur peut aussi contenir seulement un assemblage de poissons d'eaux chaudes qui peuvent être moins sensibles à certains contaminants que le saumon ou la truite. La présence d'espèces menacées de disparition est particulièrement préoccupante parce qu'elles sont souvent très sensibles aux substances toxiques ou bioaccumulables. Dans chacun de ces cas, l'établissement d'OQE adaptés au lieu est indiqué. Pour fixer ces objectifs, il faut donc des procédures tenant compte de la sensibilité des espèces résidentes ou de l'effet des caractéristiques de l'eau locale sur la toxicité des contaminants.

À quelques endroits, il peut être nécessaire d'établir des OQE très précis qui sont directement applicables au réseau hydrographique récepteur visé. Par exemple, l'établissement d'OQE particuliers à un lieu peut être nécessaire lorsqu'il n'existe pas suffisamment de données toxicologiques permettant d'élaborer des RQE pour une substance. Il se peut aussi qu'il n'existe pas suffisamment de données sur les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du réseau hydrographique récepteur pour modifier les RQE génériques en tenant compte des conditions du lieu. La mise au point de procédés de fabrication qui réduisent la production de déchets et améliorent le rendement des systèmes d'épuration des eaux usées fait partie des activités normales de recherche et de développement auxquelles s'adonnent activement toutes les sociétés dignes de confiance et les organisations gouvernementales. Il est toutefois possible que, dans certains cas, les coûts liés à l'exécution des mesures correctives à prendre pour respecter les OQE soient appréciables, et il faut donc peut-être définir les OQE avec plus de certitude pour assurer que les dépenses sont justifiées. Les OQE particuliers à un lieu devraient simultanément tenir compte de la sensibilité des espèces résidentes et des effets de l'eau locale sur la toxicité des contaminants.

4 Procédures à suivre pour établir des objectifs de qualité de l'eau propres à un lieu

Au pays, les *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada* fournissent les données scientifiques de base nécessaires pour évaluer les effets des variables de la qualité de l'eau sur les utilisations désignées des ressources hydriques (CCMRE, 1987; CCME, 1999). En plus d'aider à évaluer les problèmes et les préoccupations se rapportant à la qualité de l'eau, les RQE peuvent servir à établir des OQE pour certains lieux partout au pays. Toutefois, un certain nombre de facteurs peuvent influencer sur l'applicabilité à certains lieux des RQE génériques :

- les concentrations de fond de la substance étudiée;
- les seuils de détection de la substance étudiée;
- les concentrations des variables qui peuvent modifier la toxicité de la substance étudiée;
- la plus ou moins grande sensibilité des espèces résidentes à la substance étudiée.

L'annexe 1 présente une discussion détaillée des interactions physiques, chimiques et biologiques qui se produisent dans les écosystèmes d'eau douce ainsi que de leur influence possible sur l'établissement d'OQE. En raison de l'effet possible de ces facteurs, on a mis au point un certain nombre de procédures à suivre pour l'établissement d'OQE qui tiennent compte des dangers que comporte pour les organismes aquatiques l'exposition aux contaminants présents dans l'eau :

- la procédure axée sur les concentrations de fond;
- la procédure axée sur le recalcul;
- la procédure axée sur le rapport eau-effet;
- la procédure axée sur les espèces résidentes.

Dans le présent chapitre, les renseignements existants concernant ces procédures d'établissement d'OQE sont examinés et résumés afin de fournir au lecteur l'information dont il a besoin pour déterminer si elles peuvent s'appliquer au Canada.

4.1 Procédure axée sur les concentrations de fond

Dans cette procédure, les concentrations de fond d'un contaminant dans l'eau (appelées non réductibles au Québec) sont mesurées et servent à définir les conditions acceptables de la qualité de l'eau dans le lieu visé. Cette procédure est fondée sur l'hypothèse que les eaux de surface dont la qualité est supérieure (d'après les RQE au Canada) ne devraient pas être dégradées (CCMRE, 1987). Elle a surtout servi à définir des OQE pour les plans d'eau relativement exempts de contaminants, y compris plusieurs réseaux hydrographiques canadiens (p. ex., Dunn 1989; MacDonald et Smith, 1990). Elle a aussi été employée pour des plans d'eau légèrement contaminés, comme le bras de mer Burrard (Nijman et Swain, 1989). En plus de servir à établir des OQE propres à un lieu, les données obtenues à l'appui de cette procédure (c'est-à-dire sur les concentrations de fond des variables de la qualité de l'eau) sont essentielles pour déterminer la pertinence des OQE établis au moyen d'autres procédures.

Les OQE propres à un lieu qui ont été établis en se fondant sur les concentrations de fond dans l'eau peuvent être définis de deux autres façons au moins. Premièrement, la limite supérieure de la concentration naturelle d'une substance peut être l'OQE. En général, des méthodes statistiques servent à calculer cette limite supérieure. Par exemple, Dunn (1989) a défini la limite supérieure de la concentration de fond de 15 variables de la qualité de l'eau comme leur valeur moyenne plus deux écarts-types (é.-t.), tandis que Breidt *et al.* (1991) se sont servis de la valeur du 90^e centile pour établir ces limites. Au Québec, la valeur médiane sert à calculer les concentrations de fond non réductibles (Sinotte *et al.*, 1996). D'autres méthodes statistiques ont aussi été recommandées pour analyser les données sur les conditions naturelles de la qualité de l'eau (Warn, 1982; Van Hassel et Gaulke, 1986). Deuxièmement, l'OQE pour une substance peut être fixé à une valeur légèrement supérieure à la concentration de fond. Par exemple, d'après Singleton (1985), le poisson et les organismes aquatiques dans les réseaux hydrographiques seraient protégés si les concentrations de sédiments en suspension ne dépassaient pas de 10 % les concentrations de fond. Dans le cas des variables de la qualité de l'eau qui dépendent du débit ou de la température, l'OQE peut être défini comme la limite supérieure de prédiction à 95 % de l'équation de régression pour les variables dépendantes et indépendantes (c'est-à-dire la température ou le débit; Schropp *et al.*, 1990). Cette démarche mène à l'établissement d'OQE qui varient en fonction du temps et de l'espace, comparativement aux valeurs uniques qui sont ordinairement établies. L'application de toutes ces procédures dépend de l'existence de données de surveillance sur des lieux de référence convenablement choisis (c'est-à-dire sur lesquels les rejets provenant de sources ponctuelles n'ont pas d'effet). Des données sur les concentrations de fond applicables régionalement peuvent aussi être utilisées lorsqu'il n'existe pas de données particulières à un lieu.

La démarche axée sur les concentrations de fond est directement applicable à l'établissement d'OQE propres à un lieu pour les eaux d'importance nationale ou régionale. En outre, les procédures mises au point à l'appui de cette démarche peuvent être utilisées directement dans le processus

d'établissement d'OQE fondés sur la protection des utilisations. Plus précisément, des données sur les concentrations de fond sont nécessaires pour évaluer l'applicabilité des objectifs préliminaires de la qualité de l'eau (OPQE) choisis parmi les RQE fondées sur les effets. Cette évaluation vise à

assurer que les OQE représentent des objectifs réalistes de gestion de l'eau (c'est-à-dire que les OQE ne sont pas inférieurs aux concentrations de fond).

Pour définir les concentrations de fond des variables de la qualité de l'eau, trois démarches générales ont été utilisées :

- l'utilisation de données déjà recueillies sur la qualité de l'eau du lieu (c'est-à-dire avant le début des activités qui pourraient avoir modifié de façon appréciable les conditions de la qualité de l'eau);
- la surveillance des conditions actuelles de la qualité de l'eau dans une ou plusieurs stations situées en amont des sources de contaminants;
- la surveillance des conditions actuelles de la qualité de l'eau dans une ou plusieurs zones de référence généralement situées au voisinage du lieu visé mais qui n'ont pas été détériorées par les activités humaines.

Le choix de la méthode la plus convenable à employer pour déterminer les concentrations de fond exige la prise en compte d'un certain nombre de facteurs se rapportant au plan d'eau visé. Par exemple, l'une des principales difficultés que comporte l'application de la procédure axée sur les concentrations de fond est la variabilité de la qualité de l'eau en fonction du temps et de l'espace. D'importantes variations quotidiennes, saisonnières et annuelles de la qualité de l'eau se produisent dans les réseaux hydrographiques et les estuaires. Dans ces types de plan d'eau, il faut faire beaucoup de prélèvements pour définir avec précision les concentrations de fond. En outre, il peut être difficile de trouver des lieux de référence convenables dans les régions qui ont été touchées par les activités humaines pendant de longues périodes (p. ex., dans les régions touchées par l'exploitation minière ou le développement urbain; Runnels *et al.*, 1992). Il peut être alors nécessaire, pour définir les concentrations de fond des substances naturelles, de rechercher des lieux de référence voisins dont les caractéristiques géologiques, topographiques, physiographiques, climatologiques et écologiques sont semblables.

4.2 Procédure axée sur le recalcul

Cette procédure permet d'établir des OQE propres à un lieu qui tiennent compte des différences réelles entre la plage de sensibilité des espèces d'organismes aquatiques représentées dans l'ensemble complet de données toxicologiques et celle des espèces que l'on retrouve dans le lieu visé (USEPA, 1983). Par exemple, ou plus précisément, les espèces aquatiques qui se retrouvent dans le lieu (les genres, les familles, les ordres, etc.) sont celles :

- qui sont ordinairement présentes dans le lieu;
- qui sont présentes de façon saisonnière dans le lieu en raison de la migration;
- qui sont présentes de façon intermittente parce qu'elles retournent régulièrement dans le lieu ou étendent leur aire à ce lieu;
- qui ne sont pas actuellement présentes dans le lieu en raison de la dégradation de ce dernier;
- qui sont présentes dans les plans d'eau avoisinants;
- qui ont déjà été présentes dans le lieu et dont on croit qu'elles y retourneront lorsque les conditions s'amélioreront.

Dans cette procédure, les données sur les espèces qui n'habitent pas le lieu visé sont éliminées de l'ensemble de données qui ont été recueillies pour élaborer la RQE générique. Un OQE particulier au lieu est alors calculé au moyen de la même méthode employée pour élaborer la RQE générique. La procédure axée sur le recalcul peut servir à établir des OQE propres à un lieu seulement si les exigences minimales en matière de données formulées en vue de l'élaboration de RQE nationales sont respectées (CCME, 1991 et 1993). Sinon, d'autres essais de toxicité sur des espèces résidentes ou des espèces indicatrices convenables dans de l'eau de laboratoire doivent être effectués pour obtenir les renseignements nécessaires à l'établissement d'OQE propres à un lieu.

La procédure axée sur le recalcul est directement applicable à l'établissement d'OQE propres à un lieu au Canada. Utilisée conjointement avec le protocole d'élaboration de RQE en vue de la protection de la vie aquatique (CCME, 1991), elle fournit un moyen pratique de modifier les RQE génériques pour tenir compte de la sensibilité des espèces qui sont présentes ou devraient l'être dans le lieu visé. C'est probablement la procédure tout indiquée à suivre lorsque les espèces les plus sensibles représentées dans la base de données toxicologiques complète ne se trouvent pas dans le lieu visé.

La procédure axée sur le recalcul a pour principal avantage de fournir une méthode simple, mais solide, d'établissement d'OQE adaptés à un lieu. Dans le cas de nombreuses substances (les métaux à l'état de traces, les composés toxiques de l'azote et certains pesticides), les données nécessaires à l'établissement d'OQE adaptés à un lieu figurent probablement dans l'ensemble de données toxicologiques ayant servi à élaborer les RQE génériques. En dépit des coûts que cela entraîne, les données manquantes peuvent être obtenues en effectuant des essais de toxicité sur des espèces résidentes ou des espèces indicatrices convenablement choisies. Il devrait donc être possible d'établir des OQE adaptés à un lieu pour beaucoup de substances.

D'après l'USEPA (1983), la procédure axée sur le recalcul comporte plusieurs restrictions.

Premièrement, d'autres recherches sur le terrain peuvent être nécessaires pour faire un relevé complet des espèces résidentes dans le plan d'eau visé. En outre, l'élimination des données sur les espèces non résidentes peut nécessiter la création d'autres données toxicologiques sur les espèces résidentes pour aider à l'établissement d'OQE adaptés à un lieu. Selon le nombre d'espèces et de substances chimiques pour lesquelles il faut obtenir des données, ce processus peut être long et coûteux.

4.3 Procédure axée sur le rapport eau-effet

Cette procédure est un moyen efficace permettant de modifier les RQE génériques pour tenir compte des caractéristiques exceptionnelles du lieu visé. Elle est fondée sur l'hypothèse selon laquelle les caractéristiques physiques ou chimiques de l'eau peuvent varier d'un lieu à un autre et influencer sur la biodisponibilité et donc sur la toxicité des contaminants de l'environnement. Dans bien des cas, les facteurs qui influent sur la toxicité des substances xénobiotiques sont connus. Par exemple, le rapport entre la dureté de l'eau et la toxicité aiguë pour le poisson a été établi pour plusieurs métaux (p. ex., le cadmium, le cuivre, le plomb, le nickel et le zinc; CCMRE, 1987; Nagpal, 1997). De même, on sait que la toxicité de l'ammoniac pour le poisson dépend du pH et de la température (MacDonald *et al.*, 1987). La présence d'autres contaminants et facteurs (comme les particules en suspension) dans un lieu peut aussi modifier la biodisponibilité de la substance étudiée. Il est donc probable que la prise en compte des facteurs pouvant influencer sur la toxicité ou la biodisponibilité d'une substance dans un lieu accroît l'applicabilité de l'OQE ainsi établi.

Dans la procédure axée sur le REE, des essais de toxicité aiguë ou chronique à court terme sont effectués sur des espèces indicatrices ou résidentes en utilisant de l'eau locale et de laboratoire (c'est-à-dire de l'eau de laboratoire standard reconstituée). Les espèces indicatrices sont des espèces non résidentes acceptables qui servent de substituts aux espèces résidentes. En général, la truite arc-en-ciel (*Onchorynchus mykiss*), le tête-de-boule (*Pimephales promelas*), le cladocère (*Ceriodaphnia dubia*) et l'algue *Selenastrum capricornutum* sont utilisés pour déterminer l'influence des conditions de la qualité de l'eau locale sur la toxicité des SSCP parce qu'ils sont faciles à élever, largement disponibles et qu'ils permettent d'obtenir habituellement des données dignes de foi (Willingham, 1988; MacDonald *et al.*, 1989). En outre, ces espèces se retrouvent ou sont représentatives des espèces qui se retrouvent au Canada (elles sont des substituts convenables pour les espèces résidentes).

Les données obtenues au cours de ces essais toxicologiques servent à calculer le rapport entre la toxicité de la substance dans l'eau locale et sa toxicité dans l'eau de laboratoire, connu sous le nom de *rapport eau-effet*. Une fois calculé, le REE sert ensuite directement à convertir la RQE générique en un OQE adapté au lieu. Par exemple, si une substance est deux fois plus toxique dans l'eau locale que dans l'eau de laboratoire, la RQE générique est divisée par un facteur de deux pour obtenir une valeur adaptée au lieu. Des données sur la toxicité pour au moins un poisson et un invertébré sont nécessaires pour calculer la moyenne géométrique des REE, qui est ensuite utilisée pour modifier la RQE générique (USEPA, 1994).

La procédure axée sur le REE est probablement directement applicable à l'établissement d'OQE adaptés à un lieu au Canada, notamment pour les SCPP comme l'ammoniac et certains métaux. Les méthodes d'évaluation de la toxicité aiguë et chronique à court terme des substances présentes dans l'eau ont été éprouvées (USEPA, 1993a et b; MDE, 1990a, 1990b, 1990d, 1992a, 1992b et 1992c). Ces méthodes fournissent un bon moyen de calculer les REE pour les substances d'intérêt prioritaire et donc de modifier les RQE génériques en vue de la protection de la vie aquatique. Ce type de données peut aussi servir à établir de nouveaux objectifs propres à un lieu, pourvu que les exigences minimales en matière de données mentionnées dans le document sur le protocole soient respectées (CCME, 1991).

La procédure axée sur le REE est très utile pour modifier les RQE génériques afin de tenir compte des caractéristiques particulières du lieu visé. En prenant explicitement en considération la toxicité d'une substance dans l'eau locale, elle aide à établir des OQE fiables et adaptés au lieu. Cet avantage est important, mais les essais de toxicité à l'appui de cette procédure sont faciles à effectuer, raisonnablement peu coûteux et offerts dans la plupart des installations qui font des essais biologiques. La qualité de ces essais est facilement évaluée à l'aide des résultats des témoins positif (le toxique de référence) et négatif (le solvant seulement) qui doivent passer par les mêmes étapes de l'essai. En outre, les essais biologiques peuvent être effectués sur place (système à renouvellement continu ou statique), ou de l'eau locale diluée peut être expédiée à un laboratoire où des essais à l'extérieur (système statique seulement) seront effectués, ce qui rend le processus beaucoup plus souple.

Ce qui limite peut-être le plus l'application de cette procédure est le fait qu'elle ne tient pas compte de la variabilité temporelle de la qualité de l'eau dans le lieu visé (USEPA, 1983). En général, les essais de toxicité aiguë sont effectués dans un intervalle de temps discret (ordinairement une semaine). Le REE qui est calculé pour le lieu est donc nécessairement spécifique au programme d'échantillonnage utilisé pour obtenir de l'eau locale. Il est important de bien reconnaître cette limite parce que la procédure donne des résultats très précis qui tendent à accorder beaucoup de confiance aux OQE définis. Néanmoins, les OQE ne sont peut-être pas applicables dans d'autres circonstances, comme pendant les périodes d'écoulement fluvial élevé. Des données sur la variabilité des conditions de la qualité de l'eau dans le lieu visé sont donc nécessaires pour élaborer un programme représentatif d'essais de toxicité. Pour tenir compte de la variabilité diurne de la qualité de l'eau, on peut effectuer des essais biologiques en utilisant un système à renouvellement continu, et les changements saisonniers dans les caractéristiques de l'eau locale peuvent être évalués au moyen d'essais réalisés pendant les périodes de pointe de l'année (p. ex., les périodes de débit élevé et de débit de base). La procédure comporte une autre contrainte : les instructions actuellement disponibles concernant son application (USEPA, 1983 et 1994) sont complexes. De l'avis de bon nombre de praticiens, les instructions sont très compliquées et portent à confusion. Enfin, il faut s'assurer que les facteurs potentiellement confusionnels (comme les différences entre l'eau locale et l'eau de

laboratoire ayant trait au rapport Ca:Mg, à l'alcalinité et au pH) sont convenablement contrôlés pendant les essais de toxicité (Welsh *et al.*, 2000).

4.4 Procédure axée sur les espèces résidentes

Cette procédure a pour but de tenir compte des deux principaux facteurs influant sur l'établissement d'OQE propres à un lieu : la sensibilité des espèces qui se trouvent dans le lieu et l'influence des caractéristiques de l'eau locale sur la toxicité (USEPA, 1983). Elle comporte la création d'un ensemble complet de données sur la toxicité de la substance étudiée en utilisant l'eau locale et les espèces résidentes (l'ensemble de données doit satisfaire aux exigences minimales en matière de données relatives à l'élaboration de RQE). D'après le protocole du CCME (1999), au moins six espèces d'organismes aquatiques habitant le lieu doivent être représentées dans cet ensemble de données : trois espèces de poissons, deux espèces d'invertébrés et une espèce d'algue ou de plante vasculaire aquatique. Une fois obtenues, ces données sur la toxicité particulières au lieu servent directement à établir les OQE finaux pour la substance (c'est-à-dire au moyen des procédures décrites dans les documents concernant les protocoles nationaux; CCME, 1991 et 1993).

La procédure axée sur les espèces résidentes est très utile pour établir des OQE propres à un lieu lorsque l'applicabilité des RQE au lieu est incertaine ou qu'il n'existe pas de recommandation. Comme les OQE établis en utilisant ces données très spécifiques sont probablement fort précis, on peut leur accorder beaucoup de confiance.

Le plus grave inconvénient de cette procédure est le coût entraîné par les nombreux essais biologiques nécessaires à l'établissement d'OQE propres à un lieu. Ce coût peut être plus élevé que prévu si la variabilité quotidienne ou saisonnière de la qualité de l'eau est manifestement importante dans le lieu visé. De même, le coût peut grimper si l'élevage des espèces résidentes et les essais qui s'ensuivent présentent des difficultés. Bon nombre des contraintes mentionnées au sujet des procédures axées sur le recalcul et le REE s'appliquent aussi à cette procédure (USEPA, 1983).

En raison des coûts liés à la mise en œuvre de cette procédure, il est probable qu'elle n'aura qu'une application limitée au Canada. Néanmoins, elle fournit une méthode uniforme et fiable permettant d'établir de nouveaux OQE lorsqu'il n'existe pas de RQE et que les données toxicologiques nécessaires à l'établissement de ces objectifs sont insuffisantes. La mise en œuvre de cette procédure peut aussi être justifiée là où il est nécessaire d'accorder un degré élevé de confiance à l'OQE (p. ex., dans les lieux contaminés dont l'assainissement est prévu). De même, il peut être souhaitable d'avoir recours à cette procédure lorsqu'il est prévu que les coûts de l'assainissement seront élevés.

4.5 Résumé

On a examiné quatre procédures distinctes en vue de relever les méthodes pouvant être utilisées pour établir des OQE numériques au Canada. L'évaluation de ces procédures a montré qu'aucune méthode ne pouvait à elle seule satisfaire à toutes les exigences potentielles relatives à l'établissement d'objectifs (tableau 3). C'est pourquoi les éléments les plus utiles de chaque procédure ont été choisis et intégrés aux méthodes recommandées pour établir des OQE numériques (figure 1). Un ensemble de règles administratives a aussi été établi pour aider les praticiens à appliquer ces méthodes de façon uniforme partout au pays (voir la section 5.4).

5 Méthodes recommandées d'établissement d'objectifs de qualité de l'eau propres à un lieu pour la vie aquatique dulçaquicole au Canada

L'examen et l'évaluation des démarches employées au Canada et à l'étranger afin d'élaborer des RQE servent de fondement scientifique pour recommander des méthodes d'établissement d'OQE au Canada. En tout, trois démarches générales sont recommandées pour l'établissement d'OQE propres à un lieu : l'adoption des RQE génériques, la modification de ces RQE pour tenir compte des conditions du lieu et l'établissement de nouveaux OQE en utilisant des données particulières au lieu (voir la section 3.4). En outre, quatre procédures bien précises (respectivement axées sur les concentrations de fond, le recalcul, le REE et les espèces résidantes) sont recommandées pour l'établissement d'OQE propres à un lieu au Canada (voir le chapitre 4). Le présent chapitre a pour but d'offrir d'autres conseils sur l'application de ces démarches et procédures en recommandant des méthodes plus précises d'établissement d'OQE propres à un lieu. Ces recommandations n'ont pas pour but de prescrire les méthodes à utiliser pour établir des OQE propres à un lieu. Elles visent plutôt à aider les autorités responsables fédérales, provinciales et territoriales à choisir les méthodes qui s'appliquent le plus directement à leur territoire.

5.1 Adoption de recommandations et de critères génériques pour la qualité de l'eau

Les RQE au Canada ont pour but d'accorder un niveau élevé de protection aux utilisations désignées de l'eau. Plus précisément, les valeurs numériques des RQE concernant la vie aquatique dulçaquicole sont fixées de façon à protéger toutes les formes de la vie aquatique et tous les aspects des cycles de la vie aquatique (CCME, 1991). En outre, comme ces recommandations sont élaborées de façon à être généralement applicables aux réseaux hydrographiques de surface ou souterrains du pays, elles sont donc probablement tout indiquées pour établir des OQE dans la plupart des lieux au Canada.

L'adoption directe des RQE au Canada est un moyen simple et direct d'établir des OQE. Ce processus comprend trois étapes principales :

- rassembler les RQE génériques pour chaque utilisation de l'eau;
- établir un OPQE pour chaque substance;
- évaluer l'applicabilité de l'OPQE pour chaque substance.

La première étape du processus consiste à rassembler les CQE génériques pour chacune des utilisations désignées du plan d'eau visé. Si ces critères sont exprimés par des facteurs qui influent sur la toxicité, il faut alors déterminer les valeurs appropriées au lieu. Par exemple, les valeurs recommandées pour le cadmium en vue de la protection de la vie aquatique sont de 0,01, 0,03, 0,05 et 0,06 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ lorsque celles pour la dureté de l'eau sont respectivement de 30, 90, 150 et 210 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Porter *et al.*, 1995). Si la dureté moyenne de l'eau dans le lieu visé est de 30 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, la plus faible des valeurs mentionnées s'applique et est la valeur recommandée pour la protection de la vie

aquatique. Les RQE pour d'autres utilisations de l'eau sont aussi rassemblées à cette étape du processus.

La deuxième étape du processus consiste à établir un OPQE. En général, la plus faible des valeurs recommandées pour les utilisations désignées de l'eau dans le lieu étudié est adoptée comme OPQE pour chaque contaminant d'intérêt prioritaire. Par exemple, un ruisseau au voisinage immédiat d'une fabrique abandonnée d'aldicarbe (un pesticide) peut être utilisé à des fins diverses. Si la fabrique est située dans une région rurale, le ruisseau peut être une source d'eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable, servir à l'élevage du poisson dans un établissement de trutticulture, à l'abreuvement du bétail dans une ferme ovine ou à l'irrigation des cultures maraîchères. Les valeurs recommandées pour chacune de ces utilisations de l'eau sont respectivement de 9,0, 1,0, 0,4 et 15,0 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (MacDonald, 1991). Dans cet exemple, la valeur recommandée pour l'abreuvement du bétail, qui est la plus faible des quatre, sera adoptée comme OPQE.

Une fois que l'OPQE a été choisi pour chaque substance d'intérêt prioritaire, son applicabilité au lieu visé doit être évaluée (figure 2). Il faut prendre en compte dans cette évaluation au moins quatre facteurs (MDECB, 1986; Parkerton *et al.*, 1989; Miller *et al.*, 1988) :

- i) les concentrations de fond du contaminant;
- ii) la limite de quantification (c'est-à-dire le seuil de détection) de la substance;
- iii) l'applicabilité au lieu visé des données toxicologiques ayant servi à élaborer la RQE générique;
- iv) les concentrations des substances pouvant influencer sur la biodisponibilité du contaminant (si elles n'ont pas été prises en compte dans l'élaboration de la RQE générique).

Les données sur les concentrations de fond des métaux et de certains contaminants organiques (p. ex., les hydrocarbures pétroliers) dans le lieu visé sont essentielles pour déterminer l'applicabilité de l'OPQE. Un certain nombre de techniques ont été utilisées pour calculer les concentrations de fond des contaminants et d'autres variables de la qualité de l'eau dans les réseaux hydrographiques de surface. En général, les données déjà recueillies dans le lieu ou au voisinage de ce dernier servent à définir les conditions naturelles de la qualité de l'eau (Runnels *et al.*, 1992; Dunn, 1989), mais s'il n'en existe pas, on peut recueillir les données nécessaires dans des lieux de référence convenables dont on juge qu'ils sont indicatifs de l'état de la qualité de l'eau dans le lieu visé. Dans les réseaux hydrographiques, les lieux de référence sont généralement établis immédiatement en amont des sources connues de contaminants (MacDonald et McDonald, 1987; MacDonald *et al.*, 1988). Toutefois, un réseau hydrographique avoisinant qui arrose un territoire dont les caractéristiques géologiques, topographiques, physiographiques, climatologiques et écologiques sont semblables peut aussi servir de lieu de référence si l'on sait ou croit que le cours supérieur du cours d'eau visé subit le

contrecoup des apports de contaminants provenant d'autres exploitations (Valiela *et al.*, 1987). Des méthodes semblables peuvent aussi être employées pour choisir des lieux de référence dans les écosystèmes lacustres, estuariens et marins.

La détermination des concentrations de fond des variables de la qualité de l'eau est compliquée en raison de la variabilité inhérente aux conditions de la qualité de l'eau. La variation de la qualité des eaux de surface peut être spatiale (c'est-à-dire en profondeur, transversale, longitudinale, etc.) et temporelle (c'est-à-dire quotidienne, saisonnière ou annuelle) (Valiela et Whitfield, 1988; MacDonald et Smith, 1990). Les programmes d'échantillonnage visant à déterminer les conditions naturelles doivent donc être conçus de façon à caractériser cette variabilité, dont les OQE propres à un lieu devraient tenir compte.

Tel qu'indiqué plus haut, les données déjà recueillies ou celles provenant des lieux de référence dont la qualité de l'eau est jugée acceptable doivent être rassemblées et évaluées afin de déterminer les conditions naturelles dans le lieu. Ces données doivent ensuite être analysées pour savoir si la concentration de la substance étudiée dépend d'autres caractéristiques de l'écosystème (p. ex., les concentrations de sédiments en suspension dépendent du rejet, les concentrations d'oxygène dissous dépendent souvent de la température, etc.; Breidt *et al.*, 1991). Pour ces variables, les concentrations de fond peuvent être exprimées sous la forme d'une équation de régression avec des intervalles de confiance (Valiela et Whitfield, 1988). Par exemple, les concentrations de sédiments en suspension dans le ruisseau Howell en Colombie-Britannique ont été calculées au moyen de l'équation suivante (Valiela *et al.*, 1987) :

$$\log C = 1,742 \cdot \log Q - 0,553$$

où :

C = concentration de sédiments en suspension (en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);
Q = débit (en $\text{m}^3\cdot\text{seconde}^{-1}$)
(r^2 non mentionné)

Pour les substances dont les concentrations sont apparemment indépendantes d'autres variables, des descripteurs statistiques de la tendance centrale et de la variabilité permettent de définir les concentrations de fond dans les lieux fournissant l'eau pour les utilisations désignées. Dunn (1989) recommande l'utilisation des concentrations moyennes plus deux é.-t., calculées pour l'eau libre et la couverture de glace, pour définir la limite supérieure des concentrations de fond des variables de la qualité de l'eau dans les réseaux hydrographiques des provinces des Prairies. Toutefois, d'autres méthodes statistiques peuvent aussi être employées pour calculer les concentrations de fond, comme les moyennes mensuelles plus deux é.-t., ou divers centiles (le 50^e, le 90^e ou le 95^e).

Lorsque l'OPQE est supérieur à la concentration naturelle ou non réductible, cette valeur devrait de nouveau être évaluée afin de déterminer son applicabilité au lieu visé. Par contre, si l'OPQE est inférieur à la concentration de fond calculée d'un contaminant, la RQE générique n'est pas directement applicable au lieu. Dans ce cas, la limite supérieure de la concentration de fond devrait être adoptée comme OPQE. Des OQE adaptés ou propres à un lieu peuvent aussi être établis pour le lieu et ultérieurement évalués.

Le suivi à effectuer pour évaluer la réalisation des OQE est un élément essentiel du processus global de gestion de l'environnement. Toutefois, son efficacité dépend de l'existence de méthodes exactes et précises de quantification des concentrations de contaminants. Les seuils de détection qu'il est possible d'obtenir au moyen de ces méthodes doivent être inférieurs à la concentration spécifiée par l'OPQE, de préférence deux fois moins élevés ou plus. Si l'OPQE est inférieur au seuil de détection ordinairement obtenu en utilisant les meilleures méthodes existantes, il sera alors difficile de déterminer avec fiabilité si l'objectif provisoire a été respecté. Dans ce cas, on devrait demander aux laboratoires de chimie de perfectionner les méthodes utilisées afin d'abaisser les seuils de détection.

Il existe plusieurs autres cas où la RQE générique ne peut pas être directement adoptée comme OQE. Plus précisément, la modification de la RQE générique est justifiée si l'on sait que les conditions particulières à un lieu peuvent influencer sur la toxicité d'une substance. Par exemple, des RQE génériques ont été élaborées à la suite d'études où des conditions ambiantes convenables pour les organismes expérimentaux ont été maintenues (p. ex., il doit y avoir eu un minimum d'oxygène dissous). Toutefois, les conditions qui existent dans le lieu (une faible concentration d'oxygène dissous, la présence d'autres contaminants, etc.) peuvent être une source d'agents stressants additionnels pour les espèces résidentes. Dans ces conditions, l'applicabilité de la recommandation générique est douteuse, ce qui nécessite peut-être sa modification.

Un certain nombre de facteurs peuvent influencer sur la biodisponibilité des substances chimiques présentes dans l'eau et donc sur l'applicabilité de la RQE générique. Par exemple, Zitko *et al.* (1973) ont démontré que la toxicité du cuivre était atténuée par l'ajout d'acides humiques aux solutions d'essai. Ces résultats et ceux obtenus par d'autres chercheurs (p. ex., Brown *et al.*, 1978; Shaw et Brown, 1974; Black, 1974) indiquent que la présence de chélateurs organiques peut réduire considérablement la toxicité du cuivre. Il est donc possible que la RQE pour le cuivre ne soit pas directement applicable aux lieux contenant de fortes concentrations d'acides humiques ou d'autres chélateurs organiques. Il ressort de cet exemple qu'il faut évaluer l'applicabilité des OPQE et prendre les moyens nécessaires pour établir les OQE finaux.

La sensibilité des espèces résidentes est aussi un facteur important à prendre en compte dans l'évaluation de l'OPQE. Généralement, les RQE au Canada visant la vie aquatique sont élaborées pour protéger le stade de vie le plus sensible de l'espèce la plus sensible des écosystèmes aquatiques. Les données sur les poissons d'eaux froides et d'eaux chaudes, les amphibiens, plusieurs classes d'invertébrés, les plantes vasculaires aquatiques et les algues doivent donc, s'il en existe, être prises en compte dans le processus d'élaboration des recommandations. Toutefois, il est possible qu'une communauté aquatique beaucoup plus limitée ait depuis toujours été présente dans certains lieux (p. ex., il se peut qu'il n'y ait jamais eu de poissons d'eaux chaudes). Dans ce cas, la RQE générique n'est peut-être pas directement applicable au lieu visé et l'établissement d'un OQE propre à ce lieu serait indiqué.

5.2 Modification des critères génériques pour la qualité de l'eau

Tel qu'indiqué plus haut, les conditions exceptionnelles qui existent dans un lieu peuvent nécessiter la modification des RQE génériques. Pour modifier l'OPQE de façon à tenir compte des conditions particulières au lieu, quatre procédures sont recommandées :

- la procédure axée sur les concentrations de fond;
- la procédure axée sur le seuil de détection;
- la procédure axée sur le recalcul;
- la procédure axée sur le rapport eau-effet.

Chacune des procédures recommandées pour modifier le critère générique donnera lieu à l'établissement d'un nouvel OPQE, qui doit être évalué afin de déterminer son applicabilité au lieu visé. Si ce nouvel objectif provisoire satisfait à tous les critères d'évaluation (c'est-à-dire les concentrations de fond, les seuils de détection, l'assemblage d'organismes aquatiques et la présence de facteurs influant sur la biodisponibilité), il devrait être adopté comme OQE final. Toutefois, l'OPQE devra être modifié s'il ne satisfait ni à l'un ni à plusieurs des critères d'évaluation.

Si l'OPQE est inférieur à la concentration naturelle ou non réductible du contaminant étudié, il faudra alors le réviser à la hausse au moyen de la procédure axée sur la concentration de fond dans l'eau. Dans ce cas, la limite supérieure de la concentration de fond pour le lieu peut être adoptée comme OPQE. Les diverses méthodes employées pour définir les concentrations de fond ont été décrites précédemment. L'une des autres procédures à suivre pour modifier les RQE génériques peut aussi servir à établir un nouvel OPQE. Toutefois, cet objectif préliminaire devra être évalué en fonction des concentrations de fond dans le lieu visé.

Le suivi à effectuer pour évaluer la réalisation des OPQE se complique lorsque l'objectif préliminaire est inférieur au plus faible seuil de détection pour cette substance obtenu en utilisant la meilleure méthode de laboratoire existante. Les seuils de détection ordinairement obtenus au Laboratoire national de la qualité des eaux d'Environnement Canada (à Burlington, en Ontario) peuvent servir de points de référence afin de les comparer aux OPQE. Les seuils de détection ordinairement obtenus par les laboratoires régionaux peuvent aussi être utilisés s'ils sont inférieurs à ceux du Laboratoire national. Lorsque l'OPQE est inférieur au seuil de détection de référence, on peut étudier la possibilité d'employer ou de mettre au point des méthodes d'analyse plus sensibles, ou une autre procédure peut être utilisée pour établir l'OPQE.

On peut aussi modifier les critères génériques dans les lieux où il existe des assemblages atypiques d'organismes aquatiques (c'est-à-dire que les espèces qui se retrouvent ou qui peuvent se retrouver dans un lieu comprennent seulement une partie de celles qui sont représentées dans l'ensemble complet de données toxicologiques). Pour ces lieux, la procédure axée sur le recalcul peut servir à établir des OQE qui leur sont adaptés (USEPA, 1983). La première étape de cette procédure consiste à dresser une liste des familles d'organismes qui se trouvent dans le lieu ou dans un lieu de référence semblable. Ordinairement, pour établir cette liste, il faut prélever beaucoup d'échantillons dans le lieu ou au voisinage de ce dernier pour déterminer la variabilité temporelle et spatiale de la distribution

des organismes aquatiques. Ensuite, toutes les données toxicologiques sur les familles ou les stades de vie dont on ne prévoit pas qu'ils existent dans le lieu doivent être retranchées de l'ensemble de données toxicologiques. Cet ensemble réduit de données doit alors être examiné pour savoir si les exigences minimales en matière de données relatives à l'élaboration de RQE sont respectées (CCME, 1991). S'il existe suffisamment de données, un OQE adapté au lieu doit être calculé au moyen de la procédure décrite dans le protocole officiel. Sinon, d'autres essais biologiques peuvent être effectués pour obtenir les données nécessaires. Ces essais doivent être effectués sur des espèces résidentes ou des espèces indicatrices convenables dans de l'eau de laboratoire.

L'existence de conditions ambiantes atypiques dans un lieu peut nécessiter la modification de l'OPQE pour certaines substances. Dans ce cas, la procédure axée sur le REE mise au point par l'USEPA (1983) est recommandée pour modifier les RQE génériques parce qu'elle permet de déterminer la toxicité d'une substance dans l'eau locale. Cette procédure tient donc compte des facteurs pouvant influencer sur la biodisponibilité d'une substance dans un lieu. Elle comporte des essais biologiques portant sur au moins deux espèces indicatrices (la truite arc-en-ciel, le tête-de-boule et le cladocère servent fréquemment d'organismes expérimentaux) et utilisant de l'eau locale ainsi que de l'eau de laboratoire standard. Ces espèces doivent être choisies en fonction de l'écosystème étudié (c'est-à-dire selon qu'elles vivent dans des eaux chaudes ou froides), de leur disponibilité ainsi que de leur facilité d'élevage et d'entretien. Les résultats de ces essais biologiques servent ensuite à calculer comme suit un « *rapport eau-effet (REE)* » pour chaque essai (le tableau 2 contient une liste des essais de toxicité recommandés; MacDonald, 1997) :

$$\text{REE} = \text{CL}_{50} \text{ dans l'eau locale} \div \text{CL}_{50} \text{ dans l'eau de laboratoire}$$

Si le REE pour les deux espèces est semblable (c'est-à-dire si la valeur de l'un est moins de trois fois celle de l'autre; USEPA, 1994), la moyenne géométrique des deux est calculée (on utilise la moyenne géométrique plutôt que la moyenne arithmétique parce que la distribution des REE est inconnue, c'est-à-dire qu'elle n'est pas nécessairement normale) et sert à modifier les recommandations génériques d'après l'équation suivante :

$$\text{OQE} = \text{RQE} \cdot \text{REE}$$

Si les deux rapports sont différents, il faut alors effectuer d'autres essais biologiques jumelés avec des espèces indicatrices (c'est-à-dire en utilisant de l'eau de laboratoire et de l'eau locale) pour confirmer ou infirmer les résultats des premiers essais. Des conseils plus précis sur les essais biologiques à effectuer pour calculer les REE sont présentés dans la publication de MacDonald (1997).

5.3 Définition de nouveaux objectifs de qualité de l'eau

Pour certaines substances, les données toxicologiques ou sur le devenir dans l'environnement nécessaires pour l'élaboration des RQE n'ont pas été publiées. Il est toutefois possible de suppléer aux données existantes par les résultats d'essais biologiques effectués dans le lieu (ou dans un lieu de référence avoisinant). Dans ce cas, il est recommandé d'utiliser la procédure axée sur le REE pour établir l'OQE particulier au lieu (USEPA, 1983). En résumé, il s'agit d'examiner les données existantes afin d'en relever les lacunes. Ensuite, on effectue dans le lieu visé une série d'essais biologiques sur des espèces résidentes ou indicatrices afin de combler les lacunes. Ces essais biologiques comprennent des essais jumelés où de l'eau locale et de l'eau de laboratoire reconstituée sont utilisées. Les résultats des essais pour lesquels de l'eau de laboratoire est utilisée servent à établir les critères génériques. Les résultats des essais pour lesquels de l'eau locale est utilisée et ceux obtenus en laboratoire servent à établir un REE pour le lieu.

La définition de nouveaux OQE est aussi justifiée lorsque les données toxicologiques existantes ne sont pas suffisamment représentatives de la composition des espèces et des conditions de la qualité de l'eau dans le lieu. Dans ce cas, la procédure axée sur les espèces résidentes peut servir à établir des OQE propres à un lieu. Cette procédure est décrite à la section 4.4 et dans la publication de l'USEPA (1983).

5.4 Règles recommandées pour établir des objectifs de qualité de l'eau propres à un lieu

La fixation d'OQE adaptés et propres à un lieu est un processus complexe qui exige des renseignements détaillés sur le lieu, les contaminants qui s'y trouvent et l'exposition potentielle des récepteurs humains et écologiques. Pour s'assurer que ce processus est exécuté convenablement et de façon uniforme, un ensemble de règles a été recommandé pour simplifier l'établissement d'OQE. Les règles qui suivent indiquent s'il y a lieu d'adopter directement les RQE génériques, de les modifier ou d'établir de nouveaux OQE.

- i) Les RQE génériques devraient être adoptées comme OQE dans tous les lieux à moins que la recommandation concernant une substance ne soit inférieure à la limite supérieure de la concentration de fond.
- ii) Le seuil de détection des substances chimiques varie selon les méthodes d'extraction et de dosage employées, le milieu échantillonné et le laboratoire d'analyse. Aux fins de l'établissement d'OQE, les seuils de détection généralement obtenus au Laboratoire national de la qualité des eaux (à Burlington, en Ontario) ou dans un laboratoire régional compétent devraient servir à évaluer l'applicabilité de l'OPQE.
- iii) Les RQE génériques devraient être adoptées comme OQE dans tous les lieux à moins qu'il ne soit prouvé que la toxicité d'une substance dépend d'un paramètre environnemental (la dureté de l'eau, le pH, etc.) qui n'a pas été pris en compte dans l'élaboration de la RQE générique et qu'il existe dans le lieu visé des concentrations atypiques de ce paramètre. Par exemple, la RQE générique concernant le cuivre tient

- compte de la dureté de l'eau (CCMRE, 1987), et non pas de l'influence potentielle des concentrations élevées d'acides humiques sur la toxicité du cuivre. Il est donc indiqué d'évaluer l'applicabilité des recommandations génériques pour le cuivre aux lieux contenant de fortes concentrations d'acides humiques et de les modifier au besoin pour tenir compte des caractéristiques de la qualité de l'eau particulières à ces lieux.
- iv) Les RQE génériques devraient être adoptées comme OQE dans tous les lieux à moins qu'il ne soit prouvé que les espèces représentées dans l'ensemble de données toxicologiques servant à élaborer les recommandations ne sont pas représentatives des espèces présentes dans le lieu visé.
 - v) Il faut que des RQE génériques existent pour chacune des utilisations désignées de l'eau dans le lieu avant qu'un OPQE soit choisi, à moins qu'il ne puisse être prouvé que les recommandations existantes visent les utilisations les plus précaires de l'eau (la protection du poisson et de la vie aquatique est généralement l'utilisation la plus précaire de l'eau).
 - vi) S'il n'existe pas de RQE génériques pour une ou plusieurs utilisations de l'eau dans le lieu, il est possible d'en élaborer au moyen des protocoles appropriés. Toutefois, ces recommandations génériques devraient être examinées en priorité par l'autorité responsable ou le Groupe de travail du CCME sur la qualité des eaux (selon le cas) avant leur adoption comme OQE pour le lieu visé.
 - vii) S'il n'existe pas de RQE génériques pour une ou plusieurs des utilisations de l'eau dans le lieu et que les données nécessaires à leur élaboration sont insuffisantes, on peut alors créer les données additionnelles se rapportant à la toxicologie et au devenir dans l'environnement qui sont nécessaires pour élaborer la RQE. On peut aussi établir des OQE propres à un lieu en utilisant la démarche axée sur les espèces résidentes.
 - viii) S'il n'existe pas suffisamment de données pour déterminer les concentrations de fond des substances d'intérêt prioritaire dans l'eau d'un lieu, un lieu de référence convenable devrait être désigné et les données nécessaires pour calculer ces concentrations devraient être recueillies.
 - ix) Le plan d'échantillonnage, les prélèvements et les méthodes d'analyse en laboratoire employées pour calculer les concentrations de fond des substances d'intérêt prioritaire dans l'eau d'un lieu doivent être approuvés par l'autorité responsable de l'entité administrative.

- x) L'OPQE peut être recalculé seulement au moyen des données toxicologiques applicables au lieu visé (c'est-à-dire à l'aide d'un sous-ensemble des données toxicologiques ayant servi à élaborer la RQE générique). Toutefois, les règles suivantes s'appliquent lorsqu'on évalue l'applicabilité au lieu des renseignements faisant partie de l'ensemble complet de données toxicologiques :
- a) les données sur la toxicité pour les espèces représentatives dont on sait qu'elles se trouvent ou peuvent se trouver dans le lieu ne doivent pas être exclues de l'ensemble de données toxicologiques. Les espèces représentatives sont définies plus loin;
 - b) pour savoir si une espèce se trouve dans un lieu, il faut consulter les documents indiquant la distribution historique et contemporaine des espèces au Canada. Par exemple, *Poissons d'eau douce du Canada* (Scott et Crossman, 1973) et *Pacific Fishes of Canada* (Hart, 1973) fournissent d'excellents renseignements sur la distribution des espèces de poissons. On trouve aussi sur Internet (www.bcfisheries.gov.bc.ca/fishinv/ et www.fishbase.org) des renseignements sur la distribution des poissons d'eau douce. Les résultats d'études sur le terrain effectuées dans le lieu et à proximité de ce dernier peuvent aussi servir à relever les récepteurs locaux si les données sont jugées satisfaisantes par l'autorité responsable;
 - c) lorsqu'un membre d'une famille de poissons d'eau douce se trouve ou peut se trouver dans un lieu (p. ex., la truite arc-en-ciel, de la famille des salmonidés), les données sur la toxicité pour l'une ou l'autre des espèces de poissons appartenant à cette famille (p. ex., la truite arc-en-ciel, le saumon coho, le ménomini des montagnes, l'omble de l'Arctique, l'omble chevalier, etc.) doivent être incluses dans l'ensemble de données toxicologiques particulières au lieu. Dans certains cas, il faut inclure dans cet ensemble les données toxicologiques existantes sur les espèces de poissons d'eaux froides ou d'eaux chaudes;
 - d) lorsqu'un membre d'une famille d'amphibiens se trouve ou peut se trouver dans un lieu (p. ex., le ouaouaron, de la famille des ranidés), les données sur la toxicité pour l'une ou l'autre des espèces de cette famille (p. ex., le ouaouaron, la grenouille verte, la grenouille léopard) doivent être incluses dans l'ensemble de données toxicologiques particulières au lieu;
 - e) lorsqu'un membre d'une classe d'invertébrés d'eau douce se trouve ou peut se trouver dans un lieu (p. ex., le cladocère, de la famille des bosminidés), les données sur la toxicité pour l'une ou l'autre des espèces d'invertébrés de cette classe (p. ex., les cladocères, les copépodes, les ostracodes) doivent être incluses dans l'ensemble de données toxicologiques particulières au lieu;
 - f) lorsqu'un membre d'un phylum d'algues d'eau douce se trouve ou peut se trouver dans un lieu (p. ex., *Chlamydomonas debaryana*, du phylum Chlorophyta), les données sur la toxicité pour l'une ou l'autre des espèces d'algues de ce phylum (p. ex., *Chlamydomonas debaryana*, *Chlorella variegata*, *Stichococcus bacillaris*)

doivent être incluses dans l'ensemble de données toxicologiques particulières au lieu;

- g) lorsqu'un stade de vie d'un organisme aquatique ne se trouve pas et ne se trouvera probablement pas dans le lieu (p. ex., il est peu probable que des oeufs et des alevins de truite arc-en-ciel se retrouvent là où les sédiments de fond sont meubles), les données sur la toxicité pour ce stade de vie peuvent être exclues de l'ensemble de données toxicologiques particulières au lieu pourvu que le point de données ne soit pas la seule valeur inscrite pour une espèce ou une famille dont on sait ou on prévoit qu'elle se trouve dans le lieu.
- xi) Pour appliquer la procédure axée sur le recalcul, les renseignements contenus dans l'ensemble de données toxicologiques particulières au lieu doivent satisfaire aux exigences minimales en matière de données toxicologiques relatives à l'élaboration des RQE au Canada (CCME, 1991; Singleton *et al.*, 1995). On peut aussi effectuer, en employant des méthodes acceptables, d'autres essais de toxicité pour vérifier les données toxicologiques qui existent au sujet des espèces les plus sensibles.
- xii) Si l'ensemble de données toxicologiques propres à un lieu est insuffisant pour élaborer des RQE, on peut obtenir des données supplémentaires en effectuant des essais de toxicité sur des espèces indicatrices ou résidantes. Toutefois, ces essais doivent être corroborés par des procédures convenables d'assurance et de contrôle de la qualité (AQ/CQ), y compris des essais acceptables utilisant des témoins et des toxiques de référence. Pour de plus amples renseignements sur les procédures concernant les essais biologiques, voir ASTM (1994a, b et c), MDE (1990a, b, c et d; 1992a, b et c) et USEPA (1993a et b).
- xiii) L'OPQE peut être modifié pour tenir compte des concentrations des paramètres dont on juge qu'ils influent sur la biodisponibilité ou la toxicité d'une substance et qui sont différentes de celles ayant servi à élaborer les recommandations génériques. Par exemple, l'OPQE pour le cuivre peut être modifié afin de tenir compte des concentrations élevées d'acides humiques dans un lieu. Dans de tels cas, une justification scientifique détaillée devrait être fournie à l'autorité responsable pour obtenir son approbation avant de procéder à cette modification.
- xiv) La procédure axée sur le REE permet directement de modifier l'OPQE pour tenir compte des caractéristiques de la qualité de l'eau propre à un lieu. C'est ainsi que le REE pour chaque substance d'intérêt prioritaire dans le lieu est calculé et utilisé pour modifier l'OPQE. Toutefois, dans certains cas, d'autres méthodes d'évaluation de la biodisponibilité dans un lieu (p. ex., des essais de bioaccumulation) peuvent être employées à condition d'être approuvées par l'autorité responsable.

6 Rôle des objectifs de qualité de l'eau propres à un lieu dans la gestion des rejets provenant de sources ponctuelles

Les OQE propres à un lieu peuvent être établis au moyen de trois démarches principales : l'adoption des RQE génériques, la modification de ces recommandations et la définition de nouveaux OQE (pour de plus amples renseignements, voir le chapitre 5). Les objectifs de qualité de l'eau ainsi définis ont un certain nombre d'importantes applications au Canada comprenant, sans s'y limiter : l'aide à la conception des programmes de surveillance de la qualité de l'environnement, l'évaluation de l'état et des tendances des conditions de la qualité de l'environnement (y compris la production de rapports sur l'état de l'environnement), l'évaluation et la gestion des lieux contaminés, la conception et la réalisation d'études visant à évaluer les risques pour l'environnement et la santé humaine, l'établissement et l'évaluation de plans de gestion des bassins versants et l'aide en matière d'émission de licences et de permis pour les rejets d'effluents.

Le présent chapitre fait le point sur le rôle des OQE dans la gestion des rejets d'effluents provenant de sources ponctuelles. Au Canada, pour délivrer des licences et des permis, on a largement fait appel à des démarches axées sur la technologie afin de fixer des limites pour les rejets d'eaux usées (c'est-à-dire des concentrations maximales admissibles de SCPP dans les eaux usées rejetées dans l'environnement). Comme les rejets d'effluents provenant de sources ponctuelles peuvent dégrader considérablement les conditions de la qualité de l'eau dans les réseaux hydrographiques récepteurs et donc avoir des effets nuisibles sur une ou plusieurs des utilisations désignées de l'eau, la transition vers une démarche axée sur la protection des utilisations améliorera probablement la gestion des effluents liquides. Les objectifs de qualité de l'eau (et les RQE sur lesquelles ils sont fondés) fournissent les outils scientifiques nécessaires à cette transition. Le présent chapitre présente des conseils précis sur l'établissement de critères scientifiques relatifs à la qualité des effluents, mais il existe certainement d'autres méthodes permettant de fixer des limites concernant le rejet de SCPP en provenance de sources ponctuelles. Il incombe aux autorités responsables de chaque entité administrative de décider de la meilleure méthode à employer dans certains lieux.

6.1 Exposé sommaire du processus utilisé pour établir des limites concernant la qualité des effluents au moyen de la démarche axée sur la protection des utilisations

Au Canada, les écosystèmes d'eau douce, estuariens et marins se prêtent à diverses utilisations de l'eau (voir la section 2.1). En outre, ces écosystèmes aquatiques reçoivent souvent des rejets d'eaux usées provenant de diverses sources industrielles, municipales, agricoles, etc. Ces rejets sont généralement interdits à moins d'être autorisés par l'autorité responsable d'une province ou d'un territoire. Ils peuvent aussi être assujettis à divers règlements fédéraux, provinciaux ou territoriaux. Les licences ou les permis qui sont délivrés pour autoriser ces rejets spécifient souvent les concentrations maximales de SCPP qui peuvent être rejetées (c'est-à-dire les critères relatifs à la qualité des effluents). Cette démarche en matière de gestion des déchets liquides est fondée sur l'hypothèse que les réseaux hydrographiques récepteurs possèdent une certaine capacité d'assimiler les déchets anthropiques sans pour autant nuire aux utilisations désignées de l'eau.

Par le passé, les normes relatives à la qualité des effluents ont été principalement définies en utilisant les renseignements sur les meilleures techniques de traitement existantes, c'est-à-dire qu'ils ont été fixés à des concentrations que les entreprises réglementées (p. ex., les mines de métaux et les fabriques de pâtes et papiers) pouvaient facilement atteindre au moyen des techniques existantes de traitement des eaux usées. Cette démarche présumait tacitement que les rejets continus d'eaux usées ne seraient pas préjudiciables à d'autres utilisations de l'eau ou que les avantages liés aux activités de l'entreprise réglementée l'emporteraient sur ceux des utilisations de l'eau pour lesquelles les rejets d'eaux usées pouvaient être préjudiciables. Aujourd'hui, bon nombre d'intervenants croient que la protection des utilisations existantes de l'eau est un élément fondamental des stratégies valables de gestion de l'eau. C'est pourquoi les gestionnaires de l'environnement doivent envisager des moyens de gérer les déchets liquides de façon à assurer la protection des utilisations actuelles et futures des écosystèmes aquatiques.

La démarche axée sur la protection des utilisations sert de fondement scientifique pour établir des critères relatifs à la qualité des effluents en vue de protéger les utilisations actuelles et futures des écosystèmes aquatiques. Cette démarche comprend plusieurs étapes :

- le relevé des variables physiques, chimiques ou biologiques d'intérêt se rapportant à un rejet d'eaux usées actuel ou prévu;
- la définition d'OQE pour le réseau hydrographique récepteur visé (pour de plus amples renseignements, voir le chapitre 5);
- la détermination de la superficie de la zone de dilution initiale (ZDI) pour le rejet des eaux usées (à noter que les ZDI doivent être établies conformément aux directives fournies par l'autorité responsable);

- la fixation de limites pour la qualité des effluents fondées sur la protection des utilisations et assurant que les OQE seront respectés à la périphérie de la ZDI (p. ex., au moyen de modèles de dispersion ou d'autres techniques appropriées). Il est important de se rappeler que les critères relatifs à la qualité des effluents fixés de cette façon ne peuvent pas être supérieurs à ceux qui sont établis en se fondant sur les MTEAR.

En plus de fixer des limites pour la qualité des effluents fondées sur la protection des utilisations (au Québec, on les appelle des limites pour les effluents fondées sur la qualité de l'eau), il est important de savoir si elles pourront être respectées au moyen des méthodes de traitement des eaux usées proposées (dans le cas des nouveaux projets) ou employées (dans le cas des installations existantes). À cette étape du processus, il est aussi utile de déterminer l'efficacité d'autres méthodes de traitement des eaux usées facilement accessibles ou adaptables. Ces renseignements peuvent être utiles dans les discussions avec les entreprises réglementées au sujet du caractère pratique de la fixation de critères relatifs à la qualité des effluents ayant pour but de protéger les utilisations actuelles et futures de l'écosystème aquatique, ainsi que pour relever et évaluer les diverses options en matière de réglementation des rejets d'eaux usées si l'on juge qu'il n'est ni possible, ni faisable de se conformer à court terme aux critères relatifs à la qualité des effluents fondés sur la protection des utilisations. Dans certains cas, il faudra mettre en place progressivement ces critères sur une certaine période de temps ou, dans le cas des nouveaux projets, les reporter jusqu'à ce que les méthodes de traitement des eaux usées à employer soient accessibles et rentables.

De plus en plus, les administrations canadiennes font participer les intéressés à la gestion des écosystèmes aquatiques (p. ex., en les faisant prendre part à des processus de planification des bassins versants, à des projets de surveillance et d'évaluation et à d'autres processus). Il est donc important de créer et de maintenir un processus ouvert et transparent de fixation des critères relatifs à la qualité des effluents. C'est l'autorité responsable qui a le pouvoir de spécifier les critères relatifs à la qualité des effluents qui sont mentionnés dans les licences ou les permis, mais la participation des intéressés au processus (ou, tout au moins, le fait de les tenir bien au courant) aidera à créer le climat de confiance nécessaire pour qu'ils continuent de s'occuper d'autres aspects du processus de gestion de l'eau.

6.2 Détermination de la superficie de la zone de dilution initiale

Lorsqu'elles délivrent des licences ou des permis pour les rejets d'eaux usées, les autorités responsables peuvent établir une ZDI (aussi appelée zone de mélange) au voisinage de l'exutoire existant ou proposé. Bien que la définition d'une ZDI diffère selon les administrations, celle qui suit est généralement applicable :

La zone de dilution initiale est la zone contiguë à une source ponctuelle (effluent) où l'effluent se mélange à l'eau et dans laquelle les concentrations de certaines substances ne sont peut-être pas conformes aux recommandations ou aux objectifs relatifs à la qualité de l'eau.

Le principe de la ZDI repose sur le fait qu'il est souvent possible de permettre que des SCPP se retrouvent à des concentrations quelque peu élevées dans des zones relativement petites d'un plan d'eau récepteur sans porter atteinte à l'intégrité de l'ensemble du plan d'eau. En général, ces ZDI sont établies lorsqu'on sait que les rejets d'eaux usées contiennent des SCPP en concentrations élevées ou qu'on prévoit qu'elles en contiendront, lorsque ces SCPP peuvent avoir des effets préjudiciables sur les utilisations désignées de l'eau du réseau hydrographique récepteur et lorsque les autorités responsables veulent limiter la zone géographique pouvant être touchée par le rejet. En particulier, l'établissement d'une ZDI permet à l'entreprise réglementée d'utiliser la capacité de dilution du réseau hydrographique récepteur sans qu'il soit nécessaire d'atteindre les objectifs de qualité de l'eau au point de rejet.

Comme l'autorisation d'établir des ZDI peut être préjudiciable aux utilisations existantes ou potentielles de l'eau, bon nombre d'administrations ont adopté un ensemble de principes directeurs afin que les importantes sociétés de gestion de l'eau soient prises en compte comme il se doit dans le processus. Les principes directeurs suivants, qui proviennent de diverses sources (MDECB, 1986; MENVIQ, 1991; Sinotte *et al.*, 1996; Groupe de travail du CCME sur les RQE et Kemper and Associates, 2001), ont pour but de relever certains facteurs dont il faut tenir compte dans la création de ZDI :

- les dimensions de la ZDI doivent être restreintes afin d'éviter la production d'effets nuisibles sur les utilisations désignées du réseau hydrographique récepteur (la ZDI devrait être la plus petite possible);
- la ZDI ne doit pas empiéter sur les habitats critiques du poisson ou de la faune (p. ex., les aires de frai ou de croissance du poisson et les aires d'hivernage de la sauvagine migratrice);
- les conditions à l'extérieur de la ZDI doivent être suffisantes pour que le réseau hydrographique récepteur se prête à toutes les utilisations désignées de l'eau;
- les eaux usées rejetées dans le réseau hydrographique récepteur ne doivent pas avoir d'effets toxiques aigus sur les organismes aquatiques;
- les conditions dans la ZDI ne doivent pas causer d'effets toxiques aigus ou chroniques à court terme chez les organismes aquatiques;
- les conditions dans la ZDI ne doivent pas occasionner une bioconcentration de SCPP assez élevée pour avoir des effets nocifs sur l'organisme, la faune aquatique ou la santé humaine;
- une *zone de passage* pour les organismes aquatiques migrants doit être conservée;
- l'emplacement des zones de mélange ne doit pas empêcher la migration dans les tributaires;
- les zones de mélange pour les rejets d'eaux usées adjacents ne doivent pas empiéter les unes sur les autres;

- les zones de mélange ne doivent pas attirer outre mesure les organismes aquatiques ou la faune et les exposer ainsi davantage aux SCPP;
- les zones de mélange ne doivent pas servir à remplacer les méthodes raisonnables et pratiques de prévention de la pollution, y compris le traitement des eaux usées (principe de la prévention de la pollution);
- il ne doit pas y avoir de prises d'eau potable dans les zones de mélange;
- dans l'eau ou les sédiments de la zone de mélange, il ne doit pas y avoir d'accumulation de substances toxiques produisant des concentrations élevées;
- il faut éviter la production d'effets nuisibles sur les aspects esthétiques du réseau hydrographique récepteur (p. ex., d'odeurs, de couleurs, d'écume, d'huile, de débris flottants).

Certaines administrations canadiennes ont publié des directives concernant la création de ZDI. En Colombie-Britannique, par exemple, la directive actuelle prévoit qu'une ZDI peut s'étendre jusqu'à 100 m en aval d'un rejet et que sa superficie ne peut pas dépasser 25 % de la largeur du cours d'eau (du lit jusqu'à la surface; MDECB, 1986). Au Québec, les limites physiques de cette zone sont décrites dans la méthode de calcul des objectifs relatifs aux effluents fondés sur la qualité de l'eau et visant les polluants aquatiques (MENVIQ, 1991; méthode révisée par Sinotte *et al.*, 1996). Il est à noter que les rejets de certaines substances dangereuses (p. ex., les BPC et les pesticides organochlorés) sont interdits ou considérablement restreints; une ZDI n'est donc pas indiquée pour ces substances.

6.3 Prise en compte des charges en contaminants dans la gestion des rejets provenant de sources ponctuelles

Dans le cas des substances rapidement dégradées dans les écosystèmes aquatiques (p. ex., les nitrites et l'ammoniac), un règlement fondé sur les concentrations seulement est probablement suffisant pour réaliser les buts et les objectifs de gestion de l'eau qui ont été fixés pour le plan d'eau visé. En outre, cette formule peut être satisfaisante pour les plans d'eau qui reçoivent des eaux usées en provenance d'une seule installation. Toutefois, la protection des utilisations existantes et futures de l'eau est plus difficile lorsque des substances plus persistantes sont rejetées par une installation ou lorsqu'un plan d'eau reçoit des rejets provenant de plusieurs sources ponctuelles et diffuses. Dans ces cas, il peut être nécessaire de fixer une charge quotidienne maximale totale (CQMT) pour chaque SCPP provenant de toutes les sources qui est rejetée ou peut l'être dans le réseau hydrographique récepteur. De cette façon, des critères relatifs à la qualité des effluents ou d'autres mesures visant à réduire ou à prévenir les rejets de contaminants peuvent être mis en place en fonction de la capacité d'assimilation du plan d'eau. Un guide sur la détermination des CQMT est en train d'être préparé par l'USEPA.

7 Bibliographie

- Alabaster, J.S. et R. Lloyd. 1984. *Water Quality Criteria for Freshwater Fish*. 2^e édition. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. 361 p.
- Alexander, M. 1980. Biodegradation of toxic chemicals in water and soil. *Dans : Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals*. R. Haque (éd.). Ann Arbor Science Publ., Inc., Ann Arbor, Michigan, p. 179-190.
- Ankley, G. et N. Thomas. 1992. Interstitial water toxicity identification evaluation approach. *Dans : Sediment Classification Methods Compendium*. EPA 823-R-92-006. Washington, District of Columbia.
- ASTM (American Society for Testing and Materials). 1994a. Standard guide for conducting acute toxicity tests with fishes, macroinvertebrates, and amphibians. E 729-88a. *Dans : ASTM Annual Book of Standards. Volume 11.04*. Philadelphie, Pennsylvanie, p. 480 - 499.
- ASTM (American Society for Testing and Materials). 1994b. Standard guide for conducting renewal life-cycle toxicity tests with *Daphnia magna*. E 1193-93. *Dans : ASTM Annual Book of Standards. Volume 11.04*. Philadelphie, Pennsylvanie, p. 893 - 909.
- ASTM (American Society for Testing and Materials). 1994c. Standard guide for conducting static 96-h toxicity tests with microalgae. E 1218-90. *Dans : ASTM Annual Book of Standards. Volume 11.04*. Philadelphie, Pennsylvanie, p. 956 - 967.
- Babich, H. et G. Stotzky. 1983. Influence of chemical speciation on the toxicity of heavy metals to the microbiota. *Dans : Aquatic Toxicology*. J.O. Nriagu (éd.). John Wiley & Sons, Inc., New York, p. 1-46.
- MDECB (ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique). 1986. *Principles for preparing water quality objectives in British Columbia*. Resource Quality Section. Water Management Branch. Victoria, Colombie-Britannique, 20 p.
- Birge, E.A. 1910. An unregarded factor in lake temperature. *Trans. Wis. Acad. Sci. Arts Lett.* 16: 989-1016. (cité dans Kwiatkowski, 1984.)
- Birge, E.A. et C. Juday. 1921. The inland waters of Wisconsin. The dissolved gases of the water and their biological significance. *Wis. Geol. Nat. Hist. Surv. Bull.* XXII. (cité dans Kwiatkowski, 1984.)

- Black, J.A. 1974. The effect of certain organic pollutants on copper toxicity in fish (*Lebistes reticulatus*). Thèse de doctorat. University of Michigan. Ann Arbor, Michigan, 129 p.
- Borgmann, U. 1983. Metal speciation and toxicity of free metal ions to aquatic biota. *Dans : Aquatic Toxicology*. J.O. Nriagu (éd.). John Wiley & Sons, New York, p. 47-72.
- Bowen, H.J.M. 1979. *Environmental Chemistry of the Elements*. Academic Press Inc., New York, p. 14.
- Breidt, F.J., D.C. Boes, J.I. Wagner et M.D. Flora. 1991. Antidegradation water quality criteria for the Delaware River: A distribution-free statistical approach. *Water Resources Bulletin* 27(5):849-858.
- Brown, V.M., T.L. Shaw et D.G. Shurben. 1978. Aspects of water quality and the toxicity of copper to rainbow trout. *Water Research* 8:797-803.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des eaux en vue de la protection de la vie aquatique. *Dans : Recommandations pour la qualité des eaux au Canada : Annexe IX*. Préparé par le Groupe de travail du Conseil canadien des ministres de l'environnement sur les recommandations pour la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Environnement Canada. Ottawa, Canada, 24 p.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1993. *Proposed protocols for the derivation of water quality guidelines for the protection of agricultural water uses*. Direction de la santé des écosystèmes. Environnement Canada. Ottawa (Ont.).
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1996. *A framework for developing ecosystem health goals, objectives, and indicators: Tools for ecosystem-based management*. Préparé par le Groupe de travail du Conseil canadien des ministres de l'environnement sur les recommandations pour la qualité des eaux. Winnipeg (Man.), 24 p.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. Conseil canadien des ministres de l'environnement. Winnipeg (Man.).
- Groupe de travail du CCME sur les recommandations pour la qualité des eaux et Kemper and Associates. 2001. *Site-specific application of water quality guidelines*. Conseil canadien des ministres de l'environnement. Winnipeg (Man.).

- CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*. Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. Ottawa, Canada.
- Clements, W. H., D. S. Cherry et J. Cairns Jr. 1988. Impact of heavy metals on insect communities in streams: A comparison of observation and experimental results. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 45:2017-2025.
- Connell, D.W. et G.J. Miller. 1984. *Chemistry and Ecotoxicology of Pollution*. John Wiley & Sons, New York, 444 p.
- Demayo, A, M.C. Taylor et S.W. Reeder. 1979a. Arsenic. *Dans : Guidelines for surface water quality. Volume 1. Inorganic chemical substances*. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada. Ottawa (Ont.).
- Demayo, A, M.C. Taylor et S.W. Reeder. 1979b. Selenium. *Dans : Guidelines for surface water quality. Volume 1. Inorganic chemical substances*. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada. Ottawa (Ont.).
- Demayo, A, M.C. Taylor et S.W. Reeder. 1980. Lead. *Dans : Guidelines for surface water quality. Volume 1. Inorganic chemical substances*. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada. Ottawa (Ont.).
- MDE (Environnement Canada). 1990a. *Méthode d'essai biologique : essai de létalité aiguë sur la truite arc-en-ciel*. Rapport SPE 1/RM/9. Protection de l'environnement. Conservation et Protection. Ottawa (Ont.).
- MDE (Environnement Canada). 1990b. *Méthode d'essai biologique : essai de létalité aiguë sur Daphnia spp.* Rapport SPE 1/RM/11. Protection de l'environnement. Conservation et Protection. Ottawa (Ont.).
- MDE (Environnement Canada). 1990c. *Méthode d'essai biologique : essai de létalité aiguë sur l'épinoche à trois épines*. Rapport SPE 1/RM/11. Protection de l'environnement. Conservation et Protection. Ottawa (Ont.).
- MDE (Environnement Canada). 1990d. *Méthode de référence pour détermination de la létalité d'effluents chez la truite arc-en-ciel*. Rapport SPE 1/RM/13. Protection de l'environnement. Conservation et Protection. Ottawa (Ont.).

- MDE (Environnement Canada). 1992a. *Méthode d'essai biologique : essai de reproduction et de survie sur le cladocère Ceriodaphnia dubia*. Rapport SPE 1/RM/21. Protection de l'environnement. Conservation et Protection. Ottawa (Ont.).
- MDE (Environnement Canada). 1992b. *Méthode d'essai biologique : essai de croissance et de survie sur des larves de tête-de-boule*. Rapport SPE 1/RM/22. Protection de l'environnement. Conservation et Protection. Ottawa (Ont.).
- MDE (Environnement Canada). 1992c. *Méthode d'essai biologique : essai d'inhibition de la croissance de l'algue d'eau douce Selenastrum capricornutum*. Rapport SPE 1/RM/25. Protection de l'environnement. Conservation et Protection. Ottawa (Ont.).
- MDE (Environnement Canada). 1996. *The ecosystem approach: Getting beyond the rhetoric*. Groupe de travail sur l'approche écosystémique et la science des écosystèmes. Ottawa, Canada.
- Drever, J.I. 1982. *The Geochemistry of Natural Waters*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 388 p.
- Duffus, J.H. 1980. *Environmental Toxicology*. Edward Arnold Ltd. (éd.), London, p. 105-107.
- Dunn, G.W. 1989. *An approach used to establish site-specific water quality indicators on interprovincial streams*. Travaux de l'atelier du CCME sur l'établissement d'objectifs de qualité de l'eau. Conseil canadien des ministres de l'environnement. Ottawa, Canada.
- Eichenberger, B.A. et K.Y. Chen. 1982 Origin and nature of selected inorganic constituents in natural waters. Dans : *Water Analysis. Vol. 1. Inorganic Species. Part I*. R.A. Minear et L.H. Keith (éd.). Academic Press, Inc., New York, p. 1-54.
- ENSR (ENSR Consulting and Engineering). 1995. *Development of site-specific water quality criteria for copper in the Upper Clark Fork River. Phase I and II Program Testing Results Final Report*. Fort Collins, Colorado.
- ENSR (ENSR Consulting and Engineering). 1996. *Development of site-specific water quality criteria for copper in the Upper Clark Fork River. Phase III WER Program, Testing Results Final Report*. Fort Collins, Colorado.
- Faust, S.D. et D.M. Aly. 1981. *Chemistry of Natural Waters*. Ann Arbor Sci. Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan, 400 p.
- Golterman, H.L. 1975. *Physiological Limnology. An Approach to the Physiology of Lake Ecosystems*. Elsevier Scientific Publ. Co., Amsterdam, Pays-Bas, 489 p.

- Golterman, H.L., P.G. Sly et R.L. Thomas. 1983. *Study of the Relationship Between Water Quality and Sediment Transport*. Unesco (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization), Paris, France, 231 p.
- Hamaker, J.W. 1972. Dans : *Organic Chemicals in the Soil Environment*. C.A.I. Goring et J.W. Hamaker (éd.). Marcel Dekker, New York, p. 341-397. (cité dans Spencer et Farmer, 1980).
- Hart, J.L. 1973. *Pacific fishes of Canada*. Bulletin 180. Conseil de recherches sur les pêcheries du Canada. Ottawa (Ont.), 740 p.
- Hart, B.T. 1974. *A compilation of Australian Water Quality Criteria*. Australian Water Resources Council, Department of the Environment and Conservation, Canberra, Australie. Tech. Pap. No. 7. Res. Proj. No. 71/36, 187 p.
- Hem, J.D. 1985. *Study and Interpretation of the Chemical characteristics of Natural Water*. 3rd edition. Water Supply Paper 2254. U.S. Geological Survey, Alexandria, Virginie, 263 p.
- Horne, R.A. 1978. *The Chemistry of Our Environment*. John Wiley & Sons, New York, p. 235-301.
- Horowitz, A.J. 1985. *A Primer on Trace Metal-Sediment chemistry*. U.S. Geological Survey Water Supply Paper 2277. U.S. Geological Survey, Alexandria, Virginie, 67 p.
- Houston, A.H. 1982. *Thermal effects upon fishes*. Comité associé des critères scientifiques concernant l'état de l'environnement. Conseil national de recherches du Canada. Ottawa (Ont.). CNRC n°. 18566.
- Hynes, H.B.N. 1970. *The Ecology of Running Waters*. University of Toronto Press, Toronto (Ont.), 555 p.
- CMI. 1978. *Rapport annuel du Conseil consultatif scientifique des Grands Lacs à la Commission mixte internationale*, Windsor (Ont.), 64 p.
- Ingersoll, C.G., W.G. Brumbaugh, A.M. Farag, T.W. La Point et D.F. Woodward. 1992. *Milltown Endangerment Assessment Project: Effects of metal-contaminated sediment, water, and diet on aquatic organisms*. National Fisheries Contaminant Research Center. U.S. Fish and Wildlife Service. Columbia, Missouri.

- Kranck, K. 1980. Sedimentation processes in the sea. *Dans : The Hand book of Environmental Chemistry. Vol. 2. Part A. Reactions and Processes.* Hutzinger (éd.). Springer-verlag, Berlin/Heidelberg, Allemagne, p. 62-75.
- Laxen, D.P.H. 1983. The chemistry of metal pollutants in water. *Dans : Pollution: Causes, Effects and Controls.* 1983. R.M. Harrison (éd.). R. Soc. Chem., Burlington House, London, p. 104-123.
- Leckie, J.O. et J.A. Davis. 1979. Aqueous environmental chemistry of copper. *Dans : Copper in the Environment. Part 1: Ecological Cycling.* J.O. Nriagu (éd.). Wiley and Sons. Toronto (Ont.), p. 89-121.
- Lee, G.F. et R.A. Jones. 1983. Translation of laboratory results to field conditions: the role of aquatic chemistry in assessing toxicity. *Dans : Aquatic Toxicology and Hazard Assessment. 6th Symp., ASTM Spec. Tech. Publ. 802.* W.E. Bishop, R.D. Cardwell et B.B. Heidolph (éd.). American Society for Testing and Materials, Philadelphie, Pennsylvanie, p. 328-349.
- Leland, H.V. et J.S. Kuwabara. 1985. Trace metals. *Dans : Fundamentals of Aquatic Toxicology. Methods and Applications.* G.M. Rand et S.R. Petrocelli (éd.). McGraw-Hill International Book Co., New York, p. 374-415.
- Macan, T.T. 1974. *Freshwater Ecology.* Longman Group Ltd., London, 343 p.
- MacDonald, D.D. 1991. *Water quality guidelines for aldicarb.* Préparé pour le Conseil canadien des ministres de l'environnement. Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. Ottawa, Canada, 68 p.
- MacDonald, D.D. 1997. *Methods of Deriving Site-specific water quality objectives in British Columbia and Yukon.* BC Environment. Victoria (C.-B.), 86p + annexes.
- MacDonald, D.D. et A. Sobolewski. 1993. *A national framework for the assessment and remediation of contaminated sites in Canada.* Préparé pour le Sous-comité des critères relatifs à la qualité de l'environnement pour les lieux contaminés. Conseil canadien des ministres de l'environnement. Ottawa, Canada, 194 p.
- MacDonald, D.D. et L.E. McDonald. 1987. The influence of surface coal mining on potential salmonid spawning habitat in the Fording River, British Columbia. *Water Pollution Research Journal of Canada* 22(4):584-595.
- MacDonald, D.D. et S.L. Smith. 1990. *A strategy approach to the development and implementation of environmental quality objectives in the territorial portion of the Slave River Basin.* Rapport préparé pour la Division des ressources hydriques, Affaires indiennes et du Nord Canada. Yellowknife (T.N.-O.), 146 p.

- MacDonald, D.D., D. Valiela et S.J. Brown. 1988. Temporal variability of phosphorus levels in the Flathead River at the international border. *Water Pollution Research Journal of Canada* 23(4):556-566.
- MacDonald, D.D., L.E. Fidler et D. Valiela. 1987. *Site-specific water quality criteria for fish and aquatic life in the Canadian portion of the Flathead River basin: Nitrate, nitrite, and ammonia*. Direction de la qualité des eaux. Environnement Canada. Vancouver (C.-B.), 127 p.
- MacDonald, D.D., W.T. Willingham, L.P. Parrish, G.J. Rodriguez, J.M. Lazorchak et J.W. Love. 1989. *Using in situ bioassays as a basis for the development of water quality objectives: A case study of the Arkansas River*. Présenté à l'atelier de 1989 sur l'établissement et l'utilisation d'objectifs de qualité de l'eau. Halifax (N.-É.).
- Mackay, D. 1980. Solubility, partition coefficients, volatility, and evaporation rates. Dans : *The Handbook of Environmental chemistry. Vol. 2. Part A. Reactions and Processes*. Hutzinger (éd.). Springer-verlag, Berlin/Heidelberg, Allemagne, 307 p.
- Mackay, D. 1981. Environmental and laboratory rates of volatilization of toxic chemicals from water. Dans : *Hazard Assessment of Chemicals. Current Developments. Vol.1*. J. Saxena et F. Fisher (éd.). Academic Press, New York, p. 303-322.
- Mackay, D. et P.J. Leinonen. 1975. Rate of evaporation of low solubility contaminants from water bodies to atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 9:1178-1180. (cité dans Spencer et Farmer, 1980.)
- Mackay, D. et S. Paterson. 1982. Fugacity revisited. The fugacity approach to environmental transport. *Environ. Sci. Technol.* 16: 654A-660A.
- Mackay, D. et S. Paterson. 1984. Spatial concentration distributions. *Environ. Sci. Technol.* 17: 207A-214A.
- Mackay, D., W.Y. Shiu et R.J. Sutherland. 1980. Estimating volatilization and water column diffusion rates of hydrophobic contaminants. Dans : *Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals*. R. Hague (éd.). Ann Arbor Science Publ., Inc., Ann Arbor, Michigan, p. 127-142.
- Matthess, G. et J.C. Harvey. 1982. *The Properties of Groundwater*. John Wiley & Sons, Inc., New York, 406 p.

- McNeely, R.N., v.P Neimanis et L. Dwyer. 1979. *Water Quality Sourcebook. A Guide to Water Quality Parameters*. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
- MENV (Guay). 2001. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, Québec, 430 p.
www.menv.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm
- MENVIQ (ministère de l'Environnement du Québec). 1991. *Methods for calculating water quality-based effluent objectives for aquatic pollutants*. Québec (Qué.).
- Mill, T. 1980. Data needed to predict the environmental fate of organic chemicals. *Dans : Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals*. R. Hague (éd.). Ann Arbor Science Publ., Inc., Ann Arbor; Michigan, p. 297-322.
- Miller, P.J., D.R. Sasseville, D. Peakes et J.P. Slocomb. 1988. The role of use-attainability analysis in determining standards for water quality: The Androscoggin River (Maine) case study. *Tappi Journal* 71(1):93-98.
- Moore, J.W. et S. Ramamoorthy. 1984. *Organic Chemicals in Natural Waters. Applied Monitoring and Impact Assessment*. Springer-verlag, New York Inc., New York, p. 11.
- Mullins, T. 1977. The chemistry of water pollution. *Dans : Environmental Chemistry*. J.O. Bockris (éd.). Plenum Press, New York, p. 331-400.
- Nagpal N.K. 1997. *Canadian water quality guidelines for zinc*. Water Quality Branch. Environmental Protection Department. British Columbia Ministry of the Environment, Lands and Parks. Victoria (C.-B.).
- Nagpal N.K., L.W. Pommen et L.G. Swain. 1995. *Approved and working criteria for water quality - 1995*. Water Quality Branch. Environmental Protection Department. British Columbia Ministry of the Environment. Victoria (C.-B.), 45 p.
- Neely, W.B. et G.E. Blau. 1985a. *Environmental Exposure from Chemicals. Vol.I*. Chemical Rubber Co. Press. Boca Raton, Floride.
- Neely, W.B. et G.E. Blau. 1985b. *Environmental Exposure from Chemicals. Vol.II*. Chemical Rubber Co. Press. Boca Raton, Floride.
- Nijman, R. et L.G. Swain. 1989. *Coquitlam-Pitt River area Burrard Inlet: Water quality assessment and objectives*. Water Management Branch. B.C. Ministry of Environment. Victoria (C.-B.).

- CNRC. 1981. *A Screen for the Relative Persistence of Lipophilic Organic Chemicals in Aquatic Ecosystems - An Analysis of the Role of a Simple Computer Model in Screening*. Comité associé des critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches du Canada, Ottawa. CNRC n°. 18570, 304 p.
- O'Donnel, J.R., B.M. Kaplan et H.E. Allen. 1985. Bioavailability of trace metals in natural waters. *Dans : Aquatic Toxicology and Hazard Assessment. 7th Symp. ASTM Spec. Tech. Publ. 854*. R.D. Cardwell, R. Purdy et R.C. Bahner (éd.). American Society for Testing and Materials, Philadelphie, Pennsylvanie, p. 485-500.
- Pagenkopf, G.K. 1978. *Introduction to Natural Water Chemistry*. Marcel Dekker, Inc., New York, 272 p.
- Parkerton, T.F., S.M. Stewart, K.L. Dickson, J.H. Rodgers et F.Y. Saleh. 1989. Derivation of site-specific water quality criteria for zinc: Implications for wasteload allocation. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation* 61(11/12):1636-1644.
- Porter, E.L., R.A. Kent, D.E. Anderson, K.A. Keenleyside, D. Milne, P. Cureton, S.L. Smith, K.G. Drouillard et D.D. MacDonald. 1995. Development of proposed Canadian environmental quality guidelines for cadmium. *Journal of Geochemical Exploration* 52:205-219.
- Rand, G.M. et S.R. Petrocelli. 1985. Introduction. *Dans : Fundamentals of Aquatic Toxicology. Methods and Applications*. G.M. Rand et S.R. Petrocelli (éd.). McGraw-Hill International Book Co., New York, p. 1-28.
- Reeder, S.W., A. Demayo et M.C. Taylor. 1979a. Cadmium. *Dans : Guidelines for surface water quality. Volume 1. Inorganic chemical substances*. Direction de la qualité des eaux. Direction générale des eaux intérieures. Environnement Canada. Ottawa (Ont.).
- Reeder, S.W., A. Demayo et M.C. Taylor. 1979b. Mercury. *Dans : Guidelines for surface water quality. Volume 1. Inorganic chemical substances*. Direction de la qualité des eaux. Direction générale des eaux intérieures. Environnement Canada. Ottawa (Ont.).
- Reid, G.K. et R.D. Wood. 1976. *Ecology of Inland Waters and Estuaries*. D. van Nostrand Co., New York, 485 p.
- Runnels, D.D., T.A. Shepherd et E.E. Angino. 1992. Metals in water: Determining natural background concentrations in mineralized areas. *Environmental Science and Technology* 26(12):2316-2324.
- Russo, R.C. 1985. Ammonia, nitrite, and nitrate. *Dans : Fundamentals of Aquatic Toxicology. Methods and Applications*. G.M. Rand et S.R. Petrocelli (éd.). McGraw-Hill International Book Co., New York, p. 455-471.

- Ruttner, T. 1953. *Fundamentals of Limnology*. University of Toronto Press, Toronto (Ont.), 295 p.
- Sayer, M.D., J.P. Reader et R. Morris. 1989. The effect of calcium concentration on the toxicity of copper, lead and zinc to yolk-sac fry of brown trout, *Salmo trutta* L., in soft, acidic water. *Journal of Fish Biology*, 35:323-332.
- Schropp, S.J., F.G. Lewis, H.L. Windom, J.D. Ryan, R.D. Calder et L.C. Burney. 1990. Interpretation of metal concentrations in estuarine sediments of Florida using aluminum as a reference element. *Estuaries* 13(3):227-235.
- Scott, W.B. et E.J. Crossman. 1973. Poissons d'eau douce du Canada. Bulletin 184. Conseil de recherches sur les pêcheries du Canada. Ottawa (Ont.), 966 p.
- Shaw, T.L. et V.M. Brown. 1974. Heavy metals and the fertilization of rainbow trout eggs. *Nature* 230:251.
- Singleton, H.J. 1985. *Water quality criteria for particulate matter*. Resource Quality Section. Water Management Branch. British Columbia Ministry of the Environment. Victoria (C.-B.), 20 p.
- Singleton, H.J., L.W. Pommen, N.K. Nagpal et P.D. Warrington. 1995. *Derivation of water quality criteria to protect aquatic life in British Columbia*. Water Management Branch. B.C. Ministry of Environment. Victoria (C.-B.).
- Sinotte, M., P. Bilodeau, G. Croteau, I. Guay, L. Jauron, F. Richard, N. Rousseau, L. Talbot et S. Théberge. 1996. Method for calculating environment-based effluent objectives for aquatic pollutants. Québec (Qué.).
- Song, S. et L. Marolf. 1993. Michigan's three-tier approach to setting cleanup standards for sites of environmental contamination. *Dans : The Development of Soil, Sediment, and Groundwater Cleanup Standards for Contaminated Sites - How Clean is Clean?*. Water Environment Federation. Speciality Conference Series. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, District of Columbia, p. 223-232.
- Spear, P.A. et R.C. Pierce. 1979. *Copper in the aquatic environment: chemistry, distribution, and toxicology*. Conseil national de recherches du Canada. Ottawa (Ont.).
- Spencer, W.F. et W.J. Farmer. 1980. Assessment of the vapor behavior of toxic organic chemicals. *Dans : Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals*. R. Hague (éd.). Ann Arbor Science Publ., Inc., Ann Arbor, Michigan, p. 143-161.
- Sprague, J.B. 1985. Factors that modify toxicity. *Dans : Fundamentals of Aquatic Toxicology. Methods and Applications*. G.M. Rand et S.R. Petrocelli (éd.). McGraw-Hill International Book Co., New York, p. 124-163.

- Stiff, M.J. 1971. The chemical states of copper in polluted fresh water and a scheme of analysis to differentiate them. *Water Research* 5:585-599.
- Stumm, W. et J.J. Morgan. 1970. *Aquatic Chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters*. John Wiley & Sons, New York, 583 p.
- Taylor, M.C., S.W. Reeder et A. Demayo. 1979a. Chromium. *Dans : Guidelines for surface water quality. Volume 1. Inorganic chemical substances*. Direction de la qualité des eaux. Direction générale des eaux intérieures. Environnement Canada. Ottawa (Ont.).
- Taylor, M.C., A. Demayo et S.W. Reeder. 1979b. Nickel. *Dans : Guidelines for surface water quality. Volume 1. Inorganic chemical substances*. Direction de la qualité des eaux. Direction générale des eaux intérieures. Environnement Canada. Ottawa (Ont.).
- Taylor, M.C. et A. Demayo. 1980a. Zinc. *Dans : Guidelines for surface water quality. Volume 1. Inorganic chemical substances*. Direction de la qualité des eaux. Direction générale des eaux intérieures. Environnement Canada. Ottawa (Ont.).
- Taylor, M.C., A. Demayo et S.W. Reeder. 1980b. Silver. *Dans : Guidelines for surface water quality. Volume 1. Inorganic chemical substances*. Direction de la qualité des eaux. Direction générale des eaux intérieures. Environnement Canada. Ottawa (Ont.).
- Thurston, R.V., R.C. Russo et K. Emerson. 1979. *Aqueous Ammonia Equilibrium - Tabulation of Percent Un-Ionized Ammonia*. EPA Ecol. Res. Ser. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-79-091. p. iii. (cité dans Russo, 1985.)
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1979. *Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction and Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides and PCBs*. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a, p. 2-1-2-16.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1983. *Water Quality Standards Handbook*. Office of Water Regulations and Standards. Washington, District of Columbia. (cité dans USEPA, 1994).
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1988a. *Description and use of health risk assessments. Integrated Risk Information System Background Document 1*. Washington, District of Columbia, 19 p.

- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1992. *Interim guidance on interpretation and implementation of aquatic life criteria and metals*. Office of Science and Technology. Health and Ecological Criteria Division. Washington, District of Columbia. (cité dans ENSR, 1996).
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1993a. *Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms. Fourth Edition*. EPA/600/4-91/003. National Technical Information Service. Springfield, Virginie. (cité dans USEPA, 1994).
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1993b. *Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms. Fourth Edition*. EPA/600/4-91/002. National Technical Information Service. Springfield, Virginie. (cité dans USEPA, 1994).
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1994. *Interim guidance on determination and use of water-effect ratios for metals*. EPA 823-B-94-001. Office of Water. Office of Science and Technology. Washington, District of Columbia.
- Valiela, D. et P.H. Whitfield. 1988. Designing site-specific water quality objectives and monitoring. *Water Pollution Research Journal of Canada* 23(4): 510-518.
- Valiela, D., B. Kangasniemi, W.L. Kreuder, B.G. Krishnappan, D.D. MacDonald, J. Thomas, M. Flug, W. Page et J. Stanford. 1987. *Water quality and quantity committee report*. Flathead River International Joint Commission Study. Vancouver (C.-B.), 192 p.
- Van Hassel, J.H. et A.E. Gaulke. 1986. Site-specific water quality criteria from in-stream monitoring data. *Environmental Toxicology and Chemistry* 5:417-426.
- Verschueren, K. 1983. *Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals*. van Nostrand Reinhold Co., New York, p. 1-135.
- Waite, T.D. 1984. *Principles of Water Quality*. Academic Press, Inc. Orlando, Floride, 101 p.
- Warn, A.E. 1982. Calculating consent conditions to achieve river quality objectives. *Effluent and Water Treatment Journal* 22(4):152-156.
- Warren, C.E. 1971. *Biology and Water Pollution Control*. W.B. Saunders Co., Philadelphie, Pennsylvanie, 434 p.
- Water Management Branch. 1984. *Principles for preparing water quality objectives in British Columbia*. Resource Quality Section. Ministry of Environment. Victoria (C.-B.), 19 p.
- Welsh *et al.* 2000. Evaluation of water-effect ratio methodology for establishing site-specific water quality criteria. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19(6):1616-1623.

Westman, W.E. 1985. *Ecology, Impact Assessment, and Environmental Planning*. John Wiley & Sons, New York, 532 p.

Wetzel, R.G. 1975. *Limnology*. W.B. Saunders Co., Philadelphie, Pennsylvanie, 743 p.

Willingham, T.W. 1988. Using in situ bioassays as a basis for the development of site-specific water quality criteria. *Dans* : D.D. MacDonald (éd.). *Proceedings of the Canada - British Columbia Workshop on Water Quality Guidelines and Objectives: Focus on the Fraser*. Direction de la qualité des eaux. Environnement Canada. Vancouver (C.-B.), 151 p.

Zepp, R.G. 1980. Assessing the photochemistry of organic pollutants in aquatic environment. *Dans* : *Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals*. R. Hague (éd.). Ann Arbor Science Publ., Inc., Ann Arbor, Michigan, p. 69-110.

Zepp, R.G. et G.L. Baughman. 1978. Prediction of photochemical transformation of pollutants in the aquatic environment. *Dans* : *Aquatic Pollutants: Transformation and Biological Effects*. O. Hutzinger, H. van Lelyveld et B.C.J. Zoeteman (éd.). Travaux du 2^e Symposium international sur les polluants aquatiques, Noordwijkerhout, Amsterdam, du 26 au 28 septembre 1977. Pergamon of Canada Ltd., Toronto (Ont.), p. 237-274.

Zitko, V., W.V. Carson et W.G. Carson. 1973. Prediction of incipient lethal lethals of copper to juvenile Atlantic salmon in the presence of humic acid by cupric electrode. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 10:265-271.

Tableaux et Figures

Tableau 1 Application des recommandations pour la qualité des eaux (modifié de MENV, 2001)

Utilisation de l'eau ou de la ressource	Protégé	Milieu naturel
Eau potable	Santé humaine (ingestion d'eau et d'organismes aquatiques)	Approvisionnements en eau brute, eaux utilisées à des fins récréatives.
Loisirs avec contact corporel	Activités récréatives	Lieux spécifiques à une utilisation dans des eaux douces, saumâtres ou salées.
Santé de la vie aquatique	Vie aquatique	Toutes les eaux douces, saumâtres et salées, selon le cas. Toutes les eaux douces, saumâtres et salées (ou recommandations organoleptiques se rapportant à la peau des organismes).
Consommation de poisson	Santé humaine (ingestion d'organismes aquatiques seulement)	Toutes les eaux douces, saumâtres et salées.
Consommation de poisson	Faune piscivore	Toutes les eaux douces, saumâtres et salées.
Santé des plantes cultivables ou des animaux	Irrigation et abreuvement du bétail	Spécifique à une utilisation dans l'eau douce.

Tableau 2 Outils d'évaluation de la qualité des eaux et des effluents (modifié de MENV, 2001)

Outil	Utilité	Restrictions
Recommandations pour la qualité particulières à une substance pour les objectifs	<ul style="list-style-type: none"> * Définissent le niveau de protection de la vie aquatique, de la santé humaine et de la faune piscivore. * Visent une grande diversité d'espèces et d'effets pour un contaminant donné. * Intègrent le devenir du contaminant (bioaccumulation, sédimentation). * Indiquent les méthodes de traitement à employer en mentionnant une substance. * Entraînent peu de coûts si le nombre de contaminants analysés est limité. * Ont un caractère préventif. 	<ul style="list-style-type: none"> * Tiennent compte seulement des contaminants qui sont connus et ont été analysés. * Ne tiennent pas compte de la biodisponibilité des contaminants. * Ne tiennent pas compte des interactions possibles dans les mélanges. * Ne mesurent pas directement les effets sur le biote; la relation de cause à effet est incertaine. * Peuvent entraîner des coûts considérables s'il faut analyser un certain nombre de contaminants.
Essais de toxicité de tout l'effluent (ou de l'eau ambiante)	<ul style="list-style-type: none"> * Intègrent et mesurent les effets toxiques de plusieurs substances en même temps. * Tiennent compte de la biodisponibilité des contaminants. * Limitent la mesure de la toxicité à une seule analyse. 	<ul style="list-style-type: none"> * Ne protègent pas la vie humaine ou la faune piscivore. * Fournissent des données toxicologiques incomplètes (portent seulement sur certaines espèces et certains effets). * Ne tiennent pas compte de la persistance (bioaccumulation) et de la sédimentation.

**ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS
SPÉCIFIQUES
AU LIEU**

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

Outil	Utilité	Restrictions
Évaluations biologiques	<ul style="list-style-type: none"> * Mesurent la toxicité exacte de l'effluent ou des eaux ambiantes. * Ont un caractère préventif. 	<ul style="list-style-type: none"> * Ne sont pas toujours représentatifs des conditions réelles des eaux réceptrices lorsque seul l'effluent est utilisé. * Fournissent des données toxicologiques incomplètes sur le polluant à l'origine de l'effet. * N'indiquent pas les méthodes de traitement à employer puisqu'aucun polluant n'est mentionné.
	<ul style="list-style-type: none"> * Mesurent les effets des eaux réceptrices. * Intègrent les effets au fil du temps et définissent les tendances historiques. * Intègrent les effets de toutes les sources et des mélanges de polluants, y compris ceux qui sont inconnus. * Intègrent les effets de tous les autres stress possibles (dégradation du milieu et parasitisme) en plus de ceux qui sont liés aux toxiques. 	<ul style="list-style-type: none"> * Ne protègent pas la vie humaine ou la faune piscivore. * N'évaluent pas les effets pendant les périodes de débit critique. * N'attribuent pas une cause unique à un effet observé. * Ne font pas de distinction entre les sources. * Mesurent les effets (n'ont pas de caractère préventif). Entraînent des coûts élevés si une grande mobilité est recherchée.

Tableau 3 Évaluation des diverses procédures pour l'établissement d'objectifs de qualité de l'eau

Critères d'évaluation	Procédure axée sur la concentration de fond	Procédure axée sur recalcul	Procédure axée sur le rapport eau-effet	Procédure axée sur les espèces résidentes
<i>Bien-fondé scientifique</i>				
Fondée sur des données concernant les effets biologiques?	Non	Oui	Oui	Oui
Prise en compte de la possibilité de bioaccumulation?	Non	Non	Non	Non
Prise en compte des conditions particulières au lieu?	Oui	Oui	Oui	Oui
Applicable à toutes les catégories de substances chimiques?	Oui	Oui	Oui	Oui
<i>Applicabilité</i>				
Spécificité au lieu	Élevée	Modérée	Élevée	Très élevée
Incertitude liée à l'applicabilité des OQE	Faible	Modérée	Faible	Très faible
Acceptabilité pour les intéressés	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Inconnue
<i>Caractère pratique</i>				
Favorise l'établissement d'OQE numériques?	Oui	Oui	Oui	Oui
Complexité	Modérée	Faible	Élevée	Élevée
Opportunité	Modérée	Élevée	Modérée	De faible à modérée
<i>Rentabilité</i>				
Les coûts de la mise en œuvre sont-ils élevés?	Modérément	Un peu	Beaucoup	Énormément
Faut-il créer de nouvelles données?	Souvent	Non	Oui	Oui
<i>Applications les plus indiquées</i>				
	Eaux non contaminées	La plage de sensibilité des	Présence de facteurs	Plage de sensibilité
	Eaux de grande importance	espèces résidentes diffère de celle de	qui pourraient influencer sur	exceptionnelle des
	Eaux contenant des espèces menacées ou en danger de disparition	l'ensemble de données toxicologiques complètes	la biodisponibilité des contaminants	espèces résidentes et présence de facteurs influant sur la biodisponibilité

Figure 1 Tableau synoptique du processus recommandé pour calculer la valeur numérique des objectifs de qualité de l'eau (OQE)

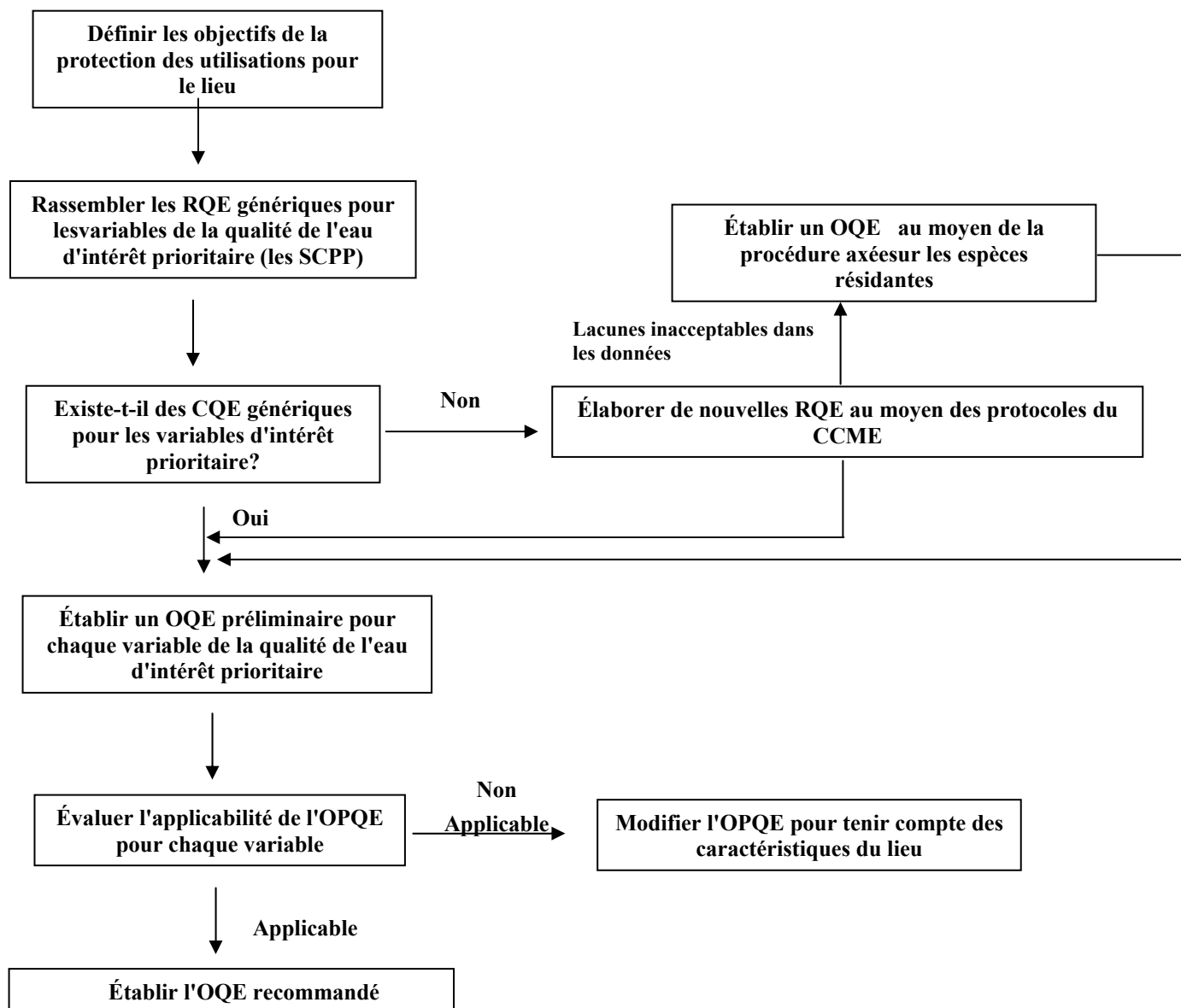
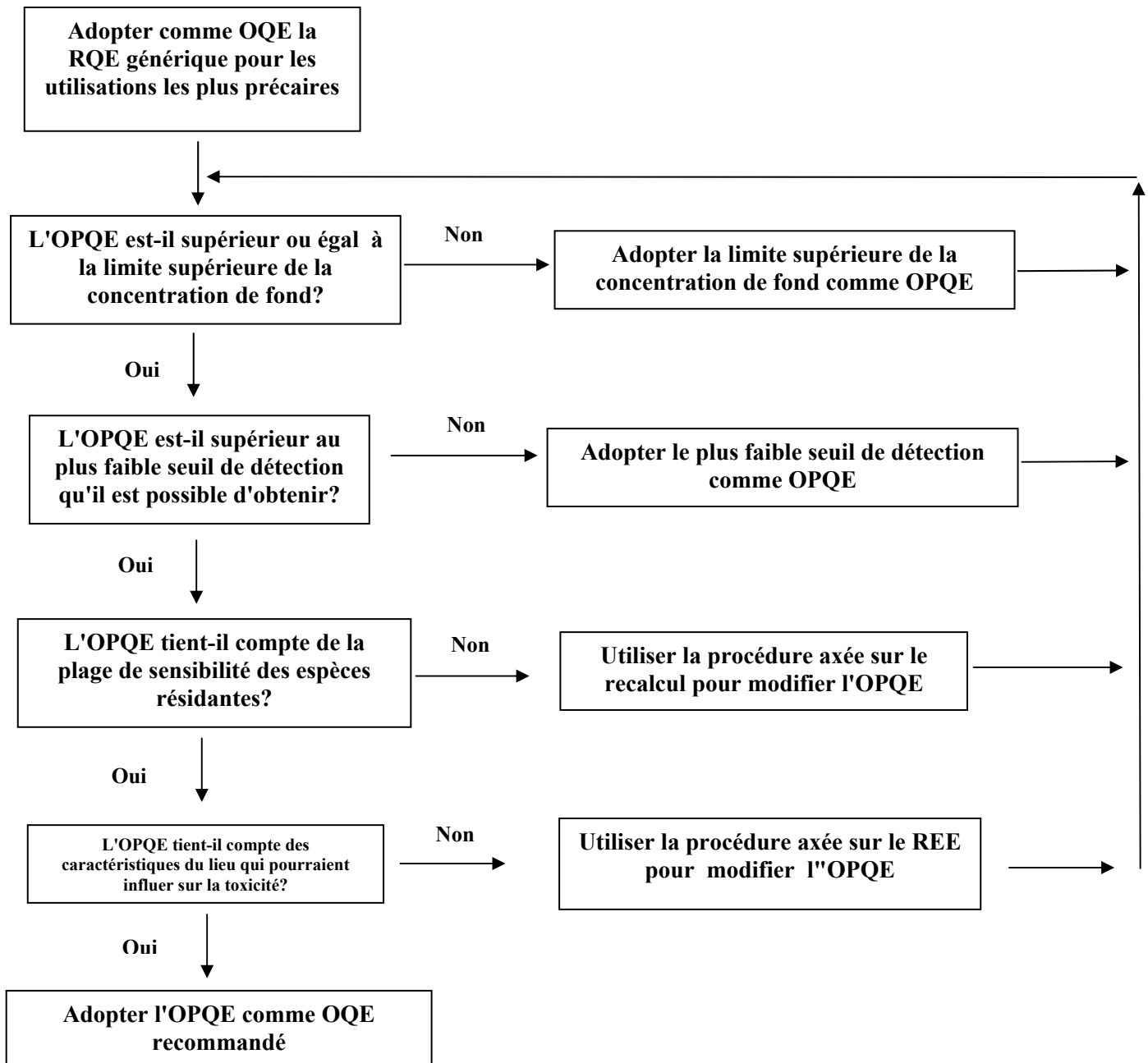


Figure 2 Processus recommandé pour évaluer et modifier les objectifs préliminaires de qualité de l'eau



Annexe 1 Facteurs physiques, chimiques et biologiques influant sur l'établissement d'objectifs de qualité de l'eau

Pour modifier les RQE afin d'établir des OQE propres à un lieu, il faut connaître les caractéristiques chimiques, physiques et biologiques du plan d'eau et le comportement d'une substance dans le milieu aquatique. Certains facteurs peuvent influencer sur l'application des recommandations :

- 1) les caractéristiques générales des lacs, des cours d'eau et des réservoirs;
- 2) l'effet des conditions ambiantes locales sur la qualité de l'eau;
- 3) les processus modifiant la concentration des paramètres dans l'eau;
- 4) les facteurs modifiant la toxicité pour les organismes aquatiques.

La présente annexe n'examine pas de façon détaillée ou complète tous les renseignements concernant l'application des recommandations. Elle a plutôt pour but de mieux faire comprendre les interactions chimiques, physiques et biologiques complexes qui se produisent dans les écosystèmes d'eau douce, estuariens et marins et qui peuvent influencer sur l'établissement d'OQE. Tous les facteurs mentionnés ne s'appliquent pas à chaque cas.

A1.1 Différences entre les plans d'eau

Les différences dans la nature des cours d'eau, des réservoirs et des lacs sont importantes pour l'établissement d'OQE en raison des caractéristiques physiques fondamentales de ces types de plans d'eau. La plupart des lacs d'eau tempérée sont stratifiés selon la saison. Pendant l'hiver, ils sont recouverts de glace. Une stagnation hivernale peut se produire lorsque la température de l'eau est de 0°C directement sous la glace et qu'elle est uniformément basse (4°C ou un peu plus) en eau plus profonde. Après la débâcle, l'action du vent à la surface a pour effet de mélanger toute la masse d'eau (inversion printanière). Le lac devient isotherme et chimiquement homogène (Birge et Juday, 1921).

Pendant l'été, dans les lacs suffisamment profonds, il se forme des gradients de densité en raison de l'accumulation de la chaleur. Une couche limite (thermocline) se forme entre la couche supérieure d'eau mélangée (l'épilimnion) et la masse d'eau plus froide et moins mélangée (l'hypolimnion; Birge, 1910). À l'automne, les températures plus froides occasionnent des changements dans la densité de l'eau et détruisent la stratification thermique. Vers la fin de cette saison, il se crée des conditions isothermes et les eaux du lac sont de nouveau mélangées (inversion automnale). Du point de vue biologique, la thermocline est très importante pour un lac. Elle empêche le mouvement de l'oxygène dissous, des solutés et des toxiques ainsi que la distribution de la chaleur entre l'épilimnion

et l'hypolimnion (Reid et Wood, 1976).

Les tributaires contrôlent le régime des eaux d'un grand nombre de lacs. Ils relient un lac géochimiquement et biologiquement à son bassin versant. Ils influent sur les conditions d'un lac en fonction de leur débit d'entrée relativement au bilan hydrique du lac et du degré de mélange des eaux d'arrivée avec les eaux du lac.

Les caractéristiques des cours d'eau et des ruisseaux dépendent en grande partie de la vitesse du courant, qui varie en fonction de la largeur, de la profondeur et du gradient du ruisseau ou du cours d'eau, de la rugosité du lit et des variations saisonnières du débit. La vitesse influe aussi considérablement sur la distribution des substances dissoutes, la quantité de sédiments (le limon, le sable, l'argile et la matière organique) en suspension et le processus de sédimentation, la composition du lit ainsi que le développement, la distribution et la stabilité de la communauté biotique (Reid et Wood, 1976). Les substances dissoutes se déplacent à la même vitesse que l'eau, tandis que les matières colloïdales et les particules sont transportées au moyen d'autres processus, comme la sédimentation ou la remise en suspension à des vitesses plus élevées.

La composition chimique des eaux vives varie beaucoup d'une zone à l'autre et est le reflet de la topographie locale, du ruissellement saisonnier et des processus biologiques (Bowen, 1979). La concentration relative, la composition et la distribution longitudinale des solides dissous dans les cours d'eau ne sont pas les mêmes dans les lacs en raison de différences dans le volume de l'eau, le rapport surface/volume et les particularités du mélange, qui dépendent des changements dans le débit plutôt que de la stratification (Horne, 1978).

L'oxygénation des eaux vives est surtout due à l'aération et à la photosynthèse. L'importance de chaque processus varie selon l'heure du jour, la saison, la vitesse du courant, la morphologie du lit, la température et les facteurs biologiques. Le taux d'aération dans les cours d'eau dépend en grande partie de la température, du degré de turbulence, de la profondeur et de la demande d'oxygène. Par exemple, un rejet de matières organiques occasionnera une diminution des concentrations d'oxygène dissous en raison d'une augmentation de la respiration microbienne. Le réapprovisionnement se fait par l'absorption d'oxygène atmosphérique à l'interface entre l'air et l'eau. Les contributions de la photosynthèse aux concentrations d'oxygène dissous sont plus perceptibles lorsqu'il y a moins de turbulence, alors que les algues et les plantes d'ordre supérieur sont en mesure de produire de l'oxygène. Toutefois, les processus photosynthétiques sont sujets à des fluctuations diurnes et saisonnières (Reid et Wood, 1976).

La température des ruisseaux dépend de facteurs comme la vitesse du courant, le volume, la profondeur, l'ombrage, la source d'eau ainsi que les variations saisonnières et diurnes. En général, on n'observe pas de stratification thermique verticale dans les cours d'eau principalement parce que l'écoulement fluvial turbulent assure un bon mélange vertical (Hynes, 1970).

Les réservoirs sont des plans d'eau intermédiaires entre les lacs et les cours d'eau. Les caractéristiques des affluents et le temps de séjour de l'eau déterminent leur composition chimique. Les ouvrages d'évacuation et leur emplacement influent considérablement sur la qualité de l'eau en

aval parce que les eaux de l'hypolimnion sont retirées à l'aide des ouvrages d'évacuation de fond, tandis que les eaux de surface le sont au moyen des ouvrages d'évacuation supérieurs et des déversoirs. Lorsque le climat est tempéré, l'effet thermique du prélèvement dans l'hypolimnion d'eau à 4 °C pendant l'hiver peut avoir une incidence marquée sur la structure de la communauté en bas de réservoirs. Les effets de l'écoulement fluvial et l'enlèvement possible des chasses à grand débit sont importants pour les invertébrés benthiques et bon nombre d'espèces de poissons.

Les attributs physiques des plans d'eau sont importants pour l'établissement d'OQE parce qu'ils influent sur les caractéristiques chimiques et biologiques des écosystèmes aquatiques. Ces attributs sont particulièrement importants pour l'évaluation des effets secondaires des SCPP. Par exemple, des OQE pour l'ammoniac ou les nitrites peuvent être établis en fonction des effets toxiques pouvant résulter de l'exposition des organismes aquatiques à ces substances. Toutefois, ces dernières peuvent aussi servir d'éléments nutritifs pour les plantes aquatiques ou être transformées en d'autres éléments nutritifs, comme les nitrates. Dans certains écosystèmes aquatiques, les effets secondaires de ces substances ne sont peut-être pas préoccupants (p. ex., dans les grands cours d'eau turbides). Toutefois, les rejets d'éléments nutritifs dans d'autres types de plans d'eau (p. ex., les lacs oligotrophes) peuvent causer un problème (l'eutrophisation) en raison de la croissance excessive des plantes aquatiques. La nature du réseau hydrographique récepteur est donc un important facteur à prendre en compte dans l'établissement d'OQE.

A1.2 Caractéristiques de la qualité de l'eau

Les caractéristiques de la qualité de l'eau des réseaux hydrographiques récepteurs sont extrêmement importantes pour l'établissement d'OQE propres à un lieu parce que certaines variables de la qualité de l'eau peuvent avoir des effets directs et indirects sur les utilisations de l'eau. Par exemple, pour la plupart des organismes aquatiques, il existe un intervalle bien défini de pH qu'ils peuvent tolérer. Toutefois, le pH peut aussi modifier la toxicité de diverses substances (p. ex., l'ammoniac). Les conditions ambiantes de la qualité de l'eau doivent donc être prises en compte dans l'établissement d'OQE propres à un lieu.

pH

Le pH de l'eau représente approximativement l'activité des ions hydrogène libres dans l'eau. Il est défini comme la valeur négative du logarithme de la concentration d'ions hydrogène. La géologie du bassin versant est le principal facteur influant sur les ions hydrogène et les paramètres modifiant l'alcalinité et l'acidité. Les processus de dissolution se produisent en raison de l'instabilité thermodynamique de nombreux minéraux en présence d'eau et dans l'atmosphère. Les processus biologiques (p. ex., la photosynthèse et la respiration) ainsi que la turbulence et l'aération influent sur le pH en faisant varier les concentrations de dioxyde de carbone dissous. Le pH peut augmenter ou diminuer en réaction aux processus de photosynthèse et de respiration respectivement (McNeely *et al.*, 1979).

Le pH de l'eau agit sur les processus de transformation des diverses formes d'éléments nutritifs et de métaux et il influe sur la toxicité des polluants formés d'acides et de bases en raison de l'ionisation de ces composés. Sous forme moléculaire, ces substances pénètrent ordinairement plus facilement à travers les membranes des poissons et des autres organismes aquatiques (Sprague, 1985).

La toxicité de l'ammoniac dépend fortement du pH. Plus précisément, le pH influe sur l'équilibre entre l'ammoniac non ionisé (NH_3) et l'ion ammonium (NH_4^+) dans les eaux réceptrices. Comme l'ammoniac non ionisé est beaucoup plus toxique que l'ion ammonium, l'ammoniac total est généralement plus toxique lorsque le pH est élevé (parce qu'un pH plus faible favorise la formation de l'ion ammonium).

Le pH de l'eau joue un grand rôle dans la spéciation chimique de nombreux métaux, leur solubilité dans l'eau et leur biodisponibilité. À pH élevé, bon nombre de métaux forment des hydroxydes ou des carbonates qui sont relativement insolubles et précipitent habituellement. Les hydroxydes de fer et de manganèse, par exemple, entraînent beaucoup de métaux lourds. Une diminution du pH modifie la charge superficielle et la force d'attraction de ces hydroxydes, ce qui libère les ions métalliques adsorbés (Faust et Aly, 1981; Eichenberger et Chen, 1982) parce que certains de ces ions s'hydrolysent à faible pH. Les ions hydrogène ainsi produits nuisent à l'adsorption et à l'échange d'ions en faisant concurrence pour occuper les sites actifs (Pagenkopf, 1978; Eichenberger et Chen, 1982). Comme le processus d'adsorption est réversible et dépend du pH, les effets potentiels de l'augmentation de l'acidité, qui peut libérer les métaux présents dans les sédiments, sont une source de préoccupation (Faust et Aly, 1981; Eichenberger et Chen, 1982).

Les effets directs du pH sur les organismes s'aggravent à mesure que ce dernier s'éloigne de l'intervalle naturel des valeurs de ce paramètre (6,5 à 9,0). Alabaster et Lloyd (1984) résumant ces effets. En général, rares sont les poissons qui peuvent s'adapter à un pH compris entre 3,5 et 4,0. Certaines espèces de poissons, comme la perche et le brochet, peuvent s'y adapter, mais il est peu probable qu'elles puissent se reproduire dans ces conditions. Le niveau de tolérance de nombreux

poissons dans les eaux alcalines est presque atteint lorsque le pH est compris entre 9,0 et 9,5, mais la plupart des invertébrés ne sont pas touchés lorsque le pH est élevé. Les salmonidés peuvent mourir lorsque le pH se maintient entre 9,5 et 10,0 pendant une longue période de temps (Sprague, 1985).

Alcalinité

En général, l'alcalinité totale est la somme de tous les constituants du réseau hydrographique qui s'opposent aux changements de pH (p. ex., les bicarbonates, les carbonates, les hydroxydes, les sulfures, les silicates et les phosphates). Les espèces qui contribuent à l'alcalinité dépendent du pH, de la composition minérale, de la température et de la force ionique. Comme la principale espèce tampon dans les eaux naturelles est le carbonate, l'alcalinité est ordinairement exprimée en équivalent de bicarbonate ou de carbonate.

Dans les eaux dystrophes, les acides organiques et les colloïdes complexes remplacent le pouvoir tampon normal des carbonates. Dans ces conditions, la toxicité de certaines substances chimiques peut changer de façon imprévisible. Des essais de toxicité particuliers à un lieu, comme ceux qui sont effectués en utilisant la démarche axée sur le rapport eau-effet, peuvent alors servir à éliminer les incertitudes liées à l'application des RQE génériques..

Dureté

La dureté de l'eau dépend surtout des concentrations de sels de calcium et de magnésium. D'autres constituants, comme le fer, le manganèse et l'aluminium, peuvent aussi contribuer à la dureté, mais ils ne sont pas habituellement présents en concentrations appréciables (Wetzel, 1975). La dureté est ordinairement exprimée en équivalent de carbonate de calcium (CaCO_3) et sert à indiquer le type d'eau, le pouvoir tampon et la productivité d'un plan d'eau (Borgmann, 1983; O'Donnel *et al.*, 1985). L'augmentation de la dureté de l'eau atténue la toxicité de nombreux métaux pour la vie aquatique, surtout en raison de la formation de complexes métal-carbonate et de l'antagonisme du calcium. Les relations mutuelles complexes et équivoques entre la dureté, le pH et l'alcalinité sont démontrées dans des études sur la toxicité du cuivre. On y mentionne que la forme ionique de ce métal est très toxique, tout comme les hydroxydes de cuivre ionisés, mais que les carbonates non ionisés ne le sont peut-être pas. Si la dureté demeure constante, la toxicité change lorsque l'alcalinité est modifiée. En outre, lorsque la dureté est la même, les formes toxiques du métal sont plus nombreuses à pH élevé qu'à pH faible (Sprague, 1985). Comme certaines recommandations pour les métaux tiennent compte de la dureté, un objectif propre à un lieu peut être calculé si la dureté des eaux réceptrices est connue. La dureté de l'eau influe aussi sur la toxicité des fluorures.

Carbone organique

Le carbone organique présent dans l'eau peut lier certaines fractions des métaux. En concentrations élevées, le carbone organique dissous ou sous forme particulière peut donc réduire la toxicité des métaux. Les résultats de récentes recherches portent à croire que le type de carbone organique peut aussi être important pour déterminer la toxicité des métaux et d'autres substances qui s'adsorbent sur le carbone.

Chlorures

Des concentrations accrues de chlorures diminuent la toxicité des nitrites dans les écosystèmes d'eau douce.

Métaux

L'établissement d'OQE pour les métaux est complexe parce que leur toxicité dépend d'un certain nombre de facteurs particuliers au lieu. Les progrès réalisés en vue de mieux connaître la toxicité des métaux indiquent que les facteurs suivants devraient être soigneusement pris en compte lorsqu'on établit des objectifs propres à un lieu :

- la composition chimique de l'effluent et la valence des métaux;
- le devenir des métaux et leur partage entre les milieux naturels (l'eau, les sédiments, les particules, etc.);
- les données de surveillance et les données de l'assurance de la qualité qui s'y rapportent (c'est-à-dire l'utilisation de procédures très sophistiquées pour les métaux);
- les concentrations totales de métaux plutôt que celles de métaux dissous.

La spéciation et la biodisponibilité des métaux présents à l'état de traces dans l'eau sont importantes pour évaluer les dangers qu'ils comportent pour la vie aquatique. Dans le cas de certains métaux, comme le mercure, la bioaccumulation et les dangers qu'elle comporte pour la santé humaine sont contrôlés par les interactions et les équilibres physiques et chimiques. Ces interactions dépendent de nombreux facteurs, dont le pH, le potentiel d'oxydoréduction, la température, la dureté, la concentration de CO₂, le type et la concentration des ligands et des agents de chélation disponibles, ainsi que le type et la concentration des ions métalliques (Mullins, 1977; Connell et Miller, 1984; Westman, 1985).

Les métaux peuvent être présente sous une forme soluble, qu'il s'agisse d'ions métalliques libres simples ou complexes, de paires d'ions, de composés de coordination, ou encore de chélates ou de complexes organométalliques non ionisés. Des complexes peuvent être formés avec des espèces anioniques (p. ex., OH⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, HCO₃⁻, les acides organiques et les acides aminés); les associations avec des colloïdes et des particules comprennent les argiles, la matière organique ainsi que les oxydes de fer et de manganèse hydratés. Les métaux dissous peuvent être éliminés de la colonne d'eau par adsorption, précipitation et coprécipitation. Le plomb, par exemple, est fortement adsorbé sur les particules et peut être éliminé de la colonne d'eau et concentré dans les sédiments. Le cadmium, qui forme des complexes avec les composés organiques, reste probablement en grande partie dans la colonne d'eau (Laxen, 1983).

La toxicité apparente pour le poisson de certains métaux ioniques en raison de leur désorption à la surface des ouïes est particulièrement préoccupante. Lorsqu'ils sont liés à des particules, ces métaux sont beaucoup moins toxiques, ce qui est important si l'on compare les résultats des essais de toxicité en laboratoire aux conditions qui existent sur le terrain. Dans ce dernier cas, un plus grand nombre

d'agents de liaison avec les métaux sont probablement présents, ce qui diminue ordinairement la toxicité des métaux. Par contre, les poissons faisant l'objet d'essais en laboratoire ne reçoivent généralement pas de particules de métaux dans leur alimentation et n'en ingèrent pas.

Pour déterminer la biodisponibilité d'un métal, il faut connaître sa forme matérielle et sa spéciation chimique ainsi que les interactions entre les différentes formes (Laxen, 1983). Des études montrent, par exemple, que les ions non complexés, comme Cd^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} et Zn^{2+} , sont ordinairement plus facilement assimilables par le biote aquatique que les formes complexées (Leland et Kuwabara, 1985). Les effets de l'exposition aux métaux sur les processus physiologiques sont complexes et variables (Connell et Miller, 1984). En outre, comme les métaux sont habituellement associés à d'autres dans la nature, leur toxicité globale pour le biote aquatique peut changer (Mullins, 1977).

Lorsqu'on définit des critères relatifs à la qualité des effluents en fonction d'OQE propres à un lieu, il faut utiliser les valeurs calculées pour les métaux récupérables totaux et non pas celles pour les métaux dissous parce que :

- les métaux récupérables totaux comprennent les métaux dissous et la proportion des métaux solides qui peuvent facilement se solubiliser dans les conditions ambiantes (USEPA, 1993a et b). Les conditions physico-chimiques ambiantes diffèrent souvent beaucoup des conditions de l'effluent, et il n'est pas assuré que les particules présentes dans l'effluent ne se dissoudront pas dans les conditions ambiantes;
- cela permet de tenir compte des concentrations à la fois dans la colonne d'eau et les sédiments. Le bilan massique doit être calculé à l'aide des valeurs pour les métaux récupérables totaux parce que, si l'on tient compte seulement des métaux dissous, de grandes quantités de particules métalliques peuvent être libérées et l'effet de leur accumulation dans les sédiments ne peut pas être évalué.
- la toxicité des particules métalliques est plus faible que celle des métaux dissous, mais elle n'est pas négligeable (USEPA, 1992).

Total des solides dissous

On entend par total des solides dissous (TSD) la concentration de la matière dissoute dans l'eau. Les principaux anions formant ce total sont les carbonates, les bicarbonates, les chlorures, les sulfates, les phosphates et les nitrates, tandis que les principaux cations sont le calcium, le magnésium, le sodium, le potassium et le fer. Il est important de connaître le total des solides dissous surtout parce que :

- cette valeur détermine les caractéristiques électrolytiques ou la force ionique de la solution (cette force est reliée au coefficient d'activité et donc à la solubilité des solutés);
- les anions et les cations participent aux processus de formation de complexes et de précipitation avec bon nombre de métaux à l'état de traces (Mullins, 1977; Pagenkopf, 1978).

Dans les eaux naturelles, les carbonates, les sulfates, les chlorures, les phosphates et les nitrates influent sur la spéciation des métaux en formant des sels ionisables. La formation de carbonates insolubles est l'un des plus importants processus d'élimination des métaux en solution (Stumm et Morgan, 1970; Pagenkopf, 1978).

La composition et le total des solides dissous sont importants pour déterminer la diversité et l'abondance des plantes et des animaux dans les écosystèmes aquatiques. La densité chimique du milieu aquatique influe sur l'osmorégulation du métabolisme et la distribution du biote. En outre, les solides dissous constituent la seule source d'ions ayant une importance nutritive pour le phytoplancton (Wetzel, 1975). Un important changement dans la quantité ou la composition de tous les solides dissous peut modifier la structure et la fonction de l'écosystème aquatique étudié.

Solides en suspension

La turbidité est une mesure de la transparence de l'eau. Elle peut fournir une estimation de la concentration des matières en suspension dans l'eau, comme l'argile, le sable, le limon, la matière organique et inorganique finement divisée, le plancton et d'autres microorganismes (McNeely *et al.*, 1979). L'augmentation de la turbidité et de la couleur peut, en empêchant la lumière de pénétrer, réduire la photosynthèse et influencer directement sur l'ampleur de la production biologique dans un plan d'eau. Une plus grande absorption d'énergie solaire réchauffe aussi la surface de l'eau.

Comme les radionucléides, les composés organiques et les métaux ont tendance à s'accumuler à la surface des colloïdes et des particules, leurs effets biologiques peuvent être modifiés en augmentant le total des solides en suspension (TSS; Kranck, 1980). La capacité de formation de complexes et d'adsorption des colloïdes et des particules change lorsqu'ils sont transportés d'un endroit à un autre et se retrouvent dans des conditions physiques et chimiques différentes.

Les solides en suspension peuvent avoir plusieurs effets nuisibles sur les organismes aquatiques :

- boucher les appareils de filtration de certains insectes et poissons immatures (p. ex., les larves de phrygane);
- endommager par abrasion les membranes sensibles des yeux et des ouïes;
- restreindre les sources d'alimentation du poisson et donc réduire les taux de croissance;
- restreindre les déplacements normaux et les migrations du poisson;
- inhiber le développement des oeufs (Alabaster et Lloyd, 1984).

Température

Au Canada, les importantes variations saisonnières de la température influent sur les interactions physiques et chimiques des substances, ce qui modifie leur toxicité et la résistance des organismes au stress. La température influe considérablement sur la vie aquatique et les paramètres physiques et chimiques du milieu aquatique. Les changements de température ont aussi une incidence sur la solubilité et l'équilibre de réaction de nombreuses substances chimiques (Mullins, 1977). L'augmentation de la température diminue la solubilité des gaz dissous dans l'eau (H₂, N₂, CO₂ et O₂). Par exemple, lorsque la température augmente de 0 à 30°C, la solubilité de l'oxygène diminue d'environ 50 %. La viscosité, la tension superficielle, la compressibilité, la chaleur spécifique, les constantes d'ionisation et la chaleur latente de vaporisation diminuent aussi lorsque la température augmente (Houston, 1982). L'augmentation de la température occasionne un accroissement de la conductivité thermique, de la pression de vapeur, de la solubilité des sels et de la vitesse d'oxydation chimique des substances (Westman, 1985). Le réchauffement des eaux de surface crée aussi une discontinuité thermique dans un plan d'eau stable et divise l'eau en strates thermiques ayant chacune leurs propres caractéristiques physiques, biologiques et chimiques.

Les changements de température influent sur le mouvement, la fréquence respiratoire, le rythme métabolique, le comportement et la reproduction de la plupart des organismes aquatiques. La tolérance du biote aquatique à l'égard des changements de température varie en fonction de facteurs comme l'espèce, l'âge, la température d'acclimatation, l'oxygène dissous, l'exposition à des substances toxiques et la saison (Alabaster et Lloyd, 1984; Rand et Petrocelli, 1985). Les augmentations de température occasionnent aussi un accroissement de la fréquence respiratoire, du rythme métabolique et du taux d'excrétion. Un organisme a donc besoin de plus d'oxygène dans un milieu qui en contient moins qu'à une température plus basse. Chez les animaux poïkilothermes, on peut s'attendre à ce que le rythme métabolique et le taux d'excrétion doublent chaque fois que la température augmente de 10°C (Connell et Miller, 1984). Le rejet d'eau chaude peut aussi avoir des effets plus subtils, comme donner aux organismes aquatiques de fausses indications relatives à la température et occasionner un comportement anormal pour la période de l'année (p. ex., la migration et le frai, Duffus, 1980).

La température est un facteur important dans la détermination des effets toxiques des polluants, comme l'ammoniac (dont la toxicité augmente de pair avec la température). Il n'existe pas de méthode facile permettant de prédire les effets de la température sur la toxicité des polluants pour les organismes aquatiques. Par exemple, Spear et Pierce (1979) ont discuté de la complexité de la relation entre la température et la toxicité du cuivre. Il est aussi prouvé que la température influe sur la solubilité et la volatilité d'un grand nombre de substances chimiques dans l'eau (Connell et Miller, 1984).

Oxygène dissous

L'oxygène dissous dans les eaux de surface provient surtout de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des algues et des plantes aquatiques d'ordre supérieur. Dans l'eau de surface des lacs productifs, la photosynthèse peut donner lieu à une sursaturation pendant le jour et la respiration à une diminution d'oxygène pendant la nuit (Macan, 1974). La concentration d'oxygène dissous varie quotidiennement et selon la saison en fonction des facteurs suivants :

- les espèces de phytoplancton présentes;
- la pénétration de la lumière;
- la disponibilité d'éléments nutritifs;
- la température;
- la salinité;
- le mouvement de l'eau;
- la pression partielle de l'oxygène atmosphérique en contact avec l'eau;
- l'épaisseur de la pellicule superficielle;
- l'appauvrissement du biote (causé par les organismes aquatiques ainsi que les processus d'oxydation et de décomposition; Hart, 1974; Mullins, 1977; McNeely *et al.*, 1979).

Les concentrations d'oxygène dissous dans les sédiments varient en fonction du métabolisme microbien, du mélange avec de l'eau oxygénée et des échanges chimiques entre les sédiments et l'eau (Wetzel, 1975; Golterman, 1975).

L'oxygène dissous est essentiel pour la respiration aérobie. À de faibles concentrations, il peut devenir un facteur limitant pour le maintien de la vie. La limite létale inférieure dépend de l'espèce. La sensibilité des organismes aquatiques aux faibles concentrations d'oxygène dissous diffère selon l'espèce, le stade de vie (p. ex., les oeufs, les larves ou les adultes) et l'activité (p. ex., l'alimentation, la croissance et la reproduction; Alabaster et Lloyd, 1984). Si les concentrations d'oxygène dissous sont très faibles et le restent pendant longtemps, il peut se produire un changement dans la diversité des espèces. Les effets des toxiques sont amplifiés lorsque les organismes aquatiques sont stressés parce que la concentration d'oxygène dissous est faible ou insuffisante. De faibles concentrations d'oxygène dissous occasionnent une irrigation accélérée des surfaces respiratoires, ce qui expose davantage ces surfaces aux toxiques présents dans l'eau (Warren, 1971; Sprague, 1985). L'accroissement du taux d'aération peut aussi augmenter la possibilité de l'obstruction des ouïes par des matières en suspension; il se peut aussi que la surface des ouïes soit endommagée si les matières sont abrasives.

En milieu anaérobie, l'état d'oxydation des ions métalliques est réduit, ce qui a un effet marqué sur la solubilité de nombreux métaux (notamment ceux qui précipitent ordinairement sous forme d'hydroxydes; Wetzel, 1975; Mullins, 1977). Les organismes aquatiques peuvent être touchés

directement par une diminution de la concentration d'oxygène dissous et indirectement par les effets toxiques résultant des changements chimiques dus à la diminution de la concentration d'oxygène dissous localement (Connell et Miller, 1984).

Éléments nutritifs

Les éléments nutritifs jouent un rôle important dans la synthèse de la matière vivante. Certains éléments sont nécessaires à l'état de traces seulement. On entend par eutrophisation l'ajout de quantités excessives d'éléments nutritifs dans des plans d'eau et les effets de ces éléments sur la qualité de l'eau et la vie aquatique.

La biodisponibilité de l'azote et du phosphore pour les plantes est régie par un ensemble complexe de réactions à médiation biologique. Le cycle de l'azote est l'un des plus importants cycles biogéochimiques et ses principaux éléments sont la fixation de l'azote moléculaire, l'ammonification de l'azote organique, la nitrification et la dénitrification (Verschueren, 1983). L'azote moléculaire participe à un ensemble complexe d'interactions dans le cycle de l'azote et est éventuellement transformé en ammoniac (NH_3), en ion nitrite (NO_2^-) et en ion nitrate (NO_3^-). L'ammoniac et les nitrates sont facilement assimilables par les plantes.

Certaines formes de l'azote peuvent aussi avoir des propriétés toxiques. Des facteurs comme le pH, la température, la présence d'autres polluants, les concentrations d'oxygène dissous, le calcium et l'alcalinité influent sur les effets toxiques de l'ammoniac. Certains mélanges d'ammoniac et d'autres toxiques (le cuivre, le zinc, le phénol et le cyanure d'hydrogène) ont ordinairement un effet synergique, mais dans toutes les proportions, sauf lorsqu'elles sont faibles, l'effet s'ajoute à celui des nitrates (Russo, 1985).

Lorsqu'il y a suffisamment d'oxygène, les nitrites sont rapidement oxydés en nitrates et se retrouvent habituellement à l'état de traces seulement dans les eaux de surface. Lorsque le pH est supérieur aux valeurs comprises entre 6,4 et 9,0, la toxicité des nitrites totaux diminue à mesure que le pH augmente. Certains anions, comme Cl^- , Br^- , SO_4^{4-} , PO_3^{4-} et NO_3^- , atténuent à divers degrés la toxicité des nitrites (Russo, 1985).

La biodisponibilité du phosphore pour le biote dépend de la vitesse d'absorption et de libération de ce dernier, de l'espèce chimique (phosphore organique ou inorganique) et de l'abondance relative ainsi que du temps de séjour du phosphore dissous. Lorsque le pH est compris entre 6 et 8, les principales formes d'orthophosphate sont H_2PO_4^- (10 %) et HPO_4^{2-} (90 %) (Reid et Wood, 1976). Les phosphates forment facilement des complexes avec les cations présents dans l'eau (p. ex., Fe, Al, Ca); ils forment aussi des complexes insolubles, des chélates et des sels (Stumm et Morgan, 1970). La formation et la dissolution de ces composés sont les principaux éléments du cycle du phosphore et dépendent du pH, de la concentration de phosphates, des ions métalliques et des ligands, de la solubilité des divers composés métal-phosphate, du potentiel d'oxydoréduction et des activités du biote (les bactéries, les champignons, le plancton et les invertébrés; Wetzel, 1975; Thurston *et al.*, 1979). Ces associations éliminent les phosphates de la colonne d'eau et réduisent la concentration de

certaines métaux, qui précipitent sous forme de sels contenant des phosphates (Babich et Stotzky, 1983).

L'enrichissement en éléments nutritifs et l'eutrophisation produisent de nombreux changements dans les populations et les communautés aquatiques. La composition du phytoplancton peut changer et favoriser les espèces qui tolèrent mieux un milieu riche en éléments nutritifs. Dans ce cas, il peut y avoir une dominance des algues bleu-vert. L'augmentation de la productivité des algues peut donner lieu à une décomposition accrue de la matière organique et à une utilisation correspondante d'oxygène dissous. L'oxygène dissous dans l'hypolimnion des lacs est souvent présent à de faibles concentrations pendant l'été en raison de ces processus de décomposition et la stratification influe sur l'échange avec l'oxygène atmosphérique (CMI, 1978). La diversité et la densité des populations de poissons et d'organismes benthiques en souffrent et, si ces conditions persistent pendant longtemps, différentes communautés biotiques peuvent se créer.

A1.3 Processus qui, dans les eaux naturelles, influent sur le devenir dans l'environnement

Un certain nombre de processus peuvent influencer sur le devenir et les concentrations des constituants chimiques dans l'eau. Quelques-uns des processus influant sur le devenir dans l'environnement doivent être pris en compte en vue de l'établissement d'OQE propres à un lieu :

- l'adsorption;
- l'échange d'ions;
- la formation de complexes;
- la solubilité;
- la précipitation et la coprécipitation;
- la volatilisation;
- l'oxydoréduction;
- l'hydrolyse;
- la photolyse et la phototransformation;
- la dégradation microbienne.

Ces processus peuvent avoir un effet appréciable sur la biodisponibilité, la toxicité, la persistance et le devenir des SCPP dans l'eau. Comme pour d'autres paramètres, la vitesse et l'ampleur de ces processus dépendent des conditions ambiantes locales.

Adsorption

L'adsorption est le processus par lequel les SCPP forment des associations avec les particules en suspension, les sédiments ou d'autres matières. Elle peut réduire les concentrations des métaux à l'état de traces et des composés organiques dans les eaux naturelles à des valeurs moindres que celles calculées pour la solubilité à l'équilibre (Pagenkopf, 1978; Drever, 1982). La tendance d'une substance à s'adsorber à la surface des particules influe sur sa mobilité et son devenir ultime dans l'eau (Verschueren, 1983). En général, l'adsorption augmente lorsque la solubilité diminue.

Les sorbants peuvent être des minéraux argileux, des colloïdes organiques et inorganiques (des gels d'hydroxyde ferrique, d'hydroxyde de manganèse et d'acide silicique ou des colloïdes humiques) ainsi que les surfaces et les téguments d'organismes vivants et morts (Ruttner, 1953; Mill, 1980). La plus ou moins grande sorption sur un solide d'un composé présent dans l'eau dépend (Pagenkopf, 1978; Verschueren, 1983) :

- des facteurs régularisant l'équilibre (p. ex., la température, le pH, la pression atmosphérique et la force ionique);
- des caractéristiques physiques et chimiques du sorbant;
- de la superficie du solide;
- de la nature et de la distribution des sites de fixation à la surface.

Il existe différents types de sorption, allant de l'adsorption par les forces de Van der Waals, qui crée seulement un faible lien entre le soluté et le sorbant, à la chimisorption, qui comporte une interaction chimique plus marquée (Pagenkopf, 1978).

Échange d'ions

L'échange d'ions se produit entre les ions adsorbés sur une surface et les ions présents dans l'eau. Il influe sur la mobilité et le devenir des substances chimiques dans l'eau et il exerce un important contrôle sur la composition chimique de l'eau à l'interface entre cette dernière et les sédiments (Drever, 1982).

La nature, l'importance et la vitesse de l'échange d'ions dépendent des propriétés des ions dissous et des ions complémentaires disponibles. Ce processus est aussi fonction du temps, du type de lien qui se crée, du pH, de la température, de la présence et de la concentration d'ions concurrents et des propriétés sélectives de chaque sorbant (Matthess et Harvey, 1982).

Les minéraux argileux, les hydroxydes de fer, les oxydes de manganèse et la matière organique peuvent adsorber les cations présents dans l'eau et remettre en solution une quantité équivalente de

cations (Horowitz, 1985). Ces processus sont importants pour la modification de la composition des eaux naturelles (Stumm et Morgan, 1970). Les oxydes et la matière organique, qui revêtent fréquemment les minéraux argileux, ont souvent une forte capacité d'échange (Drever, 1982). Les métaux lourds peuvent être libérés des argiles si les conditions de la solution s'y prêtent. La capacité d'échange ionique (la quantité d'ions échangeables) du limon peut être dépassée à un point tel que les métaux présents dans l'eau demeurent sous des formes libres et solubles (et biodisponibles) (Golterman, 1975; Matthes et Harvey, 1982). L'échange d'ions influe aussi sur le devenir des composés organiques dans l'eau. Par exemple, le paraquat et le diquat, des pesticides, peuvent être éliminés de l'eau par échange de cations avec la matière organique et les minéraux argileux (Connell et Miller, 1984).

Formation de complexes

Les formes des ions métalliques en solution sont importantes pour la détermination des effets chimiques, biochimiques et biologiques. Chaque ion métallique a un mode de spéciation qui est fonction de la stabilité des produits d'hydrolyse et de sa tendance à former des complexes avec d'autres ligands (Connell et Miller, 1984). Les chélates sont des complexes comprenant plus d'un ligand. Les réactions produisant des complexes comprennent souvent des séquences d'ions complexes solubles et insolubles qui dépendent du métal, des concentrations de ligands et du pH. Ces interactions déterminent la spéciation des métaux dans l'eau et contribuent grandement à la régulation globale de la concentration des ions métalliques dans l'eau (Pagenkopf, 1978).

Le pH influe sur la formation des complexes. À faible pH, les ions H^+ entrent en concurrence avec les ions métalliques pour former un complexe avec le ligand, tandis qu'à pH élevé, les ions OH^- entrent en concurrence avec le ligand pour occuper la position de coordination sur l'ion métallique. À pH faible et élevé, des complexes mixtes hydrogène-métal et hydroxyde-ligand peuvent se former. La tendance à la formation de complexes augmente en fonction du potentiel d'ionisation du métal et de la tendance accrue du ligand à libérer des électrons. Les changements dans le potentiel d'oxydoréduction influent sur la spéciation des métaux en raison de changements directs dans l'état d'oxydation des ions métalliques [p. ex., Fe(II) à Fe(III)], ainsi que de changements dans le potentiel d'oxydoréduction des ligands ou des chélates disponibles et concurrents (Connell et Miller, 1984).

Les interactions entre les phases aqueuse et solide influent considérablement sur le comportement des métaux. Les complexes métalliques dissous peuvent être éliminés de l'eau lorsqu'ils entrent en contact avec la surface des particules et se déposent sur les lits de sédiments. L'enrichissement et la remobilisation des métaux dans les sédiments dépendent de facteurs comme la composition chimique, la salinité, le pH, le potentiel d'oxydoréduction et les conditions hydrodynamiques locales (Connell et Miller, 1984). Les concentrations des métaux en solution qui sont plus élevées que celles calculées sont souvent dues à la chélation avec des molécules organiques. La chélation peut aussi contribuer à

masquer la présence des métaux dans l'eau (Stumm et Morgan, 1970). La biodisponibilité des substances dissoutes a tendance à diminuer lorsqu'il y a formation de complexes.

Solubilité

La solubilité d'une substance est la quantité totale de l'espèce de soluté qui demeurera toujours en solution dans un ensemble donné de conditions de l'eau. C'est une propriété intrinsèque d'une substance qui aide à déterminer sa distribution en solution (Verschueren, 1983; Connell et Miller, 1984). Dans des conditions naturelles, l'équilibre est rarement atteint et peut être déplacé en raison de variations dans les concentrations d'ions concurrents et de substances organiques en solution (Waite, 1984). Des facteurs environnementaux, comme le pH, le potentiel d'oxydoréduction, la température, la dureté, et la présence de solides dissous et de matières organiques ainsi que leur nature influent aussi sur la solubilité d'une substance dans l'eau (Stumm et Morgan, 1970; Mullins, 1977).

Le produit de solubilité (K_s) s'entend du produit des concentrations des espèces ioniques intervenant dans la dissolution. La solubilité de chaque substance aide à déterminer l'activité des substances dissoutes et la mesure dans laquelle des complexes se forment (Pagenkopf, 1978). La solubilité d'une substance chimique dans l'eau influe sur sa susceptibilité à l'hydrolyse, à la photolyse, à la formation de complexes, à la volatilisation, à l'oxydation, à la réduction et à la biodégradation (Verschueren, 1983).

La solubilité des gaz en solution qui forment ou non des électrolytes est habituellement décrite par la constante de Henry. La solubilité des gaz qui ne forment pas d'électrolytes, comme l'oxygène, est inversement proportionnelle à la pression de vapeur à une température donnée. La solubilité des gaz qui forment des électrolytes dépend aussi fortement de la température; ordinairement, elle décroît à mesure que la température augmente (Mackay, 1980).

Les formes solubles des métaux sont ordinairement des ions simples ou complexes, des chélates ou des complexes organométalliques non ionisés. En général, une augmentation de la température occasionne un accroissement de la solubilité de la plupart des sels inorganiques. La solubilité d'un grand nombre de substances organiques peut dépendre :

- de la nature des interactions en solution entre la substance et l'eau (p. ex., l'hydrophobicité);
- dans le cas d'un solide, de son point de fusion relativement à la température du milieu.

Bon nombre de solutés organiques tendent à former dans l'eau des particules colloïdales (dont la concentration peut être de plusieurs milligrammes par litre), ce qui masque la concentration réelle des substances dissoutes (Mackay, 1980).

Précipitation et coprécipitation

Les propriétés chimiques des minéraux peuvent être modifiées par les réactions de précipitation, qui éliminent ces substances de l'eau. La constante du produit de solubilité permet de déterminer dans quelle mesure un composé précipite. La vitesse et l'importance de la précipitation dépendent du composé et des conditions ambiantes qui existent localement (Lee et Jones, 1983).

Dans les eaux naturelles, ce sont surtout les carbonates et les hydroxydes qui participent aux réactions de précipitation. D'autres sels comme les sulfates, les phosphates, les chlorures et les silicates peuvent aussi précipiter. Le fer ferrique et le Mn (IV) précipitent souvent sous forme d'oxydes hydratés. Bon nombre de métaux de transition forment des complexes hydroxy au voisinage du pH 7,0 (Pagenkopf, 1978). À pH plus élevé, l'adsorption sur les carbonates et la coprécipitation sont d'importants processus d'élimination du Zn, du Co, du Cd et du Pb (Pagenkopf, 1978; Connell et Miller, 1984).

On entend par coprécipitation la précipitation simultanée d'un sel insoluble et d'un constituant normalement soluble (Pagenkopf, 1978). La coprécipitation se produit par inclusion isomorphique, adsorption à la surface, formation solide-solution et occlusion. Il y a inclusion isomorphique lorsqu'un ion ayant des dimensions et des propriétés chimiques semblables est assorti à la structure du précipité sans perturber significativement le réseau cristallin de ce dernier. Les oxydes hydratés et d'autres solides ont une grande superficie et peuvent adsorber des quantités considérables d'autres ions. Dans la formation solide-solution, le soluté se dissout dans la solution solide. Dans l'occlusion, les solutés sont emprisonnés dans le réseau cristallin du précipité. Les processus de coprécipitation et de remplacement sont importants pour éliminer de l'eau les métaux à l'état de traces et les faire passer dans une phase plus stable (p. ex., la coprécipitation du cuivre avec les hydroxydes de fer; Matthes et Harvey, 1982).

Volatilisation

On entend par volatilisation le changement d'état consistant dans le passage de la phase solide ou liquide à la phase vapeur et le mouvement ultérieur par advection ou diffusion (Neely et Blau, 1985b). Il est reconnu qu'il s'agit d'un important processus de transport pour de nombreuses substances chimiques dont la solubilité et la polarité sont faibles (Mackay *et al.*, 1980). Le transport d'un composé dans l'atmosphère à partir des sédiments ou du fond d'un lac ou d'un cours d'eau dépend d'une série d'étapes et de taux de contrôle (ou de résistance). Ces étapes de diffusion peuvent comprendre :

- la libération du composé présent dans les sédiments;
- la diffusion à travers l'hypolimnion, la thermocline ou l'épilimnion du lac;

- la diffusion à l'interface eau-air à travers la pellicule superficielle liquide;
- le transfert de l'autre côté de l'interface eau-air;
- la diffusion dans l'atmosphère à travers la pellicule d'air.

La turbulence de l'eau et la vitesse du vent (CNRC, 1981) influent aussi sur les taux de volatilisation.

La volatilité relative des composés organiques présents dans l'eau peut être déterminée à l'aide de leur pression de vapeur et de leur solubilité dans l'eau (Hamaker, 1972). Pour calculer le taux absolu de vaporisation des composés organiques faiblement solubles dans l'eau, Mackay et Leinonen (1975) ont peaufiné l'idée de Hamaker. Leurs travaux montrent que le coefficient de partage du composé organique entre l'eau et l'air (calculé à l'aide de sa pression de vapeur et de sa solubilité) permet de savoir si la résistance de la phase liquide ou vapeur contrôle le taux d'évaporation. Les calculs démontrent que la plupart des composés organiques de faible solubilité se vaporisent rapidement si l'eau contient de l'argile ou des colloïdes organiques en faible concentration (Spencer et Farmer, 1980). Les principales variables à prendre en compte dans le calcul du taux de volatilisation des solutés présents dans les lacs et d'autres plans d'eau sont celles qui décrivent :

- l'équilibre entre les phases (c'est-à-dire la constante de la loi de Henry ou le coefficient de fugacité; voir les articles de Mackay et Paterson, 1982 et 1984);
- la cinétique du milieu, c'est-à-dire la résistance, le coefficient de transfert de masse et la diffusivité;
- les propriétés physiques et chimiques du soluté (c'est-à-dire sa sorption et son coefficient de partage entre l'air et l'eau; Mackay *et al.*, 1980; Mackay, 1981).

Oxydoréduction

L'oxydation et la réduction sont souvent appelées des processus reliés respectivement à la perte et au gain d'électrons. La capacité d'oxydation ou de réduction peut être décrite par le potentiel rédox (Eh), qui est l'indice numérique de l'intensité des conditions oxydantes ou réductrices dans un milieu (Hem, 1985). Les formes chimiques de bon nombre de polluants sont modifiées par leurs propriétés d'oxydoréduction et les caractéristiques oxydantes et réductrices du milieu où ils se trouvent (Connell et Miller, 1984). Par exemple, le cycle biogéochimique du fer et, dans une moindre mesure, celui du manganèse sont influencés par les variations spatiales et temporelles des conditions d'oxydoréduction du plan d'eau (Wetzel, 1975).

La photosynthèse et la dégradation bactérienne de la matière organique déterminent en grande partie

les conditions d'oxydoréduction des cours d'eau et des lacs. Dans la photosynthèse, le dioxyde de carbone est transformé en matière organique et en oxygène. S'il existe de l'oxygène moléculaire, les produits de la respiration bactérienne et de la décomposition sont essentiellement l'inverse de ceux de la photosynthèse. Pendant la respiration, il se dégage du carbone sous forme de CO_2 . En l'absence d'oxygène moléculaire, la décomposition de la matière organique se fait par une série de réactions qui produisent successivement moins d'énergie. Voici quelques-unes des plus importantes réactions :

- la dénitrification, au cours de laquelle les bactéries oxydent le carbone organique en CO_2 au moyen de l'oxygène de l'ion nitrate;
- la désamination des acides aminés. En milieu aérobie, les acides aminés se décomposent en ammoniac et en substances non azotées. L'ammoniac non ionisé réagit ensuite avec l'ion H^+ , ce qui donne de l'ammonium et occasionne une nette augmentation du pH;
- la réduction des oxydes de Mn(IV) et de Fe(III) en Mn(II) et Fe(II), qui sont plus solubles. Cette réduction donne lieu à la libération de phosphates et de métaux lourds adsorbés sur les oxydes;
- la réduction des sulfates, au cours de laquelle les bactéries oxydent la matière organique en CO_2 au moyen de l'oxygène de l'ion sulfate (SO_4^{2-}). Le sous-produit, du sulfure d'hydrogène (H_2S), est toxique pour la plus grande partie du biote;
- les réactions de fermentation qui se produisent à diverses valeurs de pE (une mesure de l'intensité rédox) et dépendent du composé organique touché.

Les conditions d'oxydoréduction dans un plan d'eau donné peuvent être très différentes. Dans les lacs, ces conditions résultent de l'équilibre entre la décomposition de la matière organique et la concentration d'oxygène dissous. La quantité totale de matière organique qui se retrouve dans l'hypolimnion pendant la stratification indique si ces eaux deviendront anaérobies. Dans un lac oligotrophe, l'apport en éléments nutritifs est faible, tout comme la production photosynthétique; l'eau est oxygénée à toutes les profondeurs et le pE demeure élevé. Dans les lacs eutrophes, où la productivité est élevée, l'hypolimnion peut devenir anaérobie (Drever, 1982). Pendant l'inversion de ce type de lacs eutrophes, le sulfure d'hydrogène et d'autres composés, comme les métaux lourds, peuvent être mélangés dans l'épilimnion. Par exemple, la solubilité des métaux qui précipitent normalement sous forme d'hydroxydes peut augmenter, et le phosphore peut être libéré des sédiments en raison de la dissolution de l'hydroxyde et des oxydes ferriques sur lesquels le phosphore est adsorbé (Connell et Miller, 1984).

Hydrolyse

Il y a hydrolyse lorsqu'un composé organique ou un sel métallique réagit avec l'eau pour donner lieu à l'échange net d'un groupe fonctionnel contre un groupe hydroxyle (Connell et Miller, 1984). L'hydrolyse est importante parce qu'elle introduit un groupe hydroxyle dans la molécule mère. Dans le cas des composés organiques, le produit de la réaction est ordinairement plus susceptible de se décomposer davantage par biodégradation et photolyse. En outre, le groupe hydroxyle rend le composé plus soluble dans l'eau et réduit donc la possibilité de bioconcentration (Neely et Blau, 1985a).

Les produits solubles de l'hydrolyse sont importants dans les milieux aquatiques où il existe des ions métalliques. Les faibles concentrations de cations et l'intervalle de pH relativement considérable où la formation de complexes hydroxo et oxo est possible peuvent modifier de façon significative le comportement chimique de ces métaux (Eichenberger et Chen, 1982). L'espèce chimique et l'état d'oxydation des produits d'hydrolyse peuvent agir sur bien des aspects du comportement chimique :

- l'adsorption des espèces solubles sur des particules;
- la probabilité que les espèces métalliques coagulent les particules colloïdales et forment des précipités;
- la solubilité de la phase solide contrôlante;
- la mesure dans laquelle les ions peuvent être complexés en solution;
- l'oxydation ou la réduction des espèces métalliques (Stumm et Morgan, 1970; Eichenberger et Chen, 1982).

Les données sur l'hydrolyse sont importantes pour évaluer les risques que comportent les composés organiques possédant des groupes fonctionnels hydrolysables (c'est-à-dire l'acide carboxylique, l'acide phosphorique et l'acide sulphonique, les esters, les amides, les halogénures d'alkyle, les carbamates, les époxydes et les esters de l'acide phosphorique). En outre, ces données servent à calculer les valeurs cinétiques de divers composés (y compris les relations structure-activité) et à prédire la demi-vie des composés organiques en milieu aquatique (Connell et Miller, 1984).

Photolyse et phototransformation

Les transformations photochimiques déclenchées par la lumière du soleil peuvent être le résultat d'un ou de plusieurs processus, selon la structure du composé chimique et la présence d'autres substances (USEPA, 1979). Pour que ces changements se produisent, une quantité suffisante d'énergie rayonnante doit être absorbée pour vaincre les énergies de liaison et permettre la dissociation. Les changements photochimiques se produisent au moyen de deux mécanismes principaux :

- l'absorption directe de lumière (photolyse directe) par la substance, suivie d'une réaction;
- le transfert d'électrons ou d'énergie (photolyse indirecte) par un intermédiaire (le photosensibilisant; Moore et Ramamoorthy, 1984).

L'absorption directe de la lumière solaire peut donner lieu à une rupture des liaisons, une dimérisation, une oxydation, une hydrolyse ou un réarrangement (Zepp, 1980). Afin de pouvoir prédire les vitesses de photolyse en fonction de l'heure du jour, de la saison, de l'emplacement et de la profondeur de l'eau, des équations ont été posées en utilisant l'irradiation solaire, le rendement quantique et le spectre d'absorption des polluants (Zepp et Baughman, 1978). Lorsque la concentration du polluant est faible, la vitesse de photolyse directe des substances chimiques (K_p) dans l'eau peut être représentée par une équation de premier ordre (la vitesse est directement proportionnelle à la concentration de polluant et la constante de vitesse de premier ordre dépend de l'intensité lumineuse). La vitesse d'oxydation photochimique par photolyse indirecte peut être représentée par une équation de second ordre (Connell et Miller, 1984).

La couleur et la transparence du plan d'eau influent sur la vitesse de la photolyse directe et indirecte. Les sédiments en suspension influent sur la photolyse dans l'eau en contribuant à l'atténuation de la lumière, en dispersant la lumière, qui diffuse ensuite le rayonnement plongeant, en modifiant les processus de partage et en empêchant les polluants de recevoir la lumière sous-marine en raison de leur adsorption sur les sédiments qui se déposent. Le mélange vertical dans les lacs influe aussi sur la quantité de lumière reçue par un polluant (Zepp, 1980).

La couleur, la transparence ainsi que les concentrations de sensibilisants naturels et d'oxygène à l'état de singulet influent sur la photolyse indirecte (CNRC, 1981). L'évaluation de la photolyse indirecte se complique par le fait que bon nombre de processus photochimiques peuvent entrer en jeu et que la structure moléculaire des photosensibilisants qui servent d'intermédiaires dans la photolyse indirecte n'est pas connue. Dans une réaction de photosensibilisation, la lumière absorbée par une molécule sensibilisante (p. ex., une matière humique) dans l'eau crée un état d'excitation qui peut transférer efficacement son énergie à un autre composé dans l'eau par une série de processus complexes et concurrents dans certaines conditions. La nature exacte des mécanismes de ces processus reste à déterminer (Zepp, 1980). La décomposition photochimique des pesticides, par exemple, peut se faire par une série de réactions photolytiques, y compris la photooxydation, l'hydrolyse photonucléophile et la déchloration réductive. Ces réactions dépendent de facteurs comme la présence d'agents photosynthétiques naturels, le pH et l'oxygène dissous (Connell et Miller, 1984).

Dégradation microbienne

La biodégradation des polluants par les microorganismes (par exemple, les bactéries, les champignons, les protozoaires et les algues) est un important processus d'élimination et de transformation dans l'eau et les sédiments. Les renseignements concernant les processus de biodégradation sont essentiels pour l'évaluation de la persistance, notamment celle des composés organiques susceptibles d'être solubilisés ou dispersés dans ou sur l'eau. Les réactions liées à ces processus comprennent l'oxydation, la réduction, l'hydrolyse et, occasionnellement, les réarrangements. Ces réactions dépendent de la structure moléculaire et de la concentration de la substance, de la taille, du type et du taux de croissance des assemblages microbiens, des éléments nutritifs disponibles et des paramètres environnementaux comme la température, le pH, la force ionique et les conditions d'oxydoréduction. La nature, la dynamique, la viabilité et l'état métabolique des populations de microorganismes compliquent ces réactions.

Dans la plupart des plans d'eau de grande dimension, la colonne d'eau est stratifiée en plusieurs couches dont la température, la lumière disponible, la teneur en éléments nutritifs et la concentration d'oxygène sont différentes. En général, on estime que la partie supérieure de la colonne d'eau est aérobie et que, plus en profondeur, l'eau est anaérobie. Les sédiments peuvent aussi être stratifiés en couches oxydées et réduites. Chaque couche contient probablement différents types de populations microbiennes ayant des activités métaboliques distinctes (Neely et Blau, 1985b). La densité de la population bactérienne dans les sédiments peut être de plusieurs ordres de grandeur plus élevée que dans la colonne d'eau (Neely et Blau, 1985a). La biodégradation des divers composés organiques naturels et synthétiques nécessite l'intervention d'un grand nombre de populations microbiennes diverses dont les capacités distinctes se complètent (Neely et Blau, 1985a).

L'action des microorganismes sur les composés naturels et synthétiques peut donner lieu à l'un ou plusieurs des processus suivants : la minéralisation, la détoxification, le cométabolisme et l'activation. La minéralisation est la conversion d'un composé organique en produits inorganiques. La détoxification s'entend de la conversion d'une substance toxique en métabolites relativement inoffensifs. Le cométabolisme consiste dans le métabolisme microbien d'un composé dont les microorganismes ne peuvent se servir comme élément nutritif. L'activation est la conversion d'un composé non toxique en une substance toxique (Alexander, 1980). La dégradation partielle par les microorganismes peut avoir pour résultat :

- un composé moins toxique;
- un composé plus toxique que le composé mère;
- un composé toxique, même si la molécule originale n'était pas toxique aux concentrations retrouvées dans l'environnement;
- un composé plus persistant que le composé mère;
- un composé sujet à la bioamplification ou à des changements différents de ceux du composé mère (Alexander, 1980).

L'activité microbienne peut aussi favoriser la libération des métaux présents dans les sédiments en raison de la formation de composés pouvant complexer les ions métalliques. L'activité microbienne

peut convertir les composés métalliques inorganiques en molécules organométalliques à la suite de processus d'oxydation et de réduction catalysés par des enzymes, ce qui est très préoccupant. Des substances très toxiques peuvent être libérées dans l'environnement en raison, entre autres, de la formation de composés méthylés de l'arsenic, du plomb, du mercure, du sélénium, et de l'étain (Golterman *et al.*, 1983).

Les molécules organiques synthétiques ne sont pas nécessairement dégradables par les microbes. En l'absence des enzymes microbiennes nécessaires au métabolisme ou si la substance est protégée d'une certaine façon par les propriétés chimiques et physiques de l'environnement, le composé persistera. La persistance peut varier de plusieurs mois à des années (Alexander, 1980).

A1.4 Mécanismes de toxicité

Les substances peuvent interagir de bien des façons avec les cellules des organismes aquatiques. Les substances toxiques peuvent favoriser ou restreindre le passage de substances dans la cellule en vue de la production d'énergie ou du maintien de l'équilibre osmotique et électrique de la cellule. Elles peuvent aussi réagir avec les enzymes ou les métabolites des réactions enzymatiques (Warren, 1971; Connell et Miller, 1984). Par exemple, les mécanismes toxiques des ions métalliques sont généralement classés en trois catégories (Connell et Miller, 1984) :

- le blocage des groupes fonctionnels biologiques essentiels des biomolécules (p. ex., les protéines et les enzymes);
- le déplacement des ions métalliques essentiels dans les biomolécules;
- la modification de la conformation active des biomolécules.

Des études portent à croire que les hydrocarbures chlorés agissent en dissolvant la membrane adipeuse entourant les fibres nerveuses et en nuisant au transport des ions à l'intérieur ou à l'extérieur de la fibre. Le site de l'action toxique des organophosphates est la fente synaptique des nerfs. Ces composés et les pesticides au carbamate désactivent l'acétylcholinestérase (AChE), qui décompose normalement l'acétylcholine lorsque cette dernière a transporté l'influx de l'autre côté de la fente synaptique. Comme l'acétylcholine n'est pas décomposée, elle s'accumule, ce qui provoque une série d'influx nerveux externes (des tremblements, des convulsions et la paralysie) (Mullins, 1977). D'autres pesticides (comme les insecticides organochlorés) occasionnent souvent une augmentation de l'activité des complexes enzymatiques hépatiques à des niveaux d'exposition extrêmement faibles. Cette activité peut influencer sur d'autres processus métaboliques ainsi que causer des effets synergiques ou antagonistes en raison de la stimulation des complexes enzymatiques qui métabolisent les pesticides.

La narcose est le plus faible niveau de toxicité produit par une substance chimique; c'est une perturbation réversible atypique de la membrane sans qu'il y ait mortalité. Elle peut toucher tous les organismes, y compris les bactéries et les plantes. Les molécules des composés organiques présents dans le corps de l'organisme occasionnent la narcose, mais on ne connaît pas exactement le mode d'action et les sites récepteurs spécifiques. Il existe deux théories à ce sujet : le volume critique et la liaison protéinique. D'après la théorie du volume critique, les changements dans le contenu lipidique des membranes cellulaires sont dus à des augmentations de volume causées par les toxiques dissous. Selon la théorie de la liaison protéinique, les toxiques se fixent sur des sites récepteurs de dimensions précises dans les régions hydrophobes des protéines. Comme bon nombre de composés organiques peuvent être métabolisés par les organismes, il y a moins de narcose qu'on aurait pu le prévoir.

Diverses caractéristiques de l'eau et des organismes peuvent modifier la toxicité des polluants présents dans l'eau pour les organismes aquatiques. Les caractéristiques abiotiques et biotiques peuvent être des facteurs modificatifs. Les facteurs abiotiques comprennent les caractéristiques physiques et chimiques de l'eau. Les facteurs biotiques sont les particularités de l'organisme, comme l'espèce, le stade de vie, la taille, l'état nutritionnel, la santé générale et le degré d'acclimatation aux

conditions ambiantes naturelles ou au polluant (Sprague, 1985). Plusieurs importants facteurs modificatifs (comme la température, le pH et l'oxygène dissous) ont été discutés précédemment.

Annexe 2. Établissement d'objectifs de qualité de l'eau au moyen de la procédure axée sur le recalcul : étude de cas portant sur le zinc dans le bassin de la rivière McQuesten-Sud, au Yukon

Les rivières McQuesten-Sud et Nord sont d'importants tributaires de la rivière Stewart. Depuis sa source près de Keno City, dans le centre-ouest du Yukon, la rivière McQuesten-Sud coule sur une distance d'environ 150 km jusqu'à sa confluence avec la rivière Stewart, qui se jette ensuite dans le fleuve Yukon. Les principaux tributaires de la rivière McQuesten-Sud sont les ruisseaux Christal, Flat, Haldane et Galena.

Dans le bassin versant de la rivière McQuesten, l'exploration et l'exploitation minières ne datent pas d'hier. C'est en 1906 que des minéraux d'argent, de plomb et de zinc ont été découverts pour la première fois au voisinage du ruisseau Galena. Depuis ce temps, Plusieurs petits gisements d'argent ont été exploités. En outre, un certain nombre d'importantes installations minières ont vu le jour dans la région. En raison de ces activités minières de longue date, on retrouve partout dans le bassin des puits, des galeries à flanc de coteau, des amas de stériles et des hardes de déchets de roches. Les données existantes sur la qualité de l'eau indiquent que les eaux de ruissellement des mines abandonnées ou les eaux de lixiviation des amas de stériles abandonnés rejettent des contaminants dans les eaux de surface du bassin de la rivière McQuesten-Sud, y compris les ruisseaux Christal, Flat et Galena ainsi que le cours principal de cette rivière. En particulier, les concentrations de zinc dans les réseaux hydrographiques récepteurs représentent un danger potentiel pour le poisson et les organismes aquatiques qui utilisent ou peuvent utiliser les habitats du bassin versant.

En 1997, une proposition visant à rouvrir une mine dans le bassin a été présentée aux organismes de réglementation. Le projet prévoyait des activités d'exploitation souterraine et à ciel ouvert dans un certain nombre d'endroits au voisinage de Keno City. Comme la protection du poisson et de la vie aquatique est l'un des principaux objectifs de la gestion des eaux du bassin versant, les organismes de réglementation et les sociétés minières ont dû relever le défi d'établir des OQE pour protéger cette importante utilisation de l'eau dans la rivière McQuesten-Sud et ses tributaires.

Les RQE au Canada (CCMRE, 1987; CCME, 1999) contiennent des données essentielles à la définition des conditions de la qualité de l'eau nécessaires pour protéger les organismes aquatiques dans le bassin versant de la rivière McQuesten-Sud. Toutefois, on a constaté qu'une partie des données toxicologiques rassemblées en vue d'élaborer les RQE concernant le zinc (Nagpal, 1997) ne permettaient pas directement d'évaluer la toxicité du zinc dans le bassin d'une rivière nordique. C'est pourquoi la procédure axée sur le recalcul a été employée pour établir des OQE adaptés à un lieu pour le zinc dans la rivière McQuesten-Sud et ses tributaires.

A2.1 Établissement d'objectifs préliminaires de qualité de l'eau pour le zinc

L'établissement d'OQE adaptés à un lieu est un processus itératif qui nécessite des données particulières à une substance et propres à une lieu. La première étape consiste à définir les objectifs de protection des utilisations pour le lieu (figure A2.1). Dans le bassin de la rivière McQuesten-Sud, la protection du poisson et d'autres organismes aquatiques a été reconnue comme l'un des principaux objectifs de gestion de l'eau. En outre, la rivière sert dans une certaine mesure à fournir de l'eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable. Comme la faune fait partie intégrante de l'écosystème, il est important de protéger les ongulés, les oiseaux aquatiques, les animaux à fourrure et d'autres espèces fauniques qui s'abreuvent dans la rivière. Il a donc été reconnu que la protection de ces trois utilisations de l'eau était un objectif de gestion fortement prioritaire pour le bassin de la rivière McQuesten-Sud.

La deuxième étape du processus consiste à choisir un OQE préliminaire (OPQE) à même les RQE au Canada déjà élaborées. Les recommandations préconisées pour le zinc en vue de la protection de la vie aquatique d'eau douce varient selon la dureté de l'eau dans le réseau hydrographique récepteur. Dans le bassin de la rivière McQuesten-Sud, la dureté de l'eau varie considérablement d'un endroit à l'autre et pendant les différentes périodes de débit (tableau A2.1).

Les données existantes sur l'écoulement fluvial indiquent que la période de débit d'étiage s'étend de novembre à avril. La période de débit de crue a généralement lieu en mai et juin, tandis que la période de débit modéré comprend les mois de juillet à octobre.

La comparaison des RQE concernant le zinc qui s'appliquent aux trois principales utilisations de l'eau dans le bassin hydrographique de la rivière McQuesten-Sud indique que la protection du poisson et de la vie aquatique est l'utilisation la plus précaire (CCMRE, 1987; Nagpal, 1997; CCME, 1999). C'est pourquoi les RQE en vue de la protection du poisson et de la vie aquatique ont servi à établir les OPQE pour le zinc dans la région étudiée. Plus précisément, les concentrations de zinc dans chaque réseau hydrographique récepteur dont on prévoit qu'elles protégeraient la vie aquatique ont été calculées au moyen de l'équation suivante (Nagpal, 1997; CCME, 1999) :

$$\text{RQE } (\mu\text{g/L}) = 7 + 0,755 \cdot (\text{dureté} - 90)$$

Cette équation permet de calculer les concentrations de zinc dans chaque tronçon du cours d'eau et à chaque période de débit qui protégeront probablement la vie aquatique d'eau douce (c'est-à-dire les OQE préliminaires; tableau A2.2).

A2.2 Évaluation des objectifs préliminaires de qualité de l'eau

La deuxième étape du processus d'établissement d'OQE comprend l'applicabilité de l'OPQE au lieu étudié. Cette évaluation doit prendre en compte les concentrations naturelles, les seuils de détection, les facteurs qui peuvent influencer sur la biodisponibilité ou la toxicité de la substance et la pertinence pour le lieu de l'ensemble complet de données toxicologiques..

Il est difficile de déterminer les concentrations naturelles de zinc dans le réseau hydrographique de la rivière McQuesten-Sud, et ce, pour plusieurs raisons. Premièrement, comme il y a eu des activités d'exploration et d'exploitation minières dans tout le bassin du cours supérieur de la rivière, il n'est pas facile de trouver en amont des endroits convenables qui n'ont pas été touchés par ces activités. Deuxièmement, comme il y a eu beaucoup d'exploration et d'exploitation minières dans le bassin fluvial pendant près d'un siècle, il n'existe pas de données sur la qualité de l'eau pour la période de pré-exploitation. Enfin, il est difficile de trouver des zones de référence convenables au voisinage du secteur étudié parce que les activités minières sont courantes dans cette région du Yukon. On peut toutefois dire que les concentrations de zinc total mesurées dans la rivière McQuesten-Sud en amont du ruisseau Christal se rapprochent des concentrations naturelles.

Les concentrations naturelles de zinc dans la rivière McQuesten-Sud en amont du ruisseau Christal sont généralement plus faibles que les OQE préliminaires. La concentration de zinc total mesurée une seule fois pendant la période de débit de crue (33 µg/L) est supérieure aux OQE préliminaires, mais il est probable que les concentrations naturelles types de zinc dissous pendant cette période seraient inférieures aux OPQE. Les concentrations moyennes de zinc total mesurées pendant la période de débit modéré (14,3 µg/L) et de débit d'étiage (17 µg/L) sont aussi inférieures aux OPQE. Il n'est donc pas déraisonnable de conclure que les OQE préliminaires sont applicables aux divers tronçons de la rivière et à toutes les périodes de débit.

Ensuite, les OQE préliminaires pour le zinc dissous ont été évalués en fonction des seuils de détection. À l'aide de la technique existante du plasma inductif (PI), on obtient régulièrement un seuil de détection de 5 µg/L pour le zinc. La spectrométrie de masse à plasma inductif permet d'obtenir un seuil de détection beaucoup plus faible (0,5 µg/L). Il est donc possible de vérifier si les OQE préliminaires sont atteints en employant des méthodes d'analyse existantes facilement accessibles.

Une récente revue des données toxicologiques sur le zinc permet de relever les facteurs qui peuvent influencer sur la toxicité de ce métal (Nagpal, 1997; CCME, 1999). Il ressort de cette revue que plusieurs facteurs environnementaux peuvent modifier la toxicité du zinc : la dureté de l'eau, le calcium, le magnésium, la salinité, le pH, la température et la présence d'autres métaux. On a constaté que la dureté de l'eau (y compris les concentrations de calcium et de magnésium) était le facteur le plus

important, car plus elle augmentait, plus la toxicité diminuait, et que le zinc était le plus toxique à pH neutre (7) et lorsque la température de l'eau était élevée. Même s'ils étaient variables, les résultats ont indiqué que la présence d'autres métaux augmentait généralement la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques. La dureté de l'eau a été le seul facteur pris en compte dans l'élaboration de RQE pour le zinc. Les données étaient insuffisantes pour ajuster les recommandations fondées sur les concentrations d'autres métaux, le pH ou la température de l'eau. C'est pourquoi il a été impossible d'ajuster les OPQE pour le zinc dans la rivière McQuesten-Sud.

L'ensemble de données toxicologiques pour le zinc qui ont servi à élaborer les RQE génériques contient des renseignements sur divers organismes d'eau douce (tableau A2.3). Bon nombre de ces espèces ne se retrouvent pas ou ne peuvent pas se retrouver dans la rivière McQuesten-Sud. C'est pourquoi il est nécessaire de peaufiner l'ensemble de données toxicologiques et de recalculer les OQE préliminaires en utilisant le protocole approprié (CCME, 1991 et 1999). Les étapes de la procédure axée sur le recalcul sont décrites ci-dessous.

A2.3 Application de la procédure axée sur le recalcul dans le bassin de la rivière McQuesten-Sud

L'application de cette procédure nécessite l'obtention de données sur les types d'organismes aquatiques qui se trouvent dans le plan d'eau étudié. Les résultats des programmes de surveillance biologique indiquent les communautés de macroinvertébrés et de poissons que l'on retrouve ou s'attend à retrouver dans le réseau hydrographique de la rivière McQuesten-Sud. Ces données montrent que les familles de poissons et les classes ou les ordres de macroinvertébrés dont les noms suivent fréquentent les eaux de la rivière McQuesten-Sud :

**ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS
SPÉCIFIQUES
AU LIEU****Recommandations canadiennes pour la
qualité des eaux : protection de la vie
aquatique**

Poissons

Salmonidés (saumon et truite)
Ésocidés (brochet)
Pétromyzontidés (lamproie)
Gadidés (morue)
Catostomidés (suceurs)
Cyprinidés (menés)

Invertébrés

Oligochètes (vers aquatiques)
Cladocères (puces d'eau)
Copépodes
Ostracodes
Arachnidés (hydrachnides)
Plécoptères (perles)
Éphéméroptères (éphémères communes)
Tricoptères (phryganes)
Diptères (mouches)
Gastropodes (escargots)
Pélécy-podes (bivalves)

L'examen des publications disponibles indique que bon nombre de ces groupes de poissons et d'invertébrés figurent dans l'ensemble de données toxicologiques. Si l'on exclut les familles de poissons qui ne se retrouvent pas au voisinage du site minier proposé, la QMEO est de 0,005 mg de zinc/L (tableau A2.4). L'exposition à cette concentration de zinc pendant 18 jours a causé la mort de 60 % des alevins vésiculés de la truite brune (Sayer *et al.*, 1989). La QMEO pour les invertébrés d'eau douce figurant dans l'ensemble de données toxicologiques est de 0,015 mg/L. L'exposition à cette concentration de zinc a diminué de 57 % en quatre jours l'abondance des macroinvertébrés benthiques (Clements *et al.*, 1988). Ces valeurs de la QMEO sont les mêmes que celles mentionnées dans tout l'ensemble de données toxicologiques, ce qui veut dire que les organismes aquatiques vivant dans les cours d'eau au voisinage du site minier proposé sont aussi sensibles au zinc que ceux figurant dans l'ensemble de données ayant servi à élaborer les RQE génériques. L'application de la procédure axée sur le recalcul ne justifie donc pas le peaufinage des OQE préliminaires établis à partir des RQE génériques pour le poisson et la vie aquatique.

Les OQE calculés au moyen des procédures recommandées peuvent être adoptés comme OQE finaux pour la rivière McQuesten-Sud et ses tributaires. Si ces objectifs étaient atteints, les conditions de la qualité de l'eau protégeraient la vie aquatique et les autres utilisations moins impérieuses de l'eau (abreuver la faune et fournir de l'eau potable).

Annexe 3. Établissement d'objectifs de qualité de l'eau au moyen de la procédure axée sur le rapport eau-effet (REE) : étude de cas portant sur le cuivre dans le cours supérieur de la rivière Clark Fork, au Montana

La rivière Clark Fork, dans le nord-ouest des États-Unis, est le plus important tributaire du fleuve Columbia. Elle prend sa source au voisinage de Butte, au Montana, et se déverse dans le lac Pend d'Oreille, dans le nord-est de l'Idaho. Du lac, la rivière Pend d'Oreille s'écoule sur une distance d'environ 180 km jusqu'à sa confluence avec le fleuve Columbia près de Trail, en Colombie-Britannique.

Le cours supérieur de la rivière Clark Fork se trouve dans une région riche en minéraux des Montagnes rocheuses. De 1880 à 1972, plus de 400 millions de tonnes métriques de minerais sulfurés ont été extraites et fondues dans le bassin versant. Même si la plupart des installations minières et métallurgiques étaient concentrées au voisinage d'Anaconda et de Butte, plus de 230 km du cours supérieur de la rivière Clark Fork ont été contaminés par toutes ces activités minières (c'est-à-dire de Butte au réservoir Milltown, situé près de Missoula, au Montana). On ne rejette plus de déchets miniers dans le réseau hydrographique, mais environ 15 millions de m³ de stériles et de boues contenant des métaux lourds ont été incorporés dans le lit de la rivière, la plaine inondable et les sédiments du réservoir (Ingersoll *et al.*, 1992). On trouve donc dans le cours supérieur de la rivière Clark Fork des concentrations élevées d'arsenic, de cuivre, de cadmium, de plomb, de manganèse et de zinc qui peuvent mettre en danger les utilisations désignées de l'eau dans le bassin.

La procédure axée sur le rapport eau-effet (REE) a été employée afin d'établir des OQE adaptés à un lieu pour le cuivre dans le cours supérieur de la rivière Clark Fork. Il a donc fallu effectuer des essais de toxicité dans la colonne d'eau afin de calculer le rapport eau-effet pour plusieurs tronçons du cours supérieur de la rivière Clark Fork. Les données utilisées dans la présente étude de cas ont été tirées de plusieurs rapports produits par ENSR Consulting and Engineering afin d'établir des OQE propres à un lieu pour le cuivre (ENSR, 1995 et 1996). Plutôt que de reproduire ces données directement, on s'en est servi pour faire une étude de cas illustrant les procédures recommandées dans le présent document.

A3.1 Établissement d'un OQE préliminaire pour le cuivre dans le cours supérieur de la rivière Clark Fork

La première étape du processus d'établissement d'OQE consiste à fixer les objectifs de protection des utilisations. Les renseignements existants indiquent que la rivière Clark Fork se prête actuellement à diverses utilisations de l'eau. En 1985, par exemple, les amateurs de pêche sportive ont dépensé trois millions de dollars pour taquiner le poisson (surtout des espèces d'eaux froides comme la truite brune, la truite arc-en-ciel, la truite fardée du versant ouest et l'omble à tête plate) dans la rivière Clark Fork et ses tributaires (Ingersoll *et al.*, 1992). En plus des assemblages de poissons d'eaux froides, on trouve dans le cours inférieur de cette rivière diverses communautés d'invertébrés et de plantes aquatiques en bonne santé. Ce réseau hydrographique fournit directement de l'eau brute servant à l'approvisionnement en eau potable de plusieurs collectivités de l'ouest du Montana ainsi qu'à l'irrigation et à l'abreuvement du bétail. On a reconnu que la protection et l'amélioration de ces utilisations de l'eau étaient un but hautement prioritaire pour le cours supérieur de la rivière Clark Fork.

La deuxième étape du processus consiste à choisir un OPQE à même les CQE et les RQE génériques déjà élaborés. Les RQE applicables au cuivre pour les utilisations désignées de l'eau dans le cours supérieur de la rivière Clark Fork sont les suivantes (CCMRE, 1987; Nagpal *et al.*, 1995; CCME, 1999) :

----- Utilisation désignée de l'eau -----	----- Recommandation pour la qualité des eaux -----
Eau brute pour fournir de l'eau potable	1 mg·L ⁻¹
Poisson et vie aquatique	0,002 mg·L ⁻¹ (dureté ≤ 120 mg·L ⁻¹)
Irrigation	0,2 mg·L ⁻¹ (cultures fragiles)
Abreuvement du bétail	0,5 mg·L ⁻¹ (moutons)
Loisirs et aspect esthétique	Aucune
-----	-----

Les RQE concernant le cuivre dépendent de la dureté de l'eau (CCMRE, 1987; CCME, 1999). Dans la rivière Clark Fork, la dureté varie selon la saison, et les valeurs les plus faibles (environ 120 mg/L en CaCO₃) ont été mesurées à la fin du printemps. Pour cette valeur de la dureté, les RQE au Canada et en Colombie-Britannique sont de 0,002 mg/L et 0,005 mg/L respectivement.

Les intéressés ont fait savoir qu'il était souhaitable de protéger et de maintenir chacune des utilisations désignées de l'eau dans le cours supérieur de la rivière Clark Fork. La RQE pour l'utilisation la plus précaire ($0,002 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ou $2 \text{ }\mu\text{g}$ de cuivre $\cdot\text{L}^{-1}$ pour la protection du poisson et de la vie aquatique). a donc été adoptée comme OPQE.

Ensuite, l'OPQE a été évalué pour déterminer son applicabilité au cours supérieur de la rivière Clark Fork. Tout d'abord, l'OPQE a été comparé aux concentrations naturelles de cuivre dans ce tronçon de la rivière. Comme l'exploitation minière a été presque continue pendant le siècle dernier dans le bassin hydrographique, il a été impossible de savoir quelles étaient les concentrations naturelles historiques de cuivre dans le cours supérieur de la rivière Clark Fork. Étant donné que des activités minières ont eu lieu là où la rivière prend sa source, il n'a pas été possible de trouver en amont un endroit pour calculer les concentrations naturelles des métaux. C'est pourquoi une station de référence avoisinante a été établie dans une zone dont le profil minéralogique était semblable afin de déterminer les concentrations naturelles de cuivre. Les données recueillies à cet endroit indiquent que ces concentrations sont généralement $< 1,2 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Comme l'OPQE pour le cuivre est supérieur à ces concentrations, il n'a pas été nécessaire de l'ajuster, tout comme il n'a pas été nécessaire de le faire pour tenir compte du seuil de détection (pour le cuivre, on obtient ordinairement des seuils de détection $< 1 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ à l'aide de la technique du plasma inductif).

Dans certains cas, il peut être justifié d'ajuster l'OPQE pour tenir compte des assemblages d'espèces atypiques qui se retrouvent dans le lieu étudié. Par exemple, il se peut que l'OPQE doive être ajusté s'il est fondé sur les effets produits sur les poissons d'eaux froides alors que seuls des poissons d'eaux chaudes peuvent vivre dans le plan d'eau étudié. L'examen simultané des données de l'inventaire biologique pour le lieu et de l'ensemble de données toxicologiques sur le cuivre a indiqué que le cours supérieur de la rivière Clark Fork contenait des représentants des familles de poisson les plus sensibles au cuivre. L'application de la procédure axée sur le recalcul pour tenir compte des données sur les espèces résidentes seulement ne modifierait donc pas l'OPQE, et ce dernier n'a pas été ajusté à la lumière de cette évaluation.

Dans les publications scientifiques, certaines données portent à croire que la biodisponibilité du cuivre peut dépendre d'un certain nombre de caractéristiques de la qualité de l'eau, dont la présence d'acides humiques, de phosphates, de sulfures et de particules fines dans la colonne d'eau (Leckie et Davis, 1979; Stiff, 1971). D'après les résultats de l'étude de suivi des effets sur l'environnement, on retrouve de fortes concentrations de plusieurs de ces variables, du moins selon la saison, dans le cours supérieur de la rivière Clark Fork (ENSR, 1995 et 1996). C'est pourquoi la procédure axée sur le REE a été appliquée à ce lieu pour déterminer si l'ajustement de l'OPQE était justifié.

A3.2 Calcul des rapports eau-effet

La procédure axée sur les espèces indicatrices exige des essais de toxicité effectués côte à côte dans de l'eau locale et de l'eau de laboratoire servant à la dilution. Le programme d'essais de toxicité mis au point pour l'étude du cours supérieur de la rivière Clark Fork comprenait cinq essais biologiques visant à déterminer rapidement la toxicité aiguë et chronique du cuivre pour des espèces sensibles de vertébrés et d'invertébrés, dont les suivantes :

- *Ceriodaphnia dubia*, survie après 48 heures, système statique;
- *Ceriodaphnia dubia*, survie de 3 couvées et reproduction, système à renouvellement statique;
- Tête-de-boule (*Pimephales promelas*), survie après 96 heures, système statique;
- Tête-de-boule, survie après 7 jours et croissance, système à renouvellement statique;
- Truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), survie après 96 heures, système statique.

Pour chaque essai de toxicité, des essais biologiques jumelés ont été effectués avec de l'eau prélevée directement dans le lieu et de l'eau de laboratoire reconstituée pour que sa dureté et son alcalinité soient les mêmes que celles de l'eau locale. L'eau a été prélevée à deux endroits dans le cours supérieur de la rivière Clark Fork (en aval de Warm Springs Pond et à Deer Lodge) pour déterminer si les différences spatiales dans la qualité de l'eau influeraient sur la toxicité du cuivre. À chaque endroit, des échantillons d'eau ont été prélevés pendant quatre périodes de débit d'étiage et une période de débit de crue pour savoir si les variations saisonnières dans les caractéristiques de l'eau locale pouvaient influencer sur la toxicité du cuivre pour les espèces indicatrices testées.

Les résultats du programme d'essais de toxicité ont montré que le cuivre était généralement moins toxique dans l'eau locale que dans l'eau standard de laboratoire servant à la dilution. Pour chaque lieu, date d'échantillonnage et essai de toxicité, la concentration de cuivre dans l'eau locale a été divisée par celle dans l'eau de laboratoire pour calculer le rapport eau-effet (REE; tableau A3.1). Dans l'ensemble, les REE variaient de 1,56 à > 25,6 pour le cuivre total et de 1,04 à 10,6 pour le cuivre dissous. Ces résultats ont servi à calculer les REE finaux pour le cuivre total et dissous pour chaque période d'échantillonnage et chaque lieu (*voir les tableaux A3.2 et A3.3*).

L'examen des REE calculés dans cette étude donne des idées au sujet de l'établissement d'OQE. Tout d'abord, les valeurs obtenues pour chaque lieu et période d'échantillonnage à l'aide des résultats de cinq essais de toxicité distincts étaient semblables en général (elles différaient de moins de trois fois). En général, l'essai de toxicité chronique sur *Ceriodaphnia dubia* et l'essai de toxicité aiguë sur la truite arc-en-ciel ont donné les REE les plus faibles.

Les tendances temporelles des REE se dégageant des données obtenues ont été difficiles à interpréter. Dans certains essais de toxicité, les REE les plus élevés ont été obtenus pendant la période de débit de crue, au printemps. Dans d'autres essais, les REE calculés pour la période de débit de crue étaient parmi les plus faibles. Comme il n'existait pas de tendances temporelles distinctes en matière de toxicité, on a fait la moyenne des REE calculés pendant les cinq périodes d'échantillonnage pour

chaque lieu d'échantillonnage et essai de toxicité. Les deux valeurs moyennes les plus faibles ont servi à calculer le REE final pour chaque lieu. Les REE finaux pour le cuivre total et dissous dans le cours supérieur de la rivière Clark Fork en aval de Warm Springs Pond étaient respectivement de 2,70 et 2,20. Des valeurs légèrement plus faibles des REE ont été calculées pour le cours supérieur de la rivière Clark Fork à Deer Lodge (2,23 pour le cuivre total et 1,83 pour le cuivre dissous).

Les REE obtenus dans cette étude ont servi à modifier l'OPQE précédemment établi. L'équation suivante a servi à calculer les objectifs finaux de qualité de l'eau (OFQE) pour le cours supérieur de la rivière Clark Fork :

$$\text{OFQE} = \text{OPQE} \cdot \text{REE}$$

Cette équation a permis de calculer que les OFQE pour le cuivre total et dissous dans le cours supérieur de la rivière Clark Fork en aval de Warm Springs Pond étaient respectivement de 5,4 et 4,4 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. À Deer Lodge, ces valeurs étaient de 4,5 et 3,7 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

Tableaux et figures des annexes**Tableau A2.1 Résumé des données sur la dureté de l'eau de la rivière McQuesten-Sud et de ses tributaires.**

Emplacement	Dureté de l'eau (mg/L)		
	Débit de crue	Débit modéré	Débit d'été
Rivière McQuesten-Sud en amont du ruisseau Christal	90	130	170
Ruisseau Christal à Hanson Road	165	270	415
Rivière McQuesten-Sud en aval du ruisseau Christal	100	125	200
Rivière Flat en amont de la rivière McQuesten-Sud	165	290	320
Rivière McQuesten-Sud en aval du ruisseau Flat	110	170	220
Rivière McQuesten-Sud 9 km en aval du ruisseau Flat	105	135	210

Tableau A2.2 Objectifs préliminaires de qualité de l'eau pour le zinc dissous dans la rivière McQuesten-Sud et ses tributaires.

Emplacement	OQE pour le zinc ($\mu\text{g/L}$)		
	Débit de crue	Débit modéré	Débit d'étiage
Rivière McQuesten-Sud en amont du ruisseau Christal	7	37.2	67.4
Ruisseau Christal à Hanson Road	63.6	142.9	252.4
Rivière McQuesten-Sud en aval du ruisseau Christal	14.5	33.4	90
Rivière Flat en amont de la rivière McQuesten-Sud	63.5	158	180.7
Rivière McQuesten-Sud en aval du ruisseau Flat	22.1	67.4	98.2
Rivière McQuesten-Sud 9 km en aval du ruisseau Flat	18.3	41	97.6

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source : Nagpal, 1997).

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Anguilla rostrata</i> (anguille d'Amérique)	<20 cm	S, M, 2	ZnNO ₃	7.8	6.5	17.0	-	53	14.6	TLm-96 h	Rehwoldt <i>et al.</i>
	<20 cm	S, M, 2	ZnNO ₃	7.8	6.5	17.0	-	53	20	TLm-48 h	1971
	<20 cm	S, M, 2	ZnNO ₃	7.8	6.5	17.0	-	53	21.6	TLm-24 h	
<i>Catostomus commersoni</i> (meunier noir - non alimenté)	~17,7 g	F,M,1	ZnCl ₂	-	-	12.1	-	-	2.2	CL50-96 h	Duncan et Klaverkamp 1983
	~17,7 g	F,M,1	ZnCl ₂	-	-	12.1	-	-	2.48	CL50-72 h	
	~17,7 g	F,M,1	ZnCl ₂	-	-	12.1	-	-	2.96	CL50-48 h	
	~17,7 g	F,M,1	ZnCl ₂	-	-	12.1	-	-	5.58	CL50-24 h	
	~17,7 g	F,M,1	ZnCl ₂	-	-	12.1	-	-	13.3	CL50-12 h	
<i>Clarias lazera</i>	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90%	15.3	-	20-22	40	CL50-96 h	Hilmy <i>et al.</i> 1987
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90%	15.3	-	20-22	46	CL50-72 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90%	15.3	-	20-22	52	CL50-48 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90%	15.3	-	20-22	58	CL50-24 h	

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90%	9.3	-	20-22	52	CL50-96 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90%	9.3	-	20-22	58	CL50-72 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90%	9.3	-	20-22	60	CL50-48 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90%	9.3	-	20-22	68	CL50-24 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90%	18.5	-	20-22	38	CL50-96 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90%	18.5	-	20-22	43	CL50-72 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90%	18.5	-	20-22	52	CL50-48 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90%	18.5	-	20-22	56	CL50-24 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90%	25.0	-	20-22	26	CL50-96 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90%	25.0	-	20-22	33	CL50-72 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90%	25.0	-	20-22	37	CL50-48 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90%	25.0	-	20-22	41	CL50-24 h	
<i>Cyprinus carpio</i> (carpe)	<20 cm	S, M, 2	ZnNO ₃	7.8	6.5	17.0	-	53	7.8	TLm-96 h	Rehwoldt et al.
	<20 cm	S, M, 2	ZnNO ₃	7.8	6.5	17.0	-	53	9.3	TLm-48 h	1971

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	<20 cm	S, M, 2	ZnNO ₃	7.8	6.5	17.0	-	53	14.3	TLm-24 h	
<i>Fundulus</i>	<20 cm	S, M, 2	ZnNO ₃	7.8	6.5	17.0	-	53	19.1	TLm-96 h	Rehwoldt et al.
<i>diaphanus</i> (fondule barré)	<20 cm	S, M, 2	ZnNO ₃	7.8	6.5	17.0	-	53	20.7	TLm-48 h	1971
	<20 cm	S, M, 2	ZnNO ₃	7.8	6.5	17.0	-	53	22.6	TLm-24 h	
<i>Jordanella floridae</i> (fondule <i>J. Floridae</i>)	juvénile (4 - 5 sem.)	F,M,1	ZnSO ₄	7,0-7.8	8.3	25.0	42	44	1.5	CL50-96 h	Spehar 1976
<i>Labeo rohita</i> (poisson d'eau douce cypriniforme)	juvénile	ND	-	-	-	-	-	-	65	CL50-96 h	Bengeri et
	adulte	ND	-	-	-	-	-	-	77	CL50-96 h	Patil 1986
<i>Lebistes</i>	adulte mâle	S,M,2	ZnSO ₄	8.3	5.8	22.0	85	118	240	CL25-96 h	Sehgel et Saxena
<i>reticulatus</i> (non alimenté)	(~70 mg)	S,M,2	ZnSO ₄	8.3	5.8	22.0	85	118	300	CL50-96 h	1986
		S,M,2	ZnSO ₄	8.3	5.8	22.0	85	118	375	CL75-96 h	
		S,M,2	ZnSO ₄	8.3	5.8	22.0	85	118	212	CL25-96 h	
		S,M,2	ZnSO ₄	8.3	5.8	22.0	85	118	278	CL50-	

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
		S,M,2	ZnSO ₄	8.3	5.8	22.0	85	118	325	96 h CL75- 96 h	
<i>Lepomis gibbosus</i> (crapet soleil)	<20 cm	S,M,2	ZnNO ₃	7.8	6.5	17.0	-	53	20	TLm- 96 h	Rehwoldt <i>et al.</i>
	<20 cm	S,M,2	ZnNO ₃	7.8	6.5	17.0	-	53	21.8	TLm- 48 h	1971
	<20 cm	S, M, 2	ZnNO ₃	7.8	6.5	17.0	-	53	25.2	TLm- 24 h	
<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	49 mm	F,M,1	ZnSO ₄	6,8- 7,5	6,6-9,5	22.0	23,2-32,8	21,2-59,2	3.2	CL50- 96 h	Thompson <i>et al.</i> 1980
	adulte	F,M,1	-	7.5	-	15.0	18	20	5.4	CL50- 96 h	Pickering et Henderson 1966
	adulte	F,M,1	-	7.5	-	15.0	300	360	40.9	CL50- 96 h	Pickering et Henderson 1966
<i>Morone saxatilis</i> (bar d'Amérique)	larves	ND	-	-	-	-	-	-	0,100- 0,119	CL50- 96 h	EPA 1980 et 1987
	alevin	ND	-	-	-	-	-	-	0,430- 1,180	CL50- 96 h	
	adulte	ND	-	-	-	-	-	-	6.7	CL50- 96 h	EPA 1980 et 1987

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Oncorhynchus clarki</i> (truite fardée)	-	ND	-	-	-	-	-	-	0,061-0,600	CL50-96 h	EPA 1980; Mayer et Ellersieck 1986
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	alevin	ND	-	-	-	-	-	-	0,090-0,093	CL50-96 h	EPA 1980 et 1987
	tacon	ND	-	-	-	-	-	30	0,24-0,83	CL50-96 h	EPA 1980
	tacon	ND	-	-	-	-	-	500	4.7	CL50-96 h	
	tacon	ND	-	-	-	-	-	350	1,19-4,52	CL50-96 h	
	alevin	ND	-	-	-	-	-	-	0.689	CL50-96 h	
	0,6 g	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.169	CL50-96 h	Buhl et Hamilton 1990
	juvénile	F,M,1	-	6.8	-	12.0	25	26	0.43	CL50-96 h	Sinely <i>et al.</i> 1974
	juvénile	F,M,1	-	7.6	-	15.0	43	47	0.52	CL50-96 h	Holcomb et Andrew 1978
	juvénile	F,M,1	-	7.2	-	16.0	170	179	2.96	CL50-96 h	Andrew 1978
	juvénile	F,M,1	-	7.8	-	15.5	-	504	4.8	CL50-96 h	Solbe 1974

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence	
<i>Pimephales</i>	24 h	S,M,2	ZnSO ₄	7-7,5	>5	25.0	225-245	280-300	0.33	CL50-96 h	Schubauer-	
<i>promelas</i> (tête-de-boule)	24 h	S,M,2	ZnSO ₄	8-8,5	>5	25.0	225-245	280-300	0.5	CL50-96 h	Berigan 1993	
	24 h	S,M,2	ZnSO ₄	6-6,5	>5	25.0	225-245	280-300	0.78	CL50-96 h		
	larves	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.6	CL50-96 h	Spear 1981	
	adulte	F,M,1	-	7.5	-	15.0	18	20	0.87	CL50-96 h	Pickering et	
	adulte	F,M,1	-	7.5	-	15.0	300	360	33.4	CL50-96 h	Henderson 1966	
	adulte	F,M,1	-	8	-	25.0	57	50	4,7-6,1	CL50-96 h	Mount 1966	
	adulte	F,M,1	-	8.6	-	25.0	-	100	6.4	CL50-96 h		
	adulte	F,M,1	-	8	-	25.0	162	200	8,2-21,0	CL50-96 h		
	adulte	F,M,1	-	6.2	-	25.0	-	166	7.6	CL50-96 h	Rachlin et Perlmutter 1968	
	immature	2-3 g	F,M,1	ZnSO ₄	7.7	6.7	23.0	162	203	9.2	TLm-96 h	Spehar 1976
	immature	2-3 g	F,M,1	ZnSO ₄	7.7	6.7	23.0	162	203	12.5	TLm-96 h	
<i>Poecilia reticulata</i>	5 jours	F,M,1	ZnSO ₄	7.16	7.86	25.1	33.5	salinité=30	1.74	CL50-96 h	Pierson 1981	

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
(guppy - alimenté)	mâle mature	S,M,2	ZnSO ₄	7.16	7.86	25.1	33.5	salinité=30	5.05	CL50-96 h	
	femelle mature	S,M,2	ZnSO ₄	7.16	7.86	25.1	33.5	salinité=30	6.4	CL50-96 h	
<i>Roccus americanus</i> (baret)	<20 cm	S,M,2	ZnNO ₃	7.8	6.5	17.0	-	53	10.2	TLm-48 h	Rehwoldt et al.
	<20 cm	S,M,2	ZnNO ₃	7.8	6.5	17.0	-	53	13.6	TLm-24 h	1971
	<20 cm	S,M,2	ZnNO ₃	7.8	6.5	17.0	-	53	14.3	TLm-96 h	
<i>Roccus saxatilis</i> (bar d'amérique)	<20 cm	S,M,2	ZnNO ₃	7.8	6.5	17.0	-	53	6.7	TLm-96 h	Rehwoldt et al.
	<20 cm	S,M,2	ZnNO ₃	7.8	6.5	17.0	-	53	10	TLm-48 h	1971
	<20 cm	S,M,2	ZnNO ₃	7.8	6.5	17.0	-	53	11.2	TLm-24 h	
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	jeune alevin (1-6 g)	F,M,1	ZnCl ₂	7	>90%	15,0-16,0	-0.2	9.2	0.066	CL50-96 h	Cusimano et Brakke 1986
(truite arc-en-ciel)	jeune alevin (1-6 g)	F,M,1	ZnCl ₂	5.7	>90%	15,0-16,0	1.7	9.2	0.097	CL50-96 h	
	jeune alevin (1-6 g)	F,M,1	ZnCl ₂	4.7	>90%	15,0-16,0	11	9.2	0.671	CL50-96 h	
	juvénile	F,N,2	ZnSO ₄	-	-	15.0	-	eau douce	0.43	CL50-96 h	
	juvénile	F,N,2	ZnSO ₄	-	-	15.0	-	eau dure	7.21	CL50-96 h	

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	oeufs embryonnés	F,N,2	ZnSO ₄	-	-	11.0	-	eau douce	2.72	CL50-96 h	
	oeufs : 5 j après la fertilisation	S,M,2	ZnSO ₄	7.8	99,8% sat.	8.6	-	87.8	24	CL50-48 h	Shazili et Pascoe 1986
	oeufs : 10 j après la fertilisation	S,M,2	ZnSO ₄	7.8	99.80% sat.	8.6	-	87.8	<1,0	CL50-48 h (extrapolation)	
	oeufs : 15 j après la fertilisation	S,M,2	ZnSO ₄	7.8	99,8% sat.	8.6	-	87.8	9.1	CL50-48 h	
	oeufs : 22 j après la fertilisation	S,M,2	ZnSO ₄	7.8	99,8% sat.	8.6	-	87.8	7	CL50-48 h	
	oeufs : 29 j après la fertilisation	S,M,2	ZnSO ₄	7.8	99,8% sat.	8.6	-	87.8	4.3	CL50-48 h	
	oeufs : 36 j après la fertilisation	S,M,2	ZnSO ₄	7.8	99,8% sat.	8.6	-	87.8	9.2	CL50-48 h	
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	alevins: 2 j après l'éclosion	S,M,2	ZnSO ₄	7.8	99,8% sat.	8.6	-	87.8	3.2	CL50-48 h	Shazili et Pascoe 1986
(truite arc-en-ciel)	alevins: 7 j après l'éclosion	S,M,2	ZnSO ₄	7.8	99,8% sat.	8.6	-	87.8	3.4	CL50-48 h	
<i>Salmo trutta</i> (truite brune)	un an (8-10 g)	F,M,1	ZnSO ₄	9.11	10,1-10,3	15.0	103	204	0.46	CL50-96 h	Everall <i>et al.</i> 1989

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	un an (8-10 g)	F,M,1	ZnSO ₄	7.03	10,1-10,3	15.0	103	204	0.64	CL50-96 h	Everall <i>et al.</i> 1989
	un an (8-10 g)	F,M,1	ZnSO ₄	7.89	10,1-10,3	15.0	103	204	1	CL50-96 h	
	un an (8-10 g)	F,M,1	ZnSO ₄	4.1	10,1-10,3	15.0	103	204	2.02	CL50-96 h	
	un an (8-10 g)	F,M,1	ZnSO ₄	5.89	10,1-10,3	15.0	103	204	2.69	CL50-96 h	
	un an (8-10 g)	F,M,1	ZnSO ₄	5.02	10,1-10,3	15.0	103	204	3.2	CL50-96 h	
	un an (8-10 g)	F,M,1	ZnSO ₄	8.03	10,1-10,3	15.0	62	10	<0,14	CL50-96 h	
	un an (8-10 g)	F,M,1	ZnSO ₄	9.06	10,1-10,3	15.0	62	10	0.22	CL50-96 h	
	un an (8-10 g)	F,M,1	ZnSO ₄	7.07	10,1-10,3	15.0	62	10	0.6	CL50-96 h	
	un an (8-10 g)	F,M,1	ZnSO ₄	3.98	10,1-10,3	15.0	62	10	1.07	CL50-96 h	
	un an (8-10 g)	F,M,1	ZnSO ₄	6.01	10,1-10,3	15.0	62	10	1.41	CL50-96 h	
	un an (8-10 g)	F,M,1	ZnSO ₄	5.06	10,1-10,3	15.0	62	10	2.31	CL50-96 h	
<i>Salvelinus fontinalis</i> (omble de fontaine)	juvénile	F,M,1	ZnSO ₄	-	-	15.0	-	eau douce	2	CL50-96 h	Holcombe <i>et al.</i> 1979

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Tilapia zilli</i> (boliti)	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90% sat.	25.0	-	20-22	13	CL50-96 h	Hilmy <i>et al.</i> 1987
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90% sat.	25.0	-	20-22	16	CL50-72 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90% sat.	25.0	-	20-22	18	CL50-48 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90% sat.	25.0	-	20-22	22	CL50-24 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90% sat.	18.5	-	20-22	21	CL50-96 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90% sat.	18.5	-	20-22	24	CL50-72 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90% sat.	18.5	-	20-22	29	CL50-48 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90% sat.	18.5	-	20-22	33	CL50-24 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90% sat.	15.3	-	20-22	27	CL50-96 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90% sat.	15.3	-	20-22	32	CL50-72 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90% sat.	15.3	-	20-22	34	CL50-48 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90% sat.	15.3	-	20-22	38	CL50-24 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90% sat.	9.3	-	20-22	33	CL50-96 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90% sat.	9.3	-	20-22	40	CL50-72 h	

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90% sat.	9.3	-	20-22	45	CL50-48 h	
	préproducteur	S,N,2	ZnSO ₄	6.7	90% sat.	9.3	-	20-22	49	CL50-24 h	
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	adulte mâle	F,M,1	ZnCl ₂	7.45	10.4	10.3	55	83	1.755	CL50-96 h	Chapman et Stevens 1978
	alevins nageants	F,M,1	ZnCl ₂	7.1	10.2	11,6-12,8	22	23	0.093	CL50-96 h	Chapman 1978b
	tacon de 5-8 mois	F,M,1	ZnCl ₂	7.3	10.2	11,6-12,8	22	23	0.136	CL50-96 h	
	saumoneaux	F,M,1	ZnCl ₂	7.1	10.2	11,6-12,8	22	23	>0,651	CL50-96 h	
	alevins nouvellement éclos	F,M,1	ZnCl ₂	7.1	10.2	11,6-12,8	22	23	0.815	CL50-96 h	
<i>Oncorhynchus nerka</i> (saumon sockeye)	immature	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.75	CL50-96 h	Chapman 1978a
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i> (saumon quinnat)	juvénile	F,M,1	ZnSO ₄	7,1-7,2	85% sat.	12-Nov	18-19	20-21	0.04	CL10-96 h	Finlayson et Verrue 1982
	juvénile	F,M,1	ZnSO ₄	7,1-7,2	85% sat.	12-Nov	18-19	20-21	0.084	CL50-96 h	

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	saumoneaux	F,M,1	–	–	–	–	–	–	0.446	CL50-96 h	EPA 1987
	alevins nageants	F,M,1	–	7,3-7,5	10.2	11,6-12,8	22	23	0.097	CL50-96 h	Chapman 1978b
	tacon de 5-8 mois	F,M,1	–	7.1	10.2	11,6-12,8	22	23	0.463	CL50-96 h	
	alevins nouvellement éclos	F,M,1	–	7,3-7,5	10.2	11,6-12,8	22	23	>0,661	CL50-96 h	Chapman 1978b
	saumoneaux	F,M,1	–	7.1	10.2	11,6-12,8	22	23	0.701	CL50-96 h	
<i>Salmo salar</i>	immature	D	–	–	–	–	–	14	0.42	CL50-96 h	EPA 1980
(saumon de l'Atlantique)	immature		–	–	–	–	–	20	0.6	CL50-96 h	
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	adulte mâle	F,M,1	ZnCl ₂	7.4	9.8	13.7	20	25	0.905	CL50-96 h	Chapman et Stevens 1978
(saumon coho)	–	F,M,1	–	–	–	–	3.8	5	0.28	CL50-96 h	McLeay 1976
	0,5-0,9 g	F,M,1	–	–	–	–	3.8	5	0,82-1,81	CL50-96 h	
<i>Ptychocheilus oregonesis</i>	juvénile ~6,6g	F,M,1	ZnCl ₂	7,1-7,5	>8,6	12	22	23	3.498	CL50 96 h	Andros et Garon

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
(sauvagesse du nord)	juvénile ~5,1g	F,M,1	ZnCl ₂	7,1-7,5	>8,6	12	22	23	3.693	CL50 96 h	1980
<i>Gasterosteus aculeatus</i> (épinoche)	-	ND	65ZnCl ₂	-	-	-	-	282	0,5-1,0	endomagement des ouïes	Perwak <i>et al.</i>
	-	ND	65ZnCl ₂	-	-	-	-	282	1	consommation accrue d'oxygène	1980
<i>Jordanella floridae</i> (fondule <i>J. floridae</i>)	tous les poissons	F,M,1	ZnSO ₄	7,1-7,8	8.3	25	42	44	>0,047	le poisson contient plus de Zn que le témoin après 30 j	Spehar 1976
	femelles	F,M,1	ZnSO ₄	7,1-7,8	8.3	25	42	44	0.085	croissance beaucoup plus faible après 30 j	

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Leiopotherapon unicolor</i> (perche pailletée)	larves	F,M,1	ZnSO ₄	7,1-7,8	8.3	25	42	44	0.139	survie nulle après 30 j	U.S. EPA (1987)
	cycle de vie	ND	-	-	-	-	-	-	26-51	CMAT	
	60-80 g	S,N,2	ZnSO ₄	-	>90% sat.	25	-	-	10	aug. appréciable du taux de ventilation	Gehrke 1988
	60-80 g	S,N,2	ZnSO ₄	-	>90% sat.	25	-	-	20	importante brycardie	
<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet arlequin)	-	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0,076-0,235	inhibition de la reproduction	Sparks <i>et al.</i> 1972
	-	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.1	hyperactivité létal	Ellgaard <i>et al.</i> 1978
	alevin	ND	-	-	-	-	-	-	0.235	létal après 3 jours	EPA 1980 et 1987
<i>Noemacheilus</i>		F,M,1	-	-	-	-	-	-	1,9-2,0	CL50-25	Solbe et Flook

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>barbatulus</i> (loche franche)	6,5-11 cm	F,M,1	ZnSO ₄	~7,5	~91% sat.	11,8-13,9	-	291-297	~2,0	jours CL50-7 jours	1975
<i>Oncorhynchus clarki</i>	-	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.36	aucune mortalité après 14 jours	Nehring et Goettl 1974
(truite fardée)	-	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.67	CL50-14 jours	1974
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	5 mois 3,0 g humide	F,M,1	ZnCl ₂	6.6	10	12.6	25	33	0.17	CL50-120 h	Anadu <i>et al.</i> 1989
	immatures	ND	-	-	-	-	-	-	0.0056	évitement, essai de 10 à 20 min	EPA 1980 et 1987
	cycle de vie	ND	-	-	-	-	-	-	0,140-0,547	CMAT	EPA 1980 et 1987
	immatures	ND	-	-	-	-	-	-	0,047 (4*)	94% d'évitement, essai de 40 min	EPA 1987
	immatures	ND	-	-	-	-	-	-	0.352	hyperglycémie après 9	

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
										jours	
	larves +alevins	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0,01 (2*)	CL54-28 jours	Affleck 1952
	premier stade de vie	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0,070-0,140	CL50-25 jours	Sinley <i>et al.</i> 1974
	juvéniles	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.081	hyperglucémie après 24 h	Wagner 1980
	juvéniles	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0,210-1,120	augmentation du glucose sanguin après 7 à 63 jours	Watson et McKeown 1976
	adultes	F,M,1	-	-	-	-	-	360	1.12	diminution de la croissance après 85 jours	

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
(truite arc-en-ciel)	juvéniles	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.69	respiration accrue après 24 h	Sellers <i>et al.</i> 1975
	larves et alevins	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0,40-2,80	CL50-120 h	Edwards et Brown 1967
	juvéniles	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.41	CL50-14 jours	Nehring et Goettl 1974
	juvéniles	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.31	CL20-14 jours	
<i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule)	cycle de vie	ND	-	-	-	-	-	-	0,078-0,145	CMAT	EPA 1980 et 1987
	adulte	ND	-	-	-	-	-	-	0.18	réduction de 65 à -83% de la fécondité après 10 mois	
	juvéniles	ND	-	-	-	-	-	-	0.125	diminution de la croissance	EPA 1987

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
										après 7 jours	
	larves	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0,152-0,294	CL84 - 8 semaines	Benoit et Holcombe 1978
	adultes	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.48	diminution de la croissance après 30 jours	Broderius et Smith 1979
	adultes	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.8	CL50 - 30 jours	Bengtsson 1974
	embryon-larves	ND	-	-	-	-	-	-	0,5-1,4	50% de malformations congénitales après 96 h	Dawson <i>et al.</i> 1988
	embryon-larves	ND	-	-	-	-	-	-	3.6	CL50 - 6 jours	
	cycle de vie de 10 mois	F,M,1	ZnSO ₄	7.7	6.7	15-25	162	203	0.18	Nbre d'œufs/femelle = 17%	Brungs 1969

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
										du témoin	
	cycle de vie de 10 mois	F,M,1	ZnSO ₄	7.7	6.7	15-25	162	203	0.32	œufs rarement fertilisés	
<i>Pimephales promelas</i>	cycle de vie de 10 mois	F,M,1	ZnSO ₄	7.7	6.7	15-25	162	203	0.66	œufs rarement fertilisés	Brungs 1969
(tête-de-boule)										30 à 49% de survie des alevins après 20 jours aucun succès d'éclosion	
	cycle de vie de 10 mois	F,M,1	ZnSO ₄	7.7	6.7	15-25	162	203	1.3		
	cycle de vie de 10 mois	F,M,1	ZnSO ₄	7.7	6.7	15-25	162	203	2.8		
<i>Poecilia reticulatus</i>	-	ND	-	-	-	-	-	80	1.15	inhibition de la croissance	Perwak <i>et al.</i> 1980

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
(guppy)	âge : 5 jours	F,M,1	ZnSO ₄	7.16	7.86	25	33.5	42.4	1.45	CL50-167,5 h inhibition de la reproduction	Pierson 1981
		F,M,1	ZnSO ₄	7.16	7.86	25	33.5	42.4	0.607		
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	-	ND	ZnSO ₄	-	-	-	-	13-15	0.0056	concentration seuil avec effet d'évitement - 20 min	Perwak <i>et al.</i> 1980
(truite arc-en-ciel)	1-6 g	F,M,1	ZnCl ₂	7	>90% sat.	15-16	11	-	0.066	CL50-168 h	Cusimano et Brakke 1986
	1-6 g	F,M,1	ZnCl ₂	5.7	>90% sat.	15-16	1.7	-	0.097	CL50-168 h	
	1-6 g	F,M,1	ZnCl ₂	4.7	>90% sat.	15-16	-0.2	-	0.501	CL50-168 h	
	juv. 4,5-7,5 g	F,M,1	ZnCl ₂	6,97-7,05	9.3	15	10.8	31.3	0.11	CL50-96 h à 120 h	Bradley et Sprague 1985
	juv. 4,5-7,5 g	F,M,1	ZnCl ₂	6,97-7,05	9.3	15	8.1	30.2	0.17	CL50-96-120 h	
	juv. 4,5-7,5 g	F,M,1	ZnCl ₂	6,97-7,05	9.3	15	23.8	31.2	0.19	CL50-96-120 h	

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	juv. 4,5-7,5 g	F,M,1	ZnCl ₂	6,97-7,05	9.3	15	8.6	387	4.46	CL50-96-120 h	
(truite arc-en-ciel)	juv. 4,5-7,5 g	F,M,1	ZnCl ₂	6,97-7,05	9.3	15	24.3	389	5.16	CL50-96-120 h	Bradley et Sprauge 1985
	juv. 4,5-7,5 g	F,M,1	ZnCl ₂	5,46-5,59	9.3	15	<1,0	31.4	0.088	CL50-96-120 h	
	juv. 4,5-7,5 g	F,M,1	ZnCl ₂	5,46-5,59	9.3	15	<1,0	394	9.95	CL50-96-120 h	
	juv. 4,5-7,5 g	F,M,1	ZnCl ₂	5,46-5,59	9.3	15	<1,0	389	11.1	CL50-96-120 h	
	juv. 4,5-7,5 g	F,M,1	ZnCl ₂	8,97-9,01	9.3	15	23.7	30.9	4.53	CL50-96-120 h	
	juv. 4,5-7,5 g	F,M,1	ZnCl ₂	8,97-9,01	9.3	15	32.9	373	>87,90	CL50-96-120 h	
	alevins d'un an, 2 g										
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	pendant la maturité sexuelle, 2 ans	F,N,2	ZnSO ₄	7.81	6.8	16.2	238	333	Š0,320	0,0% de mortalité après 21 mois	Sinley <i>et al.</i> 1974

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	comme précédemment	F,N,2	ZnSO ₄	7.81	6.8	16.2	238	333	0.64	6,4% de mortalité après 21 mois	
	comme précédemment	F,N,2	ZnSO ₄	7.81	6.8	16.2	238	333	1.055	10,0% de mortalité après 21 mois	
	comme précédemment	F,N,2	ZnSO ₄	7.81	6.8	16.2	238	333	2.2	23,0% de mortalité après 21 mois	
	oeufs embryonnés continuant jusqu'à la maturité sexuelle	F,N,2	ZnSO ₄	6.8	6.8	12.7	25	26	0,011-0,547	aucun changement sign. dans la mortalité des œufs	
<i>Salmo trutta</i>	alevins vésiculés	F,M,1	-	4.5	-	-	-	eau douce	0,0049 -	60-95% de mortalité	Sayer <i>et al.</i> 1989

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
(truite brune)									0.0196	é après 18 j centre des vertèbres non calcifié dans ~40% des cas	
<i>Salvelinus fontinalis</i> (omble de fontaine)	œufs de la troisième génération	F,M,1	ZnSO ₄	7,0-7,7	9.8	5,0-15,0	41.8	45.4	0.266	augmentation sign. de la fragilité (p=0,05)	Holcombe et al., 1979
	embryons de la deuxième génération	F,M,1	ZnSO ₄	7,0-7,7	9.8	5,0-15,0	41.8	45.4	1.36	diminution sign. de l'éclosabilité (p=0,05)	
	embryons « frais »	F,M,1	-	7,2-7,9	11.6	9	41.3	45.9	1.368	diminution sign. de la survie	

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	adultes	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.63	(p=0,05) CL17-14 jours	Nehring et Goetl 1974
	adultes	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.96	CL50-14 jours	
<i>Oncorhynchus kisutch</i> (saumon coho)	juvénile	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0,5-10,7	diminution des leucocytes après 24 h	McLeay 1975
<i>Oncorhynchus nerka</i> (saumon sockeye)	adulte-saumoneau	F,M,1	ZnCl ₂	7.2	9	-	-	35	0,03-0,112	aucun effet nocif après 18 mois	Chapman 1978a
	embryon-saumoneau	F,M,1	ZnCl ₂	7.2	9	-	-	35	0.242	aucun effet nocif après 18 mois	
	immatures	ND	-	-	-	-	-	-	0.447	CL50-115 h	U.S. EPA 1980

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i> (saumon quinnat)	alevins nouvellement éclos	F,M,1	ZnCl ₂	7,3-7,5	10.2	~12	–	23	>0,661 0,364- 0,661	CL50- 200 h CL10- 200 h	Chapman 1978b
(saumon quinnat)	alevins nageants	F,M,1	ZnCl ₂	7.1	10.2	~12	–	23	0,097 0,068	CL50 200 h CL10- 200 h CL50- 200 h	
	tacon de 5-8 mois	F,M,1	ZnCl ₂	7,3-7,5	10.2	~12	–	23	0,395 0,268	CL50- 200 h CL10- 200 h CL50- 200 h	
	saumoneaux	F,M,1	ZnCl ₂	7.1	10.2	~12	–	23	0,364 0,170	CL50- 200 h CL10- 200 h	Chapman 1978b
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	alevins nouvellement éclos	F,M,1	ZnCl ₂	7.1	10.2	~12	–	23	0,555 0,256	CL50- 186 h CL10- 186 h CL50- 200 h	
	alevins nageants	F,M,1	ZnCl ₂	7.1	10.2	~12	–	23	0,093 0,054	CL10- 200 h CL50- 200 h	
	tacon de 5-8 mois	F,M,1	ZnCl ₂	7,3-7,5	10.2	~12	–	23	0,120 0,061	CL50- 200 h CL10- 200 h	

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Salmo salar</i> (saumon de l'Atlantique)	saumoneaux	F,M,1	ZnCl ₂	7.1	10.2	~12	–	23	0,278 0,084	CL50- 200 h CL10- 200 h 86% de mortalité après 72 j	Chapman 1978b
	embryon	F,M,1	ZnCl ₂	6,9- 7,1	>8,7	12	25	25	0.819	(9,6% dans les témoins)	Cairns <i>et al.</i>
	embryon	F,M,1	ZnCl ₂	6,9- 7,1	>8,7	12	25	25	0.444	18% de mortalité après 72 j	1982
	embryon	F,M,1	ZnCl ₂	6,9- 7,1	>8,7	12	25	25	0.262	18% de mortalité après 72 j	
	tacon	–	–	–	–	–	–	–	0.05	50% d'évitement après 4 h	U.S. EPA 1987
	tacon	–	–	–	–	–	–	–	0.1	évitement après 20 min	Spear 1981
	immature	–	–	–	–	–	–	–	0,1-0,5	CL50- 21 j	U.S. EPA 1980

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Ptychochelilus oregonensis</i>	6,58 g	F,M,1	ZnCL2	7,1-7,5	>8,6	12	20	30	3.65	CL50-168 h	Andros et Garton 1980
(sauvagesse du nord)	0,51 g	F,M,1	ZnCL2	7,1-7,5	>8,6	12	20	30	2.95	CL50-168 h	
<i>Ancylus fluviatilis</i> (gastropode)	juvénile	<2 mm	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	0.08	CL50-100 jours	Willis 1988
	juvénile	<2 mm	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	0.09	CL50-90 jours	
	juvénile	<2 mm	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	0.18	CL50-80 jours	
	juvénile	<2 mm	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	0.19	CL50-70 jours	
	juvénile	<2 mm	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	0.2	CL50-60 jours	
	juvénile	<2 mm	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	0.26	CL50-50 jours	
	juvénile	<2 mm	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	0.36	CL50-40 jours	

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	juvénile	<2 mm	S,M,2	ZnSO ₄	-	-	10	-	-	0.54	CL50-30 jours
	juvénile	> 3 mm	S,M,2	ZnSO ₄	-	-	10	-	-	0.13	CL50-100 jours
	juvénile	> 3 mm	S,M,2	ZnSO ₄	-	-	10	-	-	0.13	CL50-90 jours
	juvénile	> 3 mm	S,M,2	ZnSO ₄	-	-	10	-	-	0.24	CL50-80 jours
(gastropode)	juvénile	> 3 mm	S,M,2	ZnSO ₄	-	-	10	-	-	0.33	CL50-70 jours
	juvénile	> 3 mm	S,M,2	ZnSO ₄	-	-	10	-	-	0.6	CL50-60 jours
	juvénile	> 3 mm	S,M,2	ZnSO ₄	-	-	10	-	-	0.86	CL50-50 jours
	juvénile	> 3 mm	S,M,2	ZnSO ₄	-	-	10	-	-	1.34	CL50-40 jours
	juvénile	> 3 mm	S,M,2	ZnSO ₄	-	-	10	-	-	1.22	CL50-30 jours

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	adulte	S,M,2	ZnSO ₄	-	-	10	-	-	0.1	aucun effet nocif sur la reproduction après 100 jours	
	adulte	S,M,2	ZnSO ₄	-	-	10	-	-	0.18	diminution de la reproduction après 100 j	
<i>Biomphalaria</i>	embryon	ND	-	-	-	-	-	-	0.5	diminution de la survie de 50% au jour 33	Munzinger et Guarducci 1988
<i>glabrata</i> (escargot d'eau douce)											
<i>Chironomus riparius</i> (diptère, chironomidés)	larves	S,M,2	-	7,3-7,7	-	20	-	-	0.1	retard important dans le développement	Timmermans <i>et al.</i> 1992

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence	
<i>Corbicula sp.</i> (petite corbeille d'Asie)	adulte 16 mm	13-	F,M,1	ZnSO ₄	8.31	-	25.11	49.5	70.7	0.034	de tous les stades larvaires CE50 après 30 j (croissance) *activité enzymatique sign. diff. après 10 j	Farris <i>et al.</i> 1989
	adulte		F,M,1	ZnSO ₄	8.06	-	25.11	49.8	72.3	1.1	CL50-30 jours *inhibition sign. de la croissance après 20 j	
	13-16 mm											

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
(petite corbeille d'Asie)	juvénile et adulte	F,M,1	-	~8,2	-	20,6-25,5	38,6-59,2	66,0-88,8	>0,020	diminution sign. de la coquille et du gain pondéral après 30 j ~30% de mortalité	Farris <i>et al.</i> 1989
	juvénile et adulte	F,M,1	-	~8,2	-	20,6-25,5	38,6-59,2	66,0-88,8	1	é après 30 jours	
<i>Daphnia magna</i> (cladocère)	12 € 12 h	S,N,2	ZnCl ₂	7.74	presque sat.	-	-	45.3	0.07	CE16 après 3 semaines (reproduction)	Biesinger et Chistensen 1972
	12 € 12 h	S,N,2	ZnCl ₂	7.74	presque sat.	-	-	45.3	0.102	CE 50 après 3 semaines	
	néonates	S,M,2	ZnSO ₄	8.2	-	-	100-119	130-160	0.1	diminution importante	Winner 1981

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
				-9.5						de la longévité	
<i>Epeorus latifolium</i> (éphémère)	larves	F,M,1	ZnSO ₄	7,9-8,0	-	15.5	-	83 µg/L	0,1-0,3	inhibition de la croissance après 2 semaines; tous les individus morts avant l'émergence	Hatakeyama 1989
	larves	F,M,1	ZnSO ₄	7.9	-	15.5	-	83 µg/L	alimentation :	aucune diminution du taux de croissance	
				-8.0					algues contenant 940 µg/g		
	larves	F,M,1	ZnSO ₄	7.9	-	15.5	-	83 µg/L	alimentation :	semaine 1 : taux de croissance de	

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
				-8.0					algues contenent 1 380 µg/g	55% comparativement au témoin; Semaine 2 : rétablissement du taux normal de croissance	
	larves	F,M,1	ZnSO ₄	7.9	-	15.5	-	83 µg/L	alimentation :	Croissance et émergence	
				-8.0					algues contenent > 2 000 µg/g	effet significatif	
<i>Ephydatia fluviatilis</i> (éponge d'eau douce)	-	F,N,2	ZnCl ₂	7.0	-	25	-	30 mg/L Ca, 30 mg/L Mg	0.0065	taux de croissance réduit	Francis et Harrison 1988
(éponge d'eau douce)	-	F,N,2	ZnCl ₂	7.0	-	25	-	30 mg/L Ca, 30 mg/L Mg	>0,032 (4*)	détérioration des tissus et mort	Francis et Harrison 1988

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Erpobdella octulata</i> (sangsue)	juvéniles <4 mg humide	S,M,2	ZnSO ₄	-	-	10	-	15	0.06	(3 semaines après l'exposition) CL50-70 jours	Willis 1989
	adultes éclos>15 mg humide	S,M,2	ZnSO ₄	-	-	10	-	15	0.1	CL50-70 jours	
	juvéniles	S,M,2	ZnSO ₄	-	-	10	-	15	0.222	CL50-60 jours inhibition de la reproduction après 60 j	Willis 1989
	adultes	S,M,2	ZnSO ₄	-	-	10	-	15	0.32	CL50-50 jours	
	juvéniles	S,M,2	ZnSO ₄	-	-	10	-	15	0.34	CL50-40 jours	
	juvéniles	S,M,2	ZnSO ₄	-	-	10	-	15	0.39	CL50-60 jours	
	adultes	S,M,2	ZnSO ₄	-	-	10	-	15	0.6		

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	adultes	S,M,2	ZnSO ₄	-	-	10	-	15	1.9	CL50-50 jours	
	adultes	S,M,2	ZnSO ₄	-	-	10	-	15	4.8	CL50-40 jours	
<i>Hyaella azteca</i> (amphipode)	0-1 semaine	S,N,2	-	7.9	-	25	90	130	0.0056	75% de survie après 6 semaines	Borgmann <i>et al.</i>
				-8.6					(témoins)	63 % de survie après 10 semaines	1993
	0-1 semaine	S,N,2	-	7.9	-	25	90	130	0.042	72% de survie après 6 semaines	
				-8.6						51% de survie après 10 semaines	

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	0-1 semaine	S,N,2	-	7.9	-	25	90	130	0.108	68% de survie après 6 semaines 35% de survie après 10 semaines (diff. sign. du témoin)	
Communauté d'insectes	colonisation pendant 30 j sur des plateaux dans la rivière Clinch	F,M,1	-	8.93	8.9	22.4	59	85	0,015 (2*)	abondance des macroinvertébrés réduite de 57% après 4 jours	Clements <i>et al.</i> 1988
<i>Moina macrocopa</i> (crustacé)	néonate <24 h	S,N,2	ZnSO ₄	6.5	-	24-27	-	-	0,01(1*)	TL50 (période après laquelle 50% des	Wong 1993

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
										animaux sont morts)	
										- 9,8 jours	
	néonate	<24 h	S,N,2	ZnSO ₄	6.5	-	24-27	-	0,02 (3*)	TL50-10,00 jours	
	néonate	<24 h	S,N,2	ZnSO ₄	6.5	-	24-27	-	0.1	TL50-7,33 jours	
	néonate	<24 h	S,N,2	ZnSO ₄	6.5	-	24-27	-	0.25	TL50-7,67 jours	
	néonate	<24 h	S,N,2	ZnSO ₄	6.5	-	24-27	-	0.5	TL50-4,25 jours	Wong 1993
	néonate	<24 h	S,N,2	ZnSO ₄	6.5	-	24-27	-	0.7	TL50-4,50 jours	
	néonate	<24 h	S,N,2	ZnSO ₄	6.5	-	24-27	-	0.5	diminution importante de la survie	
	néonate	<24 h	S,N,2	ZnSO ₄	6.5	-	24-27	-	>0,700	durée de vie moyenne réduite de plus	

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
										de 50%	
<i>Orconectes virilis</i> (écrevisse)	adulte	S,M,2	ZnSO ₄	7.1	8	18	15	26	84	CL50-2 semaines	Mirenda 1986
<i>Physa heterotropha</i> (lymnéidé)	adultes 12-15 mm	S,N,2	ZnSO ₄	7.3	-	70°F	-	20	4.9	TLm-120 h	Wurtz 1962
<i>Tanytarsus dissimilis</i> (chironomidés) : insecte	embryogénèse; éclosion et développement larvaire	S,M,2	ZnCl ₂	7.5	8.7	22	43.9	46.8	0.0368	CL50-10 jours	Anderson <i>et al.</i> 1980
		S,M,2	ZnCl ₂	7.5	8.7	22	43.9	46.8	0.08	10% de survie larvaire	
Cladocère : <i>Holopedium gibberum</i>		S,M,2	65Zn		7.1				0.015	diminution sign. de la population	Marshall <i>et al.</i> 1983
Cladocères totaux		S,M,2	65Zn		7.1				0.015	aucun effet sur la population	

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
										ion totale	
Copépodes : <i>Calanoid nauplii</i>		S,M,2	65Zn		7.1				0.015	diminution sign. de la population	
<i>Cyclopoid nauplii</i>		S,M,2	65Zn		7.1				0.015	diminution sign. de la population faible	
Copépodes totaux									0.015	diminution de la population	
Rotifères :											
<i>Keratella cochlearis</i>		S,M,2	65Zn		7.1				0.015	augmentation sign. de la population	
<i>Gastropus stylifer</i>		S,M,2	65Zn		7.1				0.015	diminution	

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
		S,M,2	65Zn		7.1				0.015	sign. de la population diminution	
<i>Polyarthra vulgaris</i>		S,M,2	65Zn		7.1				0.015	sign. de la population diminution	
<i>Conochilus unicornis</i>		S,M,2	65Zn		7.1				0.015	sign. de la population diminution	
<i>Collotheca mutabilis</i>										sign. de la population faible diminution	
Rotifères totaux									0.015	sign. de la population	

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Euglena gracilis</i>		S,N,2	Zn ²⁺	-	-	21-28	-	-	0.0075	diminution importante de la taille moyenne de la population	Mills 1976
<i>Azolla filiculoides</i> (hydroptéridée)	25 g humide	S,N,2	ZnSO ₄	-	-	27 jour, 22 nuit	-	-	10,0-13,0	Taux de croissance=44 % de celui du témoin après 7 j	Sela <i>et al.</i> 1989
	25 g humide	S,N,2	ZnSO ₄	-	-	27 jour, 22 nuit	-	-	12.6	Réduction de l'acétylène (1,9% de celui du témoin après 5 j)	

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Azolla pinnata</i> (macrophyte)	-	S,N,2	ZnSO ₄	7	-	25	-	-	0.948	CE50-96 h (croissance)	Guar <i>et al.</i> 1994
	choix d'algues	F,M,1, simulation de la vitesse de la rivière -								Premiers signes de toxicité	
<i>Cladophora glomerata</i>	de même taille, âge et condition	au cladophora s'est rétabli dans un milieu Chu 10 pendant une semaine et a ensuite été	ZnSO ₄	-	-	-	-	-	0.4	malformations du cytoplasme dans 2 des 4 échantillons	Mchardy et George 1990

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	comme précédemment	observé comme précédemment	ZnSO ₄	-	-	-	-	-	1	filaments endomagés dans 3 échantillons	
	comme précédemment	comme précédemment	ZnSO ₄	-	-	-	-	-	1.75	effets toxiques dans chacun des 4 échantillons	
(algue verte)	comme précédemment	comme précédemment	ZnSO ₄	-	-	-	-	-	4	99% des filaments complètement incolores et morts	
<i>Eichhornia crassipes</i> (jacinthe d'eau)	plantes matures	S,N,2	ZnSO ₄	-	-	28-30	-	-	9	diminution de poids de 30%	Delgado <i>et al.</i> 1993

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Euglena gracilis</i> (algues)	-	S,N,2	ZnCl ₂	-	-	25	-	-	50 µM	forte inhibition de l'évolution de l'oxygène après 10 j	DeFilippis et Ziegler 1993
<i>Lemna trisulca</i>	-	S,M,2	-	7,8-8,3	-	28	-	-	>0,195 - 0,293	diminution du taux de multiplication	Huebert et Shay 1992
(macrophytes aquatiques submergés)	-	S,M,2	-	7,8-8,3	-	28	-	-	0.325	CE50 (rendement final)	
	-	S,M,2	-	7,8-8,3	-	28	-	-	0.915	CE50 (taux de multiplication)	
<i>Lemna minor</i> (macrophyte aquatique)	-	S,N,2,	-	-	-	25-28	-	-	10; 0,23	CI50 (10 mg/L); croissance de	Dirilgen et Inel 1994a, b

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	-	S,M,2	ZnSO ₄	8	-	constante	-	-	0.25	93% par rapport au témoin CE50-4 h (photosynthèse) Taux de croissance après 15 j = 0,100 (assez diff. du témoin)	Starodub et al. 1987
	-	S,M,2	ZnSO ₄	4.5	-	20	-	-	0.1		
(algue verte)	-	S,M,2	ZnSO ₄	6.5	-	20	-	-	0.1	Taux de croissance après 15 jours = 0,101	

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
-	-	S,M,2	ZnSO ₄	8.5	-	20	-	-	0.1	Taux de croissance après 15 jours = 0,122	
-	-	S,M,2	ZnSO ₄	4.5	-	20	-	-	0.225	Taux de croissance après 15 jours = 0,040 (assez diff. du témoin)	
-	-	S,M,2	ZnSO ₄	6.5	-	20	-	-	0.225	Taux de croissance après 15 jours = 0,042 (assez diff. du témoin)	

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
-	-	S,M,2	ZnSO ₄	8.5	-	20	-	-	0.225	Taux de croissance après 15 jours= 0,131	
-	-	S,N,2	ZnSO ₄	4.5	-	20	-	-	0.5	Taux de croissance après 15 jours= 0,000 (assez diff. du témoin)	
-	-	S,N,2	ZnSO ₄	6.5	-	20	-	-	0.5	Taux de croissance après 15 jours= 0,026 (assez diff. du témoin)	

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Scenedesmus quadricauda</i>		S,N,2	ZnSO ₄	8.5		20			0.5	Taux de croissance après 15 jours= 0,109 (assez diff. du témoin)	Starodub <i>et al.</i> 1987
	-	-	-	-	-	-	-	-	0.002	premier effet nocif	Matulova 1978
<i>Selenastrum capricornutum</i> (algue verte)	-	ND	-	-	-	-	-	-	0,03 (2*)	faible inhibition de la croissance après 7 j	EPA 1980
	-	ND	-	-	-	-	-	-	0,040-0,068 (3*)	inhibition de la croissance de 95% après 14 j	

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
-	-	ND	-	-	-	-	-	-	0.1	inhibition de la croissance de 100% après 7 j début de	
-	-	S,M,2, milieu AAPBT	ZnCl ₂	6,8-7,2	-	24	8.2	14.9	0,03 (2*)	l'inhibition du taux de croissance	Bartlett <i>et al.</i> 1974
-	-	comme précédemment	ZnCl ₂	6,8-7,2	-	24	8.2	14.9	0.12	inhibition complète du taux de croissance	
<i>S. capricornutum</i>	-	comme précédemment	ZnCl ₂	6,8-7,2	-	24	8.2	14.9	0.12	inhibition complète du taux de croissance	Bartlett <i>et al.</i> 1974

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	-	comme précédemment	ZnCl ₂	6,8-7,2	-	24	8.2	14.9	0.12	algicide	
	-	S,N,2	ZnSO ₄	6,0-6,3	-	24	-	-	0.0041	CE50 après 7 j	Chiaudani et Vighi, 1978
<i>Spirodela polyrhiza</i> (macrophyte)	-	S,N,2	ZnSO ₄	7	-	25	-	-	0.935	CE50-96 h (croissance)	Guar <i>et al.</i> 1994
Communauté de plancton (lac Michigan)	bombonnes submergées	S,N,2	-	-	-	-	-	-	0.015	Diminution importante de la chlorophylle a, de la productivité primaire, de l'O.D., des populations de zooplan	Marshall <i>et al.</i> 1983

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.3 Résumé des données existantes sur la toxicité du zinc pour les organismes aquatiques (source Nagpal, 1997).

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (en mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
										cton et de leur diversité, et de la similarité des communautés.	

LÉGENDE

- CE = Concentration efficace
- CI = Concentration inhibitrice
- CL = Concentration létale
- CMAT = Concentration maximale acceptable de toxiques
- TL = Temps léthal
- TLm = Tolérance limite moyenne (50% de survie)
- S = Méthode d'essai statique
- F = Méthode d'essai avec renouvellement
- M = Mesuré
- N = Nominal
- ND = Non disponible
- 1 = Primaire
- 2 = Secondaire

Note : Ce tableau a été dressé à l'aide des renseignements obtenus de la base de données AQUIRE. Il a été impossible d'extraire les références pour ces tableaux.

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten-Sud.

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Catostomus</i>	~17,7 g	F,M,1	ZnCl ₂	-	-	12.1	-	-	2.2	CL50-96 h	Duncan et Klaverkamp 1983
<i>commersoni</i> (meunier noir)	~17,7 g	F,M,1	ZnCl ₂	-	-	12.1	-	-	2.48	CL50-72 h	
	~17,7 g	F,M,1	ZnCl ₂	-	-	12.1	-	-	2.96	CL50-48 h	
- non alimenté)	~17,7 g	F,M,1	ZnCl ₂	-	-	12.1	-	-	5.58	CL50-24 h	
	~17,7 g	F,M,1	ZnCl ₂	-	-	12.1	-	-	13.3	CL50-12 h	
<i>Cyprinus carpeio</i> (carpe)	<20 cm	S, M, 2	ZnNO ₃	7.8	6.5	17.0	-	53	7.8	TLm-96 h	Rehwoldt <i>et al.</i> 1971
	<20 cm	S, M, 2	ZnNO ₃	7.8	6.5	17.0	-	53	9.3	TLm-48 h	
	<20 cm	S, M, 2	ZnNO ₃	7.8	6.5	17.0	-	53	14.3	TLm-24 h	
<i>Oncorhynchus clarki</i> (truite fardée)	-	ND	-	-	-	-	-	-	0,061-0,600	CL50-96 h	EPA 1980; Mayer et Ellersieck 1986
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	alevin	ND	-	-	-	-	-	-	0,090-0,093	CL50-96 h	EPA 1980 et 1987
	tacon	ND	-	-	-	-	-	30	0,24-0,83	CL50-96 h	EPA 1980

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	tacon	ND	-	-	-	-	-	500	4.7	CL50-96 h	
	tacon	ND	-	-	-	-	-	350	1,19-4,52	CL50-96 h	
	alevin	ND	-	-	-	-	-	-	0.689	CL50-96 h	
	0,6 g	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.169	CL50-96 h	Buhl et Hamilton 1990
	juvénile	F,M,1	-	6.8	-	12.0	25	26	0.43	CL50-96 h	Sinley <i>et al.</i> 1974
	juvénile	F,M,1	-	7.6	-	15.0	43	47	0.52	CL50-96 h	Holcombe et Andrew 1978
	juvénile	F,M,1	-	7.2	-	16.0	170	179	2.96	CL50-96 h	Andrew 1978
	juvénile	F,M,1	-	7.8	-	15.5	-	504	4.8	CL50-96 h	Solbe 1974
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	jeunes alevins (1-6 g)	F,M,1	ZnCl ₂	7	>90%	15,0-16,0	-0.2	9.2	0.066	CL50-96 h	Cusimano et Brakke 1986
(truite arc-en-ciel)	jeunes alevins (1-6 g)	F,M,1	ZnCl ₂	5.7	>90%	15,0-16,0	1.7	9.2	0.097	CL50-96 h	
	jeunes alevins (1-6 g)	F,M,1	ZnCl ₂	4.7	>90%	15,0-16,0	11	9.2	0.671	CL50-96 h	
	juvénile	F,N,2	ZnSO ₄	-	-	15.0	-	eau douce	0.43	CL50-96 h	Sinley <i>et al.</i>
	juvénile	F,N,2	ZnSO ₄	-	-	15.0	-	eau dure	7.21	CL50-96	1974

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	oeufs embryonnés	F,N,2	ZnSO ₄	-	-	11.0	-	eau douce	2.72	CL50-96 h	
	oeufs : 5 j après la fertilisation	S,M,2	ZnSO ₄	7.8	99.80% sat.	8.6	-	87.8	24	CL50-48 h	Shazili et Pascoe 1986
	oeufs : 10 j après la fertilisation	S,M,2	ZnSO ₄	7.8	99.80% sat.	8.6	-	87.8	<1,0 (extrapolation)	CL50-48 h	
	oeufs : 15 j après la fertilisation	S,M,2	ZnSO ₄	7.8	99,8% sat.	8.6	-	87.8	9.1	CL50-48 h	
	oeufs : 22 j après la fertilisation	S,M,2	ZnSO ₄	7.8	99,8% sat.	8.6	-	87.8	7	CL50-48 h	
	oeufs : 29 j après la fertilisation	S,M,2	ZnSO ₄	7.8	99,8% sat.	8.6	-	87.8	4.3	CL50-48 h	
	oeufs : 36 j après la fertilisation	S,M,2	ZnSO ₄	7.8	99,8% sat.	8.6	-	87.8	9.2	CL50-48 h	
	alevins : 2 j après l'éclosion	S,M,2	ZnSO ₄	7.8	99,8% sat.	8.6	-	87.8	3.2	CL50-48 h	Shazili et Pascoe 1986
	alevins : 7 j après l'éclosion	S,M,2	ZnSO ₄	7.8	99,8% sat.	8.6	-	87.8	3.4	CL50-48 h	

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence	
<i>Salmo trutta</i> (truite brune)	un an g)	(8-10	F,M,1	ZnSO ₄	9.11	10,1-10,3	15.0	103	204	0.46	CL50-96 h	Everall <i>et al.</i> 1989
(truite brune)	un an g)	(8-10	F,M,1	ZnSO ₄	7.03	10,1-10,3	15.0	103	204	0.64	CL50-96 h	Everall <i>et al.</i> 1989
	un an g)	(8-10	F,M,1	ZnSO ₄	7.89	10,1-10,3	15.0	103	204	1	CL50-96 h	
	un an g)	(8-10	F,M,1	ZnSO ₄	4.1	10,1-10,3	15.0	103	204	2.02	CL50-96 h	
	un an g)	(8-10	F,M,1	ZnSO ₄	5.89	10,1-10,3	15.0	103	204	2.69	CL50-96 h	
	un an g)	(8-10	F,M,1	ZnSO ₄	5.02	10,1-10,3	15.0	103	204	3.2	CL50-96 h	
	un an g)	(8-10	F,M,1	ZnSO ₄	8.03	10,1-10,3	15.0	62	10	<0,14	CL50-96 h	
	un an g)	(8-10	F,M,1	ZnSO ₄	9.06	10,1-10,3	15.0	62	10	0.22	CL50-96 h	
	un an g)	(8-10	F,M,1	ZnSO ₄	7.07	10,1-10,3	15.0	62	10	0.6	CL50-96 h	
	un an g)	(8-10	F,M,1	ZnSO ₄	3.98	10,1-10,3	15.0	62	10	1.07	CL50-96 h	
	un an g)	(8-10	F,M,1	ZnSO ₄	6.01	10,1-10,3	15.0	62	10	1.41	CL50-96 h	
	un an g)	(8-10	F,M,1	ZnSO ₄	5.06	10,1-10,3	15.0	62	10	2.31	CL50-96 h	
<i>Salvelinus fontinalis</i> (omble de fontaine)	juvénile		F,M,1	ZnSO ₄	-	-	15.0	-	eau douce	2	CL50-96 h	Holcombe <i>et al.</i> 1979

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	adulte mâle	F,M,1	ZnCl ₂	7.45	10.4	10.3	55	83	1.755	CL50-96 h	Chapman et Stevens 1978
(truite arc-en-ciel)	alevins nageants	F,M,1	ZnCl ₂	7.1	10.2	11,6-12,8	22	23	0.093	CL50-96 h	Chapman 1978b
	tacon de 5-8 mois	F,M,1	ZnCl ₂	7.3	10.2	11,6-12,8	22	23	0.136	CL50-96 h	
	saumoneaux	F,M,1	ZnCl ₂	7.1	10.2	11,6-12,8	22	23	>0,651	CL50-96 h	
	alevins nouvellement éclos	F,M,1	ZnCl ₂	7.1	10.2	11,6-12,8	22	23	0.815	CL50-96 h	
<i>Oncorhynchus nerka</i> (saumon sockeye)	immature	F,M,1	–	–	–	–	–	–	0.75	CL50-96 h	Chapman 1978a
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i> (saumon quinnat)	juvénile	F,M,1	ZnSO ₄	7,1-7,2	85% sat.	12-Nov	18-19	20-21	0.04	CL10-96 h	Finlayson et Verrue 1982
	juvénile	F,M,1	ZnSO ₄	7,1-7,2	85% sat.	12-Nov	18-19	20-21	0.084	CL50-96 h	
	saumoneaux	F,M,1	–	–	–	–	–	–	0.446	CL50-96 h	EPA 1987
	alevins nageants	F,M,1	–	7,3-7,5	10.2	11,6-12,8	22	23	0.097	CL50-96 h	Chapman 1978b

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	tacon de 5-8 mois	F,M,1	–	7.1	10.2	11,6-12,8	22	23	0.463	CL50-96 h	
	alevins nouvellement éclos	F,M,1	–	7,3-7,5	10.2	11,6-12,8	22	23	>0,661	CL50-96 h	Chapman 1978b
	saumoneaux	F,M,1	–	7.1	10.2	11,6-12,8	22	23	0.701	CL50-96 h	
<i>Salmo salar</i> (saumon de l'Atlantique)	immature	D	–	–	–	–	–	14	0.42	CL50-96 h	EPA 1980
	immature		–	–	–	–	–	20	0.6	CL50-96 h	
<i>Oncorhynchus kisutch</i> (saumon coho)	adulte mâle	F,M,1	ZnCl ₂	7.4	9.8	13.7	20	25	0.905	CL50-96 h	Chapman et Stevens 1978
	–	F,M,1	–	–	–	–	3.8	5	0.28	CL50-96 h	McLeay 1976
	0,5-0,9 g	F,M,1	–	–	–	–	3.8	5	0,82-1,81	CL50-96 h	
<i>Gasterosteus aculeatus</i> (épinoche)	-	ND	65ZnCl ₂	-	-	-	-	282	0,5-1,0	endommagement des ouïes	Perwak <i>et al.</i> 1980
	-	ND	65ZnCl ₂	-	-	-	-	282	1	consommation accrue d'oxygène	

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
										e	
<i>Oncorhynchus clarki</i>	-	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.36	aucune mortalité après 14 jours	Nehring et Goettl 1974
(truite fardée)	-	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.67	CL50-14 jours	1974
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	5 mois 3,0 g humide	F,M,1	ZnCl ₂	6.6	10	12.6	25	33	0.17	CL50-120 h	Anadu <i>et al.</i> 1989
(truite arc-en-ciel)	immatures	ND	-	-	-	-	-	-	0.0056	évitemen t, essai de 10 à 20 min	EPA 1980 et 1987
	cycle de vie	ND	-	-	-	-	-	-	0,140-0,547	CMAT	EPA 1980 et 1987
	immatures	ND	-	-	-	-	-	-	0,047 (4*)	94% d'évitement, essai de 40 min	EPA 1987
	immatures	ND	-	-	-	-	-	-	0.352	Hypergl ycémie après 9 jours	
	larves et alevins	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0,01 (2*)	CL54-28 jours	Affleck 1952

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
(truite arc-en-ciel)	premier stade de vie	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0,070-0,140	CL50-25 jours	Sinley <i>et al.</i> 1974
	juvéniles	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.081	Hyperglycémie après 24 h	Wagner 1980
	juvéniles	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0,210-1,120	Augmentation du glucose sanguin après 7 à 63 jours Diminution de la croissance après 85 jours	Watson et McKeown 1976
	adultes	F,M,1	-	-	-	-	-	360	1.12	Augmentation de la respiration après 24 h	Sellers <i>et al.</i> 1975
	juvéniles	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.69	CL50-120 h	Edwards et Brown 1967
	larves et alevins	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0,40-2,80	CL50-14 jours	Nehring et Goettl 1974
	juvéniles	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.41	CL20-14 jours	
	juvéniles	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.31		

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	-	ND	ZnSO ₄	-	-	-	-	13-15	0.0056	concentration seuil entraînant un effet d'évitement après 20 min	Perwak <i>et al.</i> 1980
	1-6 g	F,M,1	ZnCl ₂	7	>90% sat.	15-16	11	-	0.066	CL50-168 h	Cusimano et Brakke 1986
	1-6 g	F,M,1	ZnCl ₂	5.7	>90% sat.	15-16	1.7	-	0.097	CL50-168 h	
	1-6 g	F,M,1	ZnCl ₂	4.7	>90% sat.	15-16	-0.2	-	0.501	CL50-168 h	
	juv. 4,5-7,5 g	F,M,1	ZnCl ₂	6,97-7,05	9.3	15	10.8	31.3	0.11	CL50-96 h à 120 h	Bradley et Sprauge 1985
	juv. 4,5-7,5 g	F,M,1	ZnCl ₂	6,97-7,05	9.3	15	8.1	30.2	0.17	CL50-96 h à 120 h	
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	juv. 4,5-7,5 g	F,M,1	ZnCl ₂	6,97-7,05	9.3	15	23.8	31.2	0.19	CL50-96 h à 120 h	Bradley et Sprauge 1985
	juv. 4,5-7,5 g	F,M,1	ZnCl ₂	6,97-7,05	9.3	15	8.6	387	4.46	CL50-96 h à 120 h	

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	juv. 4,5-7,5 g	F,M,1	ZnCl ₂	6,97-7,05	9.3	15	24.3	389	5.16	CL50-96 h à 120 h	
	juv. 4,5-7,5 g	F,M,1	ZnCl ₂	5,46-5,59	9.3	15	<1,0	31.4	0.088	CL50-96 h à 120 h	
	juv. 4,5-7,5 g	F,M,1	ZnCl ₂	5,46-5,59	9.3	15	<1,0	394	9.95	CL50-96 h à 120 h	
	juv. 4,5-7,5 g	F,M,1	ZnCl ₂	5,46-5,59	9.3	15	<1,0	389	11.1	CL50-96 h à 120 h	
	juv. 4,5-7,5 g	F,M,1	ZnCl ₂	8,97-9,01	9.3	15	23.7	30.9	4.53	CL50-96 h à 120 h	
	juv. 4,5-7,5 g	F,M,1	ZnCl ₂	8,97-9,01	9.3	15	32.9	373	>87,90	CL50-96 h à 120 h	
	alevins d'un an pesant 2 g jusqu'à la maturité sexuelle à 2 ans	F,N,2	ZnSO ₄	7.81	6.8	16.2	238	333	0.32	0,0% de mortalité après 21 mois	Sinley <i>et al.</i> 1974
	comme précédemment	F,N,2	ZnSO ₄	7.81	6.8	16.2	238	333	0.64	6,4% de mortalité après 21 mois	
	comme précédemment	F,N,2	ZnSO ₄	7.81	6.8	16.2	238	333	1.055	10,0% de mortalité	

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	comme précédemment	F,N,2	ZnSO ₄	7.81	6.8	16.2	238	333	2.2	après 21 mois 23,0% de mortalité après 21 mois	
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	oeufs embryonnés jusqu'à la maturité sexuelle	F,N,2	ZnSO ₄	6.8	6.8	12.7	25	26	0,011-0,547	aucun changement sign. dans la mortalité des oeufs	Sinley <i>et al.</i> 1974
<i>Salmo trutta</i> (truite brune)	alevins vésiculés	F,M,1	-	4.5	-	-	-	eau douce	0,0049 - 0.0196	60 à 95% de mortalité après 18 j centre des vertèbres non calcifié dans environ 40% des cas	Sayer <i>et al.</i> 1989

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Salvelinus fontinalis</i> (omble de fontaine)	œufs de la troisième génération	F,M,1	ZnSO ₄	7,0-7,7	9.8	5,0-15,0	41.8	45.4	0.266	augmentation sign. de la fragilité (p=0,05)	Holcombe et al. 1979
	embryons de la deuxième génération	F,M,1	ZnSO ₄	7,0-7,7	9.8	5,0-15,0	41.8	45.4	1.36	Diminution sign. de l'éclosabilité (p=0,05)	
	embryons « frais »	F,M,1	-	7,2-7,9	11.6	9	41.3	45.9	1.368	Diminution sign. de la survie (p=0,05)	Nehring et Goettl 1974
	adultes	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.63	CL17-14 jours	
	adultes	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0.96	CL50-14 jours	
<i>Oncorhynchus kisutch</i> (saumon coho)	juvénile	F,M,1	-	-	-	-	-	-	0,5-10,7	Diminution des leucocytes après 24 h	McLeay 1975

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Oncorhynchus nerka</i>	saumoneaux adultes	F,M,1	ZnCl ₂	7.2	9	–	–	35	0,03-0,112	Aucun effet nocif après 18 mois	Chapman 1978a
<i>Oncorhynchus nerka</i>	embryon-saumoneau	F,M,1	ZnCl ₂	7.2	9	–	–	35	0.242	Aucun effet nocif après 18 mois	Chapman 1978a
(saumon sockeye)	immatures	ND	–	–	–	–	–	–	0.447	CL50-115 h	U.S. EPA 1980
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	alevins nouvellement éclos	F,M,1	ZnCl ₂	7,3-7,5	10.2	~12	–	23	>0,661 0,364-0,661	CL50-200 h CL10-200h	Chapman 1978b
(saumon quinnat)	alevins nageants	F,M,1	ZnCl ₂	7.1	10.2	~12	–	23	0,097 0,068	CL50-200 h CL10-200h	
	tacon de 5-8 mois	F,M,1	ZnCl ₂	7,3-7,5	10.2	~12	–	23	0,395 0,268	CL50-200 h CL10-200h	
	saumoneaux	F,M,1	ZnCl ₂	7.1	10.2	~12	–	23	0,364 0,170	CL50-200 h CL10-200h	Chapman 1978b

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	alevins nouvellement éclos	F,M,1	ZnCl ₂	7.1	10.2	~12	–	23	0,555 0,256	CL50-186 h CL10-186 h	Chapman 1978b
	alevins nageants	F,M,1	ZnCl ₂	7.1	10.2	~12	–	23	0,093 0,054	CL50-200 h CL10-200h	
	tacon de 5-8 mois	F,M,1	ZnCl ₂	7,3-7,5	10.2	~12	–	23	0,120 0,061	CL50-200 h CL10-200h	
	saumoneaux	F,M,1	ZnCl ₂	7.1	10.2	~12	–	23	0,278 0,084	CL50-200 h CL10-200h	
	embryon	F,M,1	ZnCl ₂	6,9-7,1	>8,7	12	25	25	0.819	86% de mortalité après 72 j (9,6% dans le témoin)	Cairns <i>et al.</i>
	embryon	F,M,1	ZnCl ₂	6,9-7,1	>8,7	12	25	25	0.444	18% de mortalité après 72 j	1982
	embryon	F,M,1	ZnCl ₂	6,9-7,1	>8,7	12	25	25	0.262	8% de mortalité après 72 j	

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Salmo salar</i> (saumon de l'Atlantique)	tacon	-	-	-	-	-	-	-	0.05	50% d'évitement après 4 h	U.S. EPA 1987
	tacon	-	-	-	-	-	-	-	0.1	Évitement après 20 min	Spear 1981
	immature	-	-	-	-	-	-	-	0,1-0,5	CL50-21 j	U.S. EPA 1980
<i>Ancylus fluviatilis</i> (gastropode)	juvénile mm	<2	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	0.08	CL50-100 jours	Willis 1988
	juvénile mm	<2	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	0.09	CL50-90 jours	
	juvénile mm	<2	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	0.18	CL50-80 jours	
	juvénile mm	<2	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	0.19	CL50-70 jours	
	juvénile mm	<2	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	0.2	CL50-60 jours	
	juvénile mm	<2	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	0.26	CL50-50 jours	
	juvénile mm	<2	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	0.36	CL50-40 jours	
	juvénile mm	<2	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	0.54	CL50-30 jours	

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	juvénile > 3 mm	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	-	0.13	CL50-100 jours	
	juvénile > 3 mm	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	-	0.13	CL50-90 jours	
	juvénile > 3 mm	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	-	0.24	CL50-80 jours	
(gastropode)	juvénile > 3 mm	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	-	0.33	CL50-70 jours	Willis 1988
	juvénile > 3 mm	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	-	0.6	CL50-60 jours	
	juvénile > 3 mm	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	-	0.86	CL50-50 jours	
	juvénile > 3 mm	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	-	1.34	CL50-40 jours	
	juvénile > 3 mm	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	-	1.22	CL50-30 jours	
	adulte	S,M,2	ZnSO4	-	-	10	-	-	0.1	aucun effet nocif sur la reproduction après 100 jours	

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	adulte	S,M,2	ZnSO ₄	-	-	10	-	-	0.18	diminution de la reproduction après 100 j	
<i>Biomphalaria glabrata</i> (escargot d'eau douce)	embryon	ND	-	-	-	-	-	-	0.5	diminution de 50% de la survie au jour 33	Munzinger et Guarducci 1988
<i>Chironomus riparius</i> (diptère, chironomidés)	larves	S,M,2	-	7,3-7,7	-	20	-	-	0.1	Retard important dans le développement de tous les stades larvaires	Timmermans <i>et al.</i> 1992
<i>Corbicula sp.</i> (petite corbeille d'Asie)	adulte 13-16 mm	F,M,1	ZnSO ₄	8.31	-	25.11	49.5	70.7	0.034	CE50-30 j (croissance) *diff. sign. dans l'activité enzymatique	Farris <i>et al.</i> 1989

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
										que après 10 j	
	adulte 13-16 mm	F,M,1	ZnSO ₄	8.06	-	25.11	49.8	72.3	1.1	CL50-30 j *inhibition inhibition n sign. de la croissance après 20 jours	
(petite corbeille d'Asie)	juvénile et adulte	F,M,1	-	~8,2	-	20,6-25,5	38,6-59,2	66,0-88,8	>0,020	diminution sign. de la coquille et du gain pondéral après 30 j ~30% de mortalité après 30 jours	Farris <i>et al.</i> 1989
	juvénile et adulte	F,M,1	-	~8,2	-	20,6-25,5	38,6-59,2	66,0-88,8	1		

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Daphnia magna</i> (cladocère)	12 € 12 h	S,N,2	ZnCl ₂	7.74	presque sat.	-	-	45.3	0.07	CE16 après 3 semaines (reproduction)	Biesinger et Chistensen 1972
	12 € 12 h	S,N,2	ZnCl ₂	7.74	presque sat.	-	-	45.3	0.102	CE50 après 3 semaines (reproduction)	
	néonates	S,M,2	ZnSO ₄	8.2 -9.5	-	-	100-119	130-160	0.1	Diminution importante de la longévité	Winner 1981
<i>Epeorus latifolium</i> (éphémère)	larves	F,M,1	ZnSO ₄	7,9-8,0	-	15.5	-	83 µg/L	0,1-0,3	Inhibition de la croissance après 2 semaines ; mort de tous les individus avant l'émergence	Hatakeyama 1989

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	larves	F,M,1	ZnSO ₄	7.9	-	15.5	-	83 µg/L	alim. : algues	aucune diminution du taux de croissance	
				-8.0				contenant 940 µg/g			
	larves	F,M,1	ZnSO ₄	7.9	-	15.5	-	83 µg/L	alim. : algues	Sem. 1 : taux de croissance de 55% comparativement au témoin; Sem. 2 : rétablissement du taux normal de croissance	
				-8.0				contenant 1380 µg/g			
	larves	F,M,1	ZnSO ₄	7.9	-	15.5	-	83 µg/L	alim. : algues	effet important sur la croissance et l'émergence	
				-8.0				contenant > 2 000 µg/g			

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
Communauté d'insectes	30 j de colonisation sur les plateaux dans la rivière Clinch	F,M,1	-	8.93	8.9	22.4	59	85	0,015 (2*)	Diminution de 57% de l'abondance des macroinvertébrés après 4 jours	Clements <i>et al.</i> 1988
<i>Moina macrocladoceran</i> (crustacé)	néonate <24 h	S,N,2	ZnSO ₄	6.5	-	24-27	-	-	0,01(1*)	TL50 (temps auquel 50% des animaux sont morts) - 9,8 jours	Wong 1993
	néonate <24 h	S,N,2	ZnSO ₄	6.5	-	24-27	-	-	0,02 (3*)	TL50- 10,00 jours	
	néonate <24 h	S,N,2	ZnSO ₄	6.5	-	24-27	-	-	0.1	TL50- 7,33 jours	
	néonate <24 h	S,N,2	ZnSO ₄	6.5	-	24-27	-	-	0.25	TL50- 7,67 jours	
	néonate <24 h	S,N,2	ZnSO ₄	6.5	-	24-27	-	-	0.5	TL50- 4,25 jours	Wong 1993

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	néonate <24 h	S,N,2	ZnSO ₄	6.5	-	24-27	-	-	0.7	TL50-4,50 jours réduction	Wong 1993
	néonate <24 h	S,N,2	ZnSO ₄	6.5	-	24-27	-	-	0.5	importante de la survie diminution de plus de 50% de la durée de vie moyenne	
	néonate <24 h	S,N,2	ZnSO ₄	6.5	-	24-27	-	-	>0,700		
<i>Physa heterotropha</i> (limnéidé)	adultes 12-15 mm	S,N,2	ZnSO ₄	7.3	-	70°F	-	20	4.9	TLm-120 h	Wurtz 1962
Cladocères : <i>Holopedium gibberum</i>		S,M,2	65Zn		7.1				0.015	importante diminution de la population	Marshall <i>et al.</i> 1983
cladocères totaux		S,M,2	65Zn		7.1				0.015	aucun effet sur toute la population	

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
										on	
Copépodes : <i>Calanoid nauplii</i>		S,M,2	65Zn		7.1				0.015	diminution importante de la population	
<i>Cyclopid nauplii</i>		S,M,2	65Zn		7.1				0.015	diminution importante de la population	
copépodes totaux									0.015	faible diminution de la population	
<i>Azolla filiculoides</i>	25 g humide	S,N,2	ZnSO ₄	-	-	27 jour	-	-	10	Taux de croissance = 44%	<i>Sela et al.</i> 1989
(<i>hydroptérédée</i>)						22 nuit			-13.0	du témoin après 7 j	
	25 g humide	S,N,2	ZnSO ₄	-	-	27 jour	-	-	12.6	diminution de l'acétylène	

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
						22 nuit				(1,9% du témoin après 5 j)	
<i>Azolla pinnata</i> (macrophyte)	-	S,N,2	ZnSO ₄	7	-	25	-	-	0.948	CE50-96 h (croissance)	Guar et al., 1994
<i>Cladophora glomerata</i>	choix d'algues de taille, d'âge et de conditions semblables	F,M,1, simulation de la vitesse de la rivière - après une exposition de 3 h au {Zn}, <i>Cladophora</i> s'est rétabli dans un milieu Chu 10 pendant 1 semaine et a ensuite été observé.	ZnSO ₄	-	-	-	-	-	0.4	Premiers signes de toxicité, malformations du cytoplasme dans 2 des 4 échantillons	Mchardy et George 1990
(algue verte)	comme précédemment	comme précédemment	ZnSO ₄	-	-	-	-	-	1	filaments endomm	Mchardy et George 1990

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	comme précédemment	comme précédemment	ZnSO ₄	-	-	-	-	-	1.75	agés dans 3 échantillons effets toxiques dans chacun des 4 échantillons	
	comme précédemment	comme précédemment	ZnSO ₄	-	-	-	-	-	4	99% des filaments complètement incolores et morts dans 2 des 4 échantillons	
<i>Eichhornia crassipes</i> (jacinthe d'eau)	plantes matures	S,N,2	ZnSO ₄	-	-	28-30	-	-	9	diminution de poids de 30%	Delgado <i>et al.</i> 1993

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Euglena gracilis</i> (algues)	-	S,N,2	ZnCl ₂	-	-	25	-	-	50 µM	forte inhibition de l'évolution de l'oxygène après 10 jours	DeFilippis et Ziegler 1993
<i>Lemna trisulca</i>	-	S,M,2	-	7,8-8,3	-	28	-	-	>0,195 - 0,293	diminution du taux de multiplication	Huebert et Shay 1992
(macrophyte aquatique submergé)	-	S,M,2	-	7,8-8,3	-	28	-	-	0.325	CE50 (rendement final)	
	-	S,M,2	-	7,8-8,3	-	28	-	-	0.915	CE50 (taux de multiplication)	
<i>Lemna minor</i> (macrophyte aquatique)	-	S,N,2,	-	-	-	25-28	-	-	10; 0,23	CI50 (10 mg/L); croissance : 93% de celle du témoin	Dirilgen et Inel 1994a, b

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (algue verte)	-	S,M,2	ZnSO ₄	8	-	constante	-	-	0.25	CE50-4 h (photosynthèse) taux de croissance après 15 jours= 0,100 (assez diff. du témoin)	Starodub <i>et al.</i> 1987
	-	S,M,2	ZnSO ₄	4.5	-	20	-	-	0.1	taux de croissance après 15 jours= 0,101 (assez diff. du témoin)	
	-	S,M,2	ZnSO ₄	6.5	-	20	-	-	0.1	taux de croissance après 15 jours= 0,101	
	-	S,M,2	ZnSO ₄	8.5	-	20	-	-	0.1	taux de croissance après 15 jours= 0,122	
	-	S,M,2	ZnSO ₄	4.5	-	20	-	-	0.225	taux de croissance après 15 jours = 0,040 (assez diff. du	

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
										témoin)	
	-	S,M,2	ZnSO ₄	6.5	-	20	-	-	0.225	taux de croissance après 15 jours= 0,042 (assez diff. du témoin)	
	-	S,M,2	ZnSO ₄	8.5	-	20	-	-	0.225	taux de croissance après 15 jours= 0,131	
		S,N,2	ZnSO ₄	4.5		20			0.5	taux de croissance après 15 jours= 0,000 (assez diff. du témoin)	
	-	S,N,2	ZnSO ₄	6.5	-	20	-	-	0.5	taux de croissance après 15 jours= 0,000 (assez diff. du témoin)	

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
										jours= 0,026	
(algue verte)		S,N,2	ZnSO ₄	8.5		20			0.5	taux de croissance après 15 jours= 0,109 (assez diff. du témoin)	Starodub <i>et al.</i> 1987
	-	-	-	-	-	-	-	-	0.002	premier effet nocif	Matulova 1978
<i>Selenastrum capricornutum</i>	-	ND	-	-	-	-	-	-	0,03 (2*)	faible inhibition de la croissance après 7 j	EPA 1980
(algue verte)	-	ND	-	-	-	-	-	-	0,040-0,068 (3*)	95% de la croissance après 14 j	

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
-	-	ND	-	-	-	-	-	-	0.1	inhibition de 100% de la croissance après 7 j	
-	-	S,M,2, milieu AAPBT	ZnCl ₂	6,8-7,2	-	24	8.2	14.9	0,03 (2*)	Début de l'inhibition du taux de croissance	Bartlett <i>et al.</i> 1974
-	-	comme précédemment	ZnCl ₂	6,8-7,2	-	24	8.2	14.9	0.12	Inhibition complète du taux de croissance	
-	-	comme précédemment	ZnCl ₂	6,8-7,2	-	24	8.2	14.9	0.12	Inhibition complète du taux de croissance	Bartlett <i>et al.</i> 1974
-	-	comme précédemment	ZnCl ₂	6,8-7,2	-	24	8.2	14.9	0.12	Algicide	

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
	-	S,N,2	ZnSO ₄	6,0-6,3	-	24	-	-	0.0041	CE50-7 j	Chiaudani et Vighi, 1978
<i>Spirodela polyrhiza</i> (macrophyte)	-	S,N,2	ZnSO ₄	7	-	25	-	-	0.935	CE50-96 h (croissance)	Guar <i>et al.</i> 1994
Communauté de plancton (lac Michigan)	Bombonnes submergées	S,N,2	-	-	-	-	-	-	0.015	Importante réduction de la chlorophylle a, de la productivité primaire, de l'O.D., de la diversité du zooplankton et des populati	Marshall <i>et al.</i> , 1983

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A2.4 Résumé des données sur la toxicité aquatique du zinc qui sont applicables au bassin de la rivière McQuesten Sud.

Espèce	Stade de vie	Type de données	Substance chimique	pH	O.D. (mg/L)	Temp. (°C)	Alcalinité (mg/L)	Dureté (mg de CaCO ₃ /L)	Conc. (mg/L)	Effet	Référence
										ons, et de la similarité des communautés	

LÉGENDE

- CE = Concentration efficace
- CI = Concentration inhibitrice
- CL = Concentration létale
- CMAT = Concentration maximale acceptable de toxiques
- TL = Temps léthal
- TLm = Tolérance limite moyenne (50% de survie)
- S = Méthode d'essai statique
- F = Méthode d'essai avec renouvellement
- M = Mesuré
- N = Nominal
- ND = Non disponible
- 1 = Primaire
- 2 = Secondaire

Note : Ce tableau a été dressé à l'aide des renseignements obtenus de la base de données AQUIRE. Il a été impossible d'extraire les références pour ces tableaux.

Tableau A3. 1 Calcul des rapports eau-effet pour le cours supérieur de la rivière Clark Fork en aval de Warm Springs Pond à l'aide des résultats des essais de toxicité aiguë pour la truite arc-en-ciel

Date d'échantillonnage	CL ₅₀ dans l'eau locale	CL ₅₀ dans l'eau de laboratoire	Rapport eau-effet CL ₅₀ (eau locale) / CL ₅₀ (eau de laboratoire)
Débit d'étiage - hiver	385 µg/L	111 µg/L	3.47
Débit d'étiage - début du printemps	335 µg/L	102 µg/L	3.28
Débit de crue - fin du printemps	255 µg/L	81,0 µg/L	3.15
Débit d'étiage - automne	245 µg/L	80,8 µg/L	3.03
Débit d'étiage - fin de l'automne	296 µg/L	137 µg/L	2.16
REE moyen			3.02

ÉTABLISSEMENT D'OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU LIEU

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

Tableau A3.2 Rapports eau-effet calculés pour le cuivre total dans le cours supérieur de la rivière Clark Fork

Lieu d'échantillonnage	Date d'échantillonnage	Rapport eau-effet					REE final
		Essai de toxicité aiguë pour la truite arc en ciel	Essai de toxicité aiguë pour le tête-de-boule	Essai de toxicité chronique pour le tête-de-boule	Essai de toxicité aiguë pour <i>C. dubia</i>	Essai de toxicité chronique pour <i>C. dubia</i>	
En aval de Warm Springs Pond	Débit d'étiage - hiver	3.47	7.98	4.16	NC	2.02	2.65
	Débit d'étiage - début du printemps	3.28	11.00	3.04	6.12	> 7,84	3.16
	Débit de crue - fin du printemps	3.15	3.49	3.64	4.11	3.03	3.09
	Débit d'étiage - automne	3.03	3.12	1.42	1.56	1.92	1.49
	Débit d'étiage - fin de l'automne	2.16	7.60	3.76	2.65	2.67	2.39
	REE moyen	3.02	6.64	3.20	3.61	2.41	2.70
À Deer Lodge	Débit d'étiage - hiver	2.38	6.36	2.59	2.76	1.59	1.95
	Débit d'étiage - début du printemps	2.41	4.44	3.36	2.10	3.20	2.10
	Débit de crue - fin du printemps	2.55	4.77	1.64	8.79	1.78	1.78
	Débit d'étiage - automne	1.89	5.44	1.89	1.91	2.35	1.89
	Débit d'étiage - fin de l'automne	2.02	7.75	3.33	1.86	2.18	1.94
	REE moyen	2.25	5.75	2.56	3.48	2.22	2.23

NC = non calculé

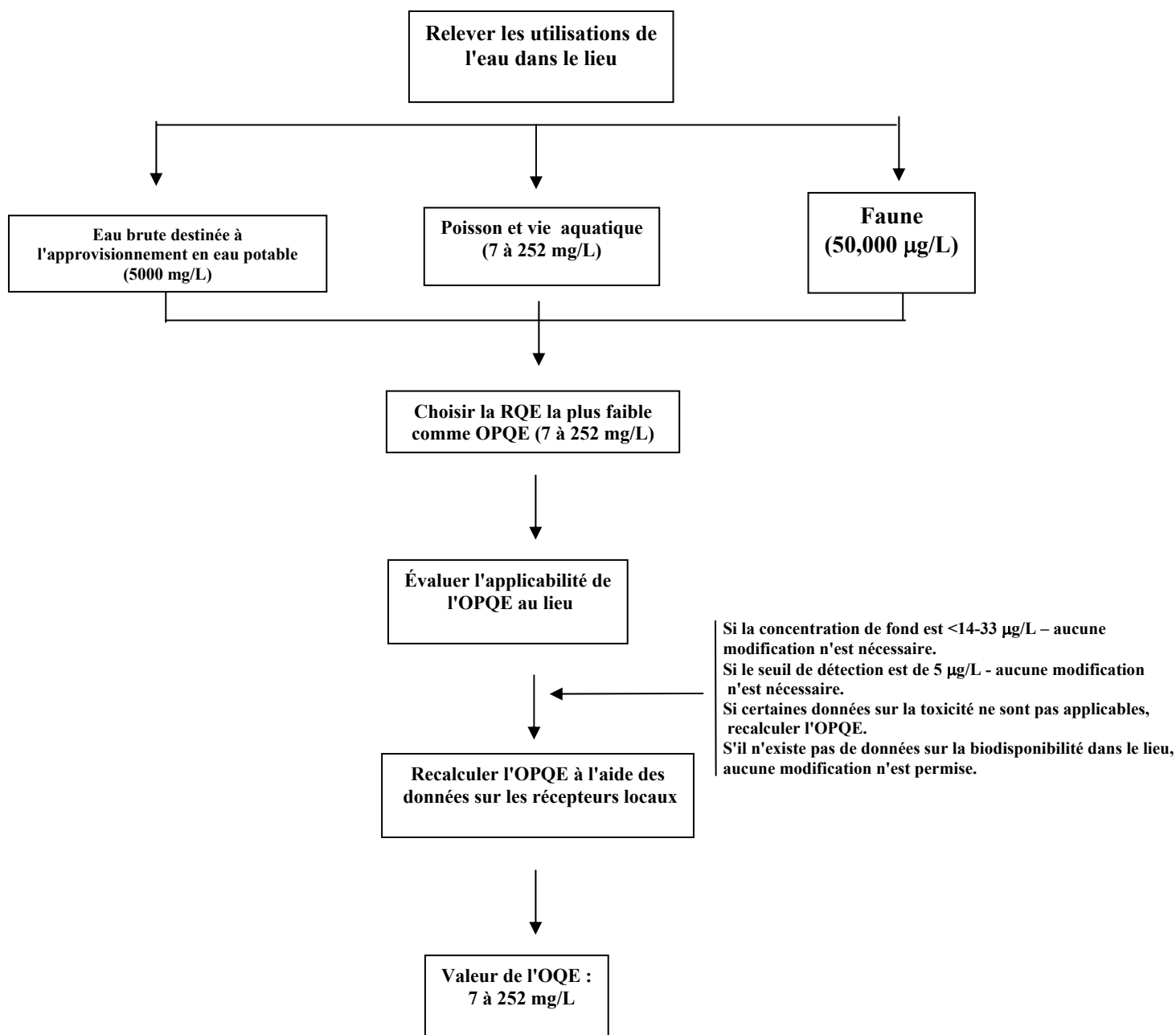
Note : Le REE final est la moyenne géométrique des deux valeurs les plus faibles des REE moyens.

Tableau A3.3 Rapports eau-effet calculés pour le cuivre dissous dans le cours supérieur de la rivière Clark Fork

Lieu d'échantillonnage	Date d'échantillonnage	Rapport eau-effet					REE final
		Essai de toxicité aiguë pour la truite arc-en- ciel	Essai de toxicité aiguë pour le tête-de-boule	Essai de toxicité chronique pour le tête-de- boule	Essai de toxicité aiguë pour <i>C. dubia</i>	Essai de toxicité chronique pour <i>C. dubia</i>	
En aval de Warm Springs Pond	Débit d'étiage - hiver	2.56	5.11	3.43	NC	1.38	1.88
	Débit d'étiage - début du printemps	2.25	4.58	2.39	4.24	> 5,82	2.32
	Débit de crue - fin du printemps	2.98	3.14	3.64	3.91	2.26	2.60
	Débit d'étiage - automne	2.77	1.94	1.32	1.52	1.83	1.42
	Débit d'étiage - fin de l'automne	2.07	2.27	3.18	2.92	2.21	2.14
	REE moyen	2.53	3.41	2.79	3.15	1.92	2.20
À Deer Lodge	Débit d'étiage - hiver	1.78	3.71	1.60	1.76	1.04	1.29
	Débit d'étiage - début du printemps	1.72	2.86	2.31	1.50	2.74	1.61
	Débit de crue - fin du printemps	2.06	3.46	1.53	3.07	1.64	1.58
	Débit d'étiage - automne	1.61	3.52	1.76	1.65	2.54	1.63
	Débit d'étiage - fin de l'automne	1.70	2.02	3.33	1.48	1.91	1.59
	REE moyen	1.77	3.11	2.11	1.89	1.97	1.83

NC = non calculé

Figure A2.1 Établissement d'objectifs d'amélioration de la qualité de l'eau propres à un lieu pour le zinc dans la rivière McQuesten-Sud



Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2003. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux — Guide concernant l'application propre à un lieu des Recommandations pour la qualité des eaux au Canada : procédures d'établissement d'objectifs numériques de qualité de l'eau, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil canadien des ministres de l'environnement.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez
communiquer avec :

Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec) K1A 0H3
Téléphone : (819) 953-1550
Télécopieur : (819) 953-0461
Courrier électronique : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Adresse internet : <http://www.ec.gc.ca>

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

Documents du CCME
Sans frais : (800) 805-3025
www.ccme.ca

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 2003
Extrait de la publication n° 1299; ISBN 1-896997-36-8

Also available in English.