



*Loi canadienne sur
la protection
de l'environnement*

Liste des substances d'intérêt prioritaire
Rapport d'évaluation

Eaux usées chlorées



Gouvernement
du Canada

Government of
Canada

Environnement
Canada

Environment
Canada

Santé
Canada

Health
Canada



LISTE DES SUBSTANCES D'INTÉRÊT PRIORITAIRE
RAPPORT D'ÉVALUATION

EAUX USÉES CHLORÉES

Gouvernement du Canada
Environnement Canada
Santé et Bien-être social Canada

Aussi disponible en anglais sous le titre :
Canadian Environmental Protection Act
Priority Substances List
Assessment Report
Chlorinated Wastewater Effluents

DONNÉES DE CATALOGAGE AVANT PUBLICATION (CANADA)

Vedette principale au titre:

Eaux usées chlorées

(Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation)

Publ. aussi en anglais sous le titre: Chlorinated wastewater effluents.

En-tête du titre: *Loi canadienne sur la protection de l'environnement.*

ISBN 0-662-98205-3

N° de cat. MAS En40-215/12-F

1. Chlore-- Composés-- Toxicité-- Tests.
2. Chlore -- Composés -- Aspect de l'environnement.
3. Eaux usées -- Stations de traitement -- Aspect de l'environnement -- Canada. 4. Eaux usées -- Épuration-- Chloration. I. Canada. Environnement Canada. II. Canada. Santé et bien-être social Canada. III. Coll.

TD196.C5C4614 1993 363.73'84 C93-099510-4

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1993

No de catalogue MAS En 40-215/12F

ISBN 0-662-98205-3

IMPRIMERIE BEAUREGARD LIMITÉE

TABLE DES MATIÈRES

Synopsis	v
1.0 Introduction	1
2.0 Sommaire des informations essentielles pour l'évaluation de la toxicité	5
2.1 Identité, propriétés et utilisations	5
2.2 Pénétration dans l'environnement.....	6
2.2.1 Usines municipales d'épuration.....	6
2.2.2 Eaux de refroidissement de centrales électriques.....	7
2.2.3 Sources industrielles d'eaux usées chlorées.....	8
2.3 Informations sur l'exposition.....	9
2.3.1 Devenir.....	9
2.3.2 Concentrations	13
2.4 Informations sur les effets	16
2.4.1 Étres in situ et essais sur le terrain.....	17
2.4.2 Effluents complets	21
2.4.3 Effets des substances trouvées dans les eaux usées chlorées.....	22
3.0 Évaluation de la toxicité au sens de la LCPE	23
3.1 Effets sur l'environnement (alinéa 11a))	23
4.0 Recommandations pour la recherche et l'évaluation	25
5.0 Bibliographie	26

LISTE DES FIGURES

1	Concentrations de chlore résiduel total et mortalité chez la truite arc-en-ciel en aval de trois usines municipales d'épuration en Ontario.....	18
2	Effets sur les communautés benthiques des eaux usées chlorées rejetées par trois usines municipales d'épuration en Nouvelle-Écosse.....	20

Synopsis

Dans la présente évaluation, la substance d'intérêt prioritaire appelée «eaux usées chlorées» comprend exclusivement les effluents auxquels on ajoute du chlore ou des agents de chloration en vue de les désinfecter (p. ex., dans les usines municipales d'épuration) ou de lutter contre la salissure biologique (p. ex., dans les centrales thermiques et nucléaires). Au Canada, environ 400 usines municipales d'épuration rejettent des eaux usées chlorées dans des systèmes aquatiques, à un débit total qu'on estime à $6,11 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{j}$. La plupart des onze grands producteurs d'électricité du Canada ont recours à la chloration des eaux de refroidissement d'une partie ou de la totalité de leurs centrales thermiques, pour combattre la salissure biologique. Le débit annuel moyen des effluents de ces centrales varie de 10 000 à $7,8 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{j}$, et la chloration peut y être irrégulière, journalière, hebdomadaire, saisonnière ou continue. Peu de données sont disponibles sur les rejets industriels d'eaux usées chlorées. On sait toutefois que, dans certaines usines, on recourt à la chloration à des fins de désinfection ou pour combattre la salissure biologique, et on rejette les effluents directement dans l'environnement canadien.

Des essais *in situ* et des relevés biologiques réalisés en aval d'usines municipales d'épuration au Canada ont montré que les eaux usées chlorées exercent une létalité aiguë chez les poissons et causent des modifications de la structure des communautés chez les invertébrés benthiques (p. ex., réduction de la diversité, modification de la composition des espèces). Ces effets étaient évidents jusqu'à 500 m en aval des exutoires de plusieurs usines d'épuration. Dans la plupart des cas où l'on a réalisé des essais, les effets observés étaient atténués ou supprimés lorsque les effluents étaient déchlorés avant leur rejet ou lorsqu'ils n'étaient pas chlorés. Des essais *in situ* et des relevés biologiques effectués dans les milieux récepteurs à proximité d'usines municipales d'épuration en Nouvelle-Écosse, en Ontario, en Colombie-Britannique, en Alberta et dans l'est des États-Unis ont montré que le chlore résiduel total est souvent nocif pour les formes de vie aquatiques quand sa concentration dépasse 0,02 mg/L.

En laboratoire, des échantillons d'effluents complets chlorés provenant d'usines d'épuration de la Nouvelle-Écosse et de l'Ontario ont exercé une létalité aiguë chez des poissons et des invertébrés, particulièrement lorsque leur concentration de chlore résiduel total dépassait 0,1 mg/L. Dans le cadre d'une étude de huit usines municipales d'épuration en Ontario, des échantillons d'effluents complets ont été déchlorés; la létalité aiguë a alors diminué de façon significative chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et chez la puce d'eau *Daphnia magna*.

Peu de données auraient permis de comparer les effets toxiques du rejet d'eaux usées chlorées et non chlorées dans les écosystèmes marins. Toutefois, à deux des usines municipales d'épuration de la Nouvelle-Écosse qui rejetaient leurs effluents dans la mer, la concentration de chlore résiduel total des effluents était d'un peu plus de 0,2 mg/L. Cette valeur est supérieure aux concentrations associées à des effets sur les formes de vie d'eau douce, tant dans les essais *in situ* que dans les essais sur les effluents complets.

Les données disponibles sont insuffisantes pour estimer l'exposition des humains aux eaux usées chlorées ou à leurs sous-produits, et on n'a pas trouvé de renseignements concernant les effets des eaux usées chlorées sur l'environnement essentiel pour la vie humaine. C'est pourquoi, dans la présente évaluation, on ne cherche pas à déterminer si les eaux usées chlorées sont toxiques au sens des alinéas 11a) et 11b) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*.

Par conséquent, à la lumière des données disponibles, qui montrent que les eaux usées chlorées rejetées dans l'environnement canadien par les usines municipales d'épuration causent des effets nocifs chez les formes de vie d'eau douce, le ministre de l'Environnement et le ministre de la Santé nationale et du Bien-être social ont conclu que les eaux usées chlorées sont toxiques au sens de l'alinéa 11a) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*.

1.0 Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) exige que le ministre de l'Environnement et le ministre de la Santé nationale et du Bien-être social établissent et publient la Liste des substances d'intérêt prioritaire, qui énumère des substances (produits chimiques, groupes de produits chimiques, effluents et déchets) qui peuvent être nocives pour l'environnement ou constituer un danger pour la santé humaine. En outre, la Loi exige que les deux ministres évaluent ces substances et déterminent si elles sont toxiques au sens de l'article 11 de la Loi, qui prévoit ce qui suit:

[...] est toxique toute substance qui pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à:

- a) avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement;
- b) mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie humaine;
- c) constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

Les substances jugées toxiques au sens de l'article 11 peuvent être inscrites à l'annexe I de la Loi. On peut ensuite envisager d'élaborer des règlements, des directives ou des codes de pratiques en vue de contrôler tous les aspects de leur cycle de vie, depuis la recherche et le développement jusqu'à l'élimination finale, en passant par la fabrication, l'utilisation, le stockage et le transport.

Dans la présente évaluation, la substance d'intérêt prioritaire appelée «eaux usées chlorées» comprend exclusivement les effluents auxquels on ajoute du chlore ou des agents de chloration en vue de les désinfecter ou de combattre la salissure biologique. Notre rapport s'intéresse particulièrement:

- aux usines municipales d'épuration du Canada où l'on traite les effluents au chlore pour les désinfecter;
- aux industries qui rejettent des eaux usées directement dans l'environnement après leur désinfection au chlore (p. ex., les usines de pneus et de transformation des aliments);
- aux industries et aux centrales électriques qui rejettent des eaux de refroidissement traitées au chlore pour lutter contre la salissure biologique, notamment contre la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*).

La présente évaluation ne s'applique pas aux industries dont les eaux usées contiennent des composés chlorés provenant de procédés non liés à la désinfection ou à la lutte contre la salissure biologique (p. ex., les usines de pâtes et papiers pratiquant le blanchiment au chlore).

Au cours du dernier siècle, la chloration est devenue la méthode la plus répandue de désinfection des eaux usées, tant au Canada qu'aux États-Unis. En effet, le chlore est un agent de désinfection puissant, facile à utiliser et peu coûteux. Toutefois, lorsqu'on détermine si une substance est toxique au sens de l'article 11 de la LCPE, on ne tient aucun compte des avantages liés à son utilisation. La présente évaluation ne s'attache donc pas aux avantages de la chloration des eaux usées ni aux coûts relatifs d'autres méthodes de désinfection. Si une substance est déclarée toxique, on peut alors tenir compte des avantages qu'elle présente pour élaborer des méthodes de contrôle appropriées.

Les effets possibles des eaux usées chlorées sur la santé n'ont pas été beaucoup étudiés, mais on dispose d'informations sur les effets de l'exposition à des sous-produits de désinfection tels que les trihalométhanes chez des animaux de laboratoire et des humains. D'après les données disponibles, il est impossible de déterminer la contribution des eaux usées chlorées à l'exposition des humains à des sous-produits de désinfection. Toutefois, comme la population n'entre guère en contact direct avec des eaux usées chlorées, son exposition est probablement très faible. En conséquence, la présente évaluation est limitée aux effets des eaux usées chlorées sur l'environnement. De même, on n'a pas trouvé d'informations concernant les effets des eaux usées chlorées sur l'environnement essentiel pour la vie humaine. C'est pourquoi, dans la présente évaluation, on ne cherche pas à déterminer si les eaux usées chlorées sont toxiques au sens des alinéas 11*b*) et 11*c*) de la LCPE.

La désinfection se définit comme la destruction des virus et des micro-organismes nocifs par des agents chimiques tels que le chlore, le brome ou l'ozone, ou encore par d'autres moyens tels que les rayons ultraviolets. Dans beaucoup de régions du Canada, la désinfection des eaux usées vise à protéger, en aval, les sources d'approvisionnement en eau potable des municipalités, les eaux à usage récréatif ainsi que les zones de croissance de mollusques et de crustacés contre la contamination par les bactéries et les autres agents pathogènes aquatiques. La désinfection se situe alors immédiatement avant le rejet de l'effluent dans le milieu récepteur aquatique. Toutefois, on peut ajouter du chlore aux eaux usées à d'autres étapes de leur traitement et à d'autres fins que leur désinfection, y compris la désodorisation, la destruction des cyanures et des phénols, l'élimination de l'azote, l'amélioration du fonctionnement des filtres, la lutte contre le moussage et la prévention de l'accumulation des boues (White, 1972). En outre, beaucoup d'usines municipales d'épuration déchlurent leurs eaux usées avant de les rejeter dans le milieu récepteur en y ajoutant du dioxyde de soufre, du métabisulfite de sodium, du bisulfite de sodium, du sulfite de sodium, du thiosulfate de sodium ou du peroxyde d'hydrogène, ou encore en utilisant du charbon activé.

La chloration est pratiquée dans les centrales électriques, principalement pour combattre la salissure biologique dans les tubes des condenseurs des circuits de refroidissement et dans les circuits de prise d'eau et d'alimentation des condenseurs, et pour enrayer la croissance des algues dans les tours de refroidissement. Certains secteurs industriels, dont ceux des pâtes et papiers, du raffinage du pétrole et de la fabrication de produits chimiques organiques, utilisent également de l'eau sans recirculation (ou à

passage unique) pour le refroidissement de circuits, de turbines et d'autres éléments de matériel. En Ontario et au Québec, on emploie le chlore pour empêcher l'accumulation des moules zébrées dans les tuyaux. Introduite accidentellement au pays, la moule zébrée s'est récemment établie dans les Grands Lacs et le Saint-Laurent. Sa prolifération a causé de la salissure dans les prises d'eau et les exutoires d'usines de traitement de l'eau potable ainsi que d'établissements industriels et de centrales électriques qui utilisent de l'eau à passage unique, tant pour le refroidissement que pour les procédés industriels.

Beaucoup des renseignements existants sur les eaux usées chlorées sont soit inédits, soit publiés dans des ouvrages épuisés. Afin d'y avoir accès, nous avons communiqué avec des employés des gouvernements fédéral et provinciaux ainsi qu'avec des chercheurs universitaires qui se sont intéressés de près à cette question au Canada. Ils ont fourni beaucoup de renseignements sur lesquels repose la présente évaluation. En outre, un dépouillement manuel a été effectué dans des études récentes. Pour la section 2.2 («Pénétration dans l'environnement»), nous nous sommes adressés aux responsables de plusieurs usines municipales d'épuration afin d'obtenir des renseignements qui ne sont pas systématiquement recueillis par les provinces. En vertu d'un marché conclu avec Environnement Canada, Uwe Scheider a préparé un document d'information sur les propriétés physico-chimiques du chlore, ses réactions avec d'autres substances durant la chloration et les produits de ces réactions. En vertu d'un autre marché avec Environnement Canada, Diane Koniecki a produit un document d'information sur le devenir et les concentrations des substances présentes dans les eaux usées chlorées rejetées dans l'environnement canadien.

Même si une grande partie de la recherche sur les eaux usées chlorées a été effectuée à l'étranger, nous avons mis au premier plan les données canadiennes sur les sources, le devenir, les concentrations et les effets des eaux usées chlorées dans l'environnement canadien. Toutes les études originales qui ont servi à déterminer si les eaux usées chlorées sont toxiques au sens de la LCPE ont été soumises à un examen critique par les employés suivants d'Environnement Canada:

R.L. Breton
S.A. Jones
D.R.J. Moore, chef du groupe de travail
R. Scroggins

Le présent rapport comprend le synopsis concernant les eaux usées chlorées qui sera publié dans la *Gazette du Canada*. La section 2.0 offre un sommaire détaillé des données techniques essentielles pour l'évaluation, qui sont exposées en plus grand détail dans un document à l'appui disponible sur demande. C'est à la section 3.0 qu'on établit si les eaux usées chlorées sont toxiques au sens de la LCPE.

Dans le cadre du processus d'examen et d'approbation établi par Environnement Canada à l'égard de ses contributions aux rapports d'évaluation des substances d'intérêt prioritaire, le présent rapport a été revu par des spécialistes d'Environnement Canada, par des représentants du ministère de l'Environnement de chacune des provinces, nommés par le Comité consultatif fédéral-provincial de la LCPE, et par Henryck Melcer, du

Centre technique des eaux usées. La version finale du rapport a été révisée et approuvée par le Comité de gestion de la LCPE d'Environnement Canada et de Santé et Bien-être social Canada. Le document à l'appui a été révisé par des employés d'Environnement Canada (Les Rutherford, de la région de l'Atlantique, et Fred Zaal, de la région de l'Ouest et du Nord).

Pour obtenir des exemplaires du présent rapport d'évaluation et du document à l'appui non publié, on peut communiquer avec l'un ou l'autre des bureaux suivants:

Direction des produits
chimiques commerciaux
Environnement Canada
14^e étage, Place Vincent-Massey
351, boul. Saint-Joseph
Hull (Québec)
K1A 0H3

Centre d'hygiène du milieu
Santé et Bien-être social Canada
Pièce 104
Parc Tunney
Ottawa (Ontario)
K1A 0L2

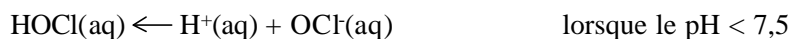
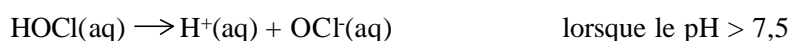
2.0 Sommaire des informations essentielles pour l'évaluation de la toxicité

2.1 Identité, propriétés et utilisations

Le chlore, membre de la famille des halogènes, est la substance non métallique la plus réactive après le fluor. Il est habituellement électro-négatif (-I), mais il peut aussi se révéler électro-positif (p. ex., dans le monoxyde de chlore (+I) et le dioxyde de chlore (+IV)). L'état d'oxydation 4 (p. ex., dans l'acide chlorhydrique, HCl) est la forme la plus stable du chlore, de sorte que toutes les substances qui renferment cet élément à un état d'oxydation supérieur à -I sont des oxydants (Neumüller, 1979; Chang, 1988). En raison de ces propriétés oxydantes, le chlore gazeux, les oxoacides de chlore et les oxydes de chlore sont largement utilisés comme agents de blanchiment, comme désinfectants dans la purification et le traitement de l'eau et comme inhibiteurs de la salissure biologique dans les circuits de refroidissement.

Au Canada, le chlore gazeux ($\text{Cl}_2(\text{g})$), les hypochlorites (NaOCl ou $\text{Ca}(\text{OCl})_2$) ainsi que le dioxyde de chlore (ClO_2) sont les agents chimiques les plus employés pour la désinfection des eaux usées et pour la lutte contre la salissure biologique dans les circuits de refroidissement (ASC, 1987; Bunce, 1990; Jafvert et Valentine, 1992). Dans le passé, la monochloramine inorganique (NH_2Cl) a été largement utilisée, mais elle ne l'est plus que rarement aujourd'hui à cause de la lenteur de sa réaction d'oxydation, par rapport aux substances mentionnées ci-dessus, et à cause de l'incertitude quant au risque qu'elle pose pour la santé humaine (Bunce, 1990).

Ajouté à de l'eau, le chlore gazeux est rapidement hydrolysé pour former une solution aqueuse de 0,4 à 0,5% d'acide hypochloreux, comme le montrent les équations suivantes (Neumüller, 1979; Petrucci, 1989; Jafvert et Valentine, 1992):



Les espèces HOCl et OCl^- sont désignées par l'appellation «chlore résiduel libre». Ce sont des oxydants puissants, qui peuvent réagir avec les substances organiques par substitution électrophile, addition ou oxydation (Petrucci, 1989). Sous forme de molécule neutre, HOCl est environ 100 fois plus efficace comme désinfectant que OCl^- , parce qu'il peut traverser plus facilement la membrane cellulaire des micro-organismes et détruire les substances intracellulaires nécessaires au maintien de la vie (Bunce, 1990). L'addition d'hypochlorites à de l'eau donne également une solution aqueuse d'acide hypochloreux.

Diverses substances présentes dans l'eau à traiter peuvent réagir avec l'acide hypochloreux ou, dans une moindre mesure, avec le dioxyde de chlore pour former des sous-produits chlorés (Johnson et Jensen, 1986). Par exemple, les phénols peuvent être chlorés selon l'une des quatre voies réactives suivantes:

- (i) substitution électrophile sur le noyau aromatique, pour donner des chlorophénols;
- (ii) oxychloration, pour donner des chlorobenzoquinones et des dérivés chlorés de l'acide muconique;
- (iii) addition, pour donner divers dérivés chlorés du cyclohexène;
- (iv) réarrangement intramoléculaire des substances produites par l'une des réactions ci-dessus, pour donner des chlorohydroxyacétone et des chlorohydroxycyclopentènes (CNRC, 1979; Johnson et Jensen, 1986).

L'oxychloration de l'ammoniac et la substitution électrophile de chlore sur des amines aromatiques et d'autres substances azotées organiques mènent à la formation de chloramines inorganiques et organiques, respectivement (CNRC, 1979). Ces composés sont désignés par l'appellation «chlore résiduel combiné». La somme du chlore résiduel libre et du chlore résiduel combiné est appelée «chlore résiduel total».

Des trihalométhanes sont produits à la suite de la réaction haloforme, dans laquelle les groupes méthylcétone des acides humiques sont d'abord convertis en cétones trihalogénées, qui sont ensuite hydrolysées pour produire les trihalométhanes et des acides carboxyliques (Manahan, 1984; Bunce, 1990). De nombreux autres sous-produits chlorés peuvent être formés par diverses réactions entre l'acide hypochloreux ou le dioxyde de chlore et des substances qui se trouvent dans l'eau à traiter.

La réaction prédominante entre l'acide hypochloreux ou le dioxyde de chlore et les substances organiques est l'oxydation, qui produit relativement peu de substances chlorées. Les substances qui renferment des substituants alcooliques, aldéhydiques et glucidiques, ou encore des liaisons sulfhydryle ou d'autres liaisons de soufre réduit, sont sujettes à l'oxydation mais rarement à la substitution ou à l'addition (CNRC, 1979).

2.2 Pénétration dans l'environnement

Au Canada, on compte deux grandes sources d'eaux usées chlorées: (i) les usines municipales d'épuration et les établissements industriels dont les effluents sont traités avec des produits chlorés à des fins de désinfection; (ii) les centrales électriques et les établissements industriels dont les eaux de refroidissement sont traitées avec des produits chlorés pour lutter contre la salissure biologique.

2.2.1 Usines municipales d'épuration

Au Canada, on comptait en 1992 environ 2 800 usines municipales d'épuration, qui rejetaient 10^7 m³ d'effluents dans l'environnement chaque jour (ASC, 1987; Tate et Lacelle, 1992; données supplémentaires fournies par les provinces). Sur ce nombre, environ 400 (14%) rejetaient chaque jour un total de $6,11 \times 10^6$ m³ (61%) d'effluents préalablement chlorés (ASC, 1987; données supplémentaires fournies par les provinces et certaines usines d'épuration). Parmi les usines qui rejetaient des eaux usées chlorées,

302 (75%) étaient situées dans trois provinces : l'Ontario (175 usines), le Manitoba (80 usines) et la Colombie-Britannique (47 usines, dont 22 déchloraient leurs effluents avant de les rejeter). Quarante-neuf pour cent (89%) du volume des eaux usées chlorées rejetées par les usines canadiennes provenaient de l'Ontario (73%) et de la Colombie-Britannique (16%) (ASC, 1987; données supplémentaires fournies par les provinces et certaines usines d'épuration).

La quantité d'agent de chloration ayant servi à traiter les eaux usées et le temps de contact entre l'application et le rejet influent considérablement sur la quantité de chlore résiduel total (CRT) et de sous-produits chlorés qui est rejetée dans l'environnement. Les concentrations de CRT observées dans les effluents rejetés varient de 0,2 à 0,8 mg/L (moyenne : 0,64 mg/L) à Terre-Neuve; de 0,15 à 0,5 mg/L (moyenne: 0,25 mg/L) à l'Île-du-Prince-Édouard; de 0,1 à 2,1 mg/L (moyenne : 0,58 mg/L) en Nouvelle-Écosse; de 0,05 à 1,0 mg/L (moyenne : 0,4 mg/L) au Nouveau-Brunswick; de 0,7 à 1,2 mg/L en Saskatchewan; et de 0,6 à 3,2 mg/L en Alberta (Garron, 1992; données supplémentaires fournies par les provinces et certaines usines d'épuration). On n'a pas obtenu de données sur les concentrations de CRT dans les effluents des usines d'épuration des autres provinces. Les temps de contact varient également selon les provinces, allant de 15 à 90 minutes dans les provinces de l'Atlantique et en Alberta (Alberta Environment, 1988; Garron, 1992). Dans les provinces sur lesquelles on a obtenu des renseignements, la concentration moyenne de CRT dans les effluents était d'environ 0,95 mg/L. Si l'on multiplie cette concentration par le débit estimatif total des eaux usées chlorées au Canada ($6,11 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{j}$), on constate que les rejets de CRT des usines d'épuration dans l'environnement canadien s'élèvent à environ 5 800 kg par jour ($2,1 \times 10^6 \text{ kg}$ par année).

2.2.2 Eaux de refroidissement de centrales électriques

Selon une enquête effectuée en 1992 par Environnement Canada auprès des onze grands producteurs d'électricité du Canada (Environnement Canada, 1992a), les eaux de refroidissement ne sont pas chlorées dans les centrales de quatre de ces propriétaires exploitants (Énergie Nouveau-Brunswick, Manitoba Hydro, SaskPower et TransAlta Utilities Corp.).

En 1990 et 1991, les eaux de refroidissement de la centrale thermique de Newfoundland and Labrador Hydro ont été chlorées chaque jour, pendant une heure, de la mi-juillet à la fin d'août. Leur débit était d'environ $280\,000 \text{ m}^3/\text{j}$, et leur teneur en chlore résiduel total (CRT) de 0,4 mg/L. Les eaux étaient rejetées dans l'Atlantique (baie Conception).

Nova Scotia Power pratique de façon intermittente, durant toute l'année, la chloration des eaux de refroidissement de certaines de ses centrales thermiques. On possède des renseignements sur une centrale : elle produit chaque jour de 60 000 à 420 000 m^3 d'eaux de refroidissement, dont la teneur en CRT varie de 0,2 à 0,4 mg/L.

Hydro-Québec recourt également à la chloration intermittente (30 minutes, deux fois par jour) des eaux de refroidissement et de service d'une centrale thermique. Le

débit des eaux varie de 300 000 à 600 000 m³/j et les concentrations de CRT sont négligeables à l'exutoire, dans le Saint-Laurent.

Ontario Hydro exploite huit centrales thermiques et pratique la chloration intermittente des eaux de refroidissement à plusieurs d'entre elles (CRT : 0,002 mg/L). Le débit des eaux varie de 540 000 à 7,8 x 10⁶ m³/j, et les exutoires sont situés sur la rive nord des lacs Supérieur, Érié et Ontario ainsi que dans la rivière Sainte-Claire.

On a recours à la chloration intermittente des eaux de refroidissement à deux centrales thermiques albertaines. À la centrale d'Alberta Power Limited, on procède à une chloration hebdomadaire et on rejette chaque jour 1,6 x 10⁶ m³ d'eaux de refroidissement dans la rivière Battle (CRT: négligeable). À la centrale d'Edmonton Power, on chlore les eaux de refroidissement neuf fois par année (CRT: non précisé), et on en rejette chaque jour de 250 000 à 590 000 m³ dans la rivière Saskatchewan Nord.

À la seule centrale thermique de BC Hydro, on pratique la chloration continue des eaux de refroidissement et de service, dont le débit moyen est de 10 000 m³/j (de 860 à 59 000 m³/j); leur teneur en CRT est inférieure à 0,01 mg/L à l'exutoire, situé dans le Burrard Inlet.

Tous ces chiffres montrent que l'usage de la chloration des eaux de refroidissement varie considérablement d'un producteur d'électricité à un autre. Les différences observées rendent difficiles les comparaisons entre les centrales électriques et les usines municipales d'épuration, en ce qui concerne les concentrations de CRT des eaux usées qu'elles rejettent.

Dans la plupart des centrales nucléaires du Canada, on ne chlore pas les eaux de refroidissement. Toutefois, dans le seul réacteur nucléaire qu'elle exploite, Hydro-Québec recourt à la chloration deux fois par jour (pour une durée totale d'au plus deux heures); elle rejette chaque jour dans le fleuve Saint-Laurent 2,6 x 10⁶ m³ d'eaux de refroidissement, dont la teneur maximale en CRT est de 0,1 mg/L.

2.2.3 Sources industrielles d'eaux usées chlorées

Peu de données sont disponibles sur les effluents industriels qui sont chlorés à des fins de désinfection ou de lutte contre la salissure biologique. On a décelé du chlore résiduel dans les eaux usées provenant d'usines de transformation de la viande et d'usines de traitement du gaz naturel en Alberta (Alberta Environment, 1991). On a recours à la chloration, à des fins de désinfection, dans des usines de transformation du poisson et de la volaille en Colombie-Britannique, dont les effluents sont ensuite rejetés dans l'environnement (David, 1992). Des raffineries de pétrole, des usines de pâtes et papiers et des industries pétrochimiques rejettent des eaux de refroidissement (MEO, 1990a, 1991a, 1992a) qui peuvent avoir été chlorées afin de combattre la salissure biologique (Madé, 1992).

La plupart des eaux usées et des eaux de refroidissement d'origine industrielle ne sont pas traitées dans les usines municipales d'épuration et sont rejetées directement dans

l'environnement canadien. En 1981, 11% seulement des eaux à traiter reçues par les usines municipales d'épuration du Canada provenaient de rejets industriels dans les réseaux d'égouts municipaux, et 8% de ces eaux étaient d'origine commerciale (ASC, 1987). Depuis 1981, les industries qui rejetaient leurs effluents directement dans l'environnement ont été forcées d'améliorer leurs méthodes d'élimination, pour des motifs économiques et réglementaires. Leur réaction a été de recycler les eaux de traitement, d'utiliser moins d'eau et de se brancher sur les réseaux d'égouts municipaux (Hawley, 1984). C'est pourquoi, en 1989, environ 30% des eaux à traiter que recevaient les usines municipales d'épuration de l'Ontario provenaient de sources industrielles, soit 18% de plus qu'en 1981 (MEO, 1989). Il n'y a pas de données permettant d'établir si la même évolution s'est produite dans les autres provinces.

On ne connaît pas le volume des eaux usées chlorées produites par l'emploi de produits chlorés dans les tuyaux pour lutter contre la moule zébrée. Toutefois, les facteurs suivants portent à croire que ces rejets sont relativement mineurs dans l'environnement canadien:

- La modification des réseaux requise pour combattre la moule zébrée dans les prises d'eau (c.-à-d. le changement du point d'injection) est conforme aux exigences actuelles concernant le traitement au chlore de l'eau potable.
- Les niveaux de chloration requis pour le traitement de l'eau potable et pour la lutte contre la moule zébrée sont semblables.
- La déchloration des eaux traitées est obligatoire.
- L'usage du chlore pour lutter contre la moule zébrée, tant dans les installations de traitement de l'eau potable que dans les industries, doit être conforme aux objectifs ontariens et fédéraux de protection de l'environnement et de la santé humaine.

L'Ontario et le Québec sont les deux seules provinces où l'on combat la moule zébrée au moyen du chlore, mais d'autres provinces pourraient bientôt être obligées d'emboîter le pas. En Ontario, on utilise le chlore dans les tuyaux de prise d'eau seulement lorsque la moule zébrée pose un problème (de juin à octobre), et uniquement lorsque les prises d'eau fonctionnent. Il s'ensuit que les rejets d'eaux usées chlorées dans les milieux récepteurs du fait de cet emploi sont relativement minimes.

2.3 Informations sur l'exposition

2.3.1 *Devenir*

Diverses substances halogénées sont rejetées dans les systèmes aquatiques par suite de la chloration des eaux usées et des eaux de refroidissement. Les produits de la chloration comprennent des formes de chlore résiduel qui sont oxydantes, ainsi que des composés chlorés (organiques et inorganiques) formés par réaction entre ces formes de chlore résiduel et des substances organiques d'origine naturelle ou anthropique. À cause

de la complexité des réactions et de la diversité des substances en cause, on étudie le devenir de certaines de ces substances pour avoir une idée du comportement probable, dans l'environnement, de groupes de substances apparentés.

Chlore résiduel total (CRT). Il s'agit de la somme du chlore résiduel libre et du chlore résiduel combiné. Le chlore résiduel libre regroupe les formes oxydantes de chlore qui sont libres en solution, soit l'acide hypochloreux (HOCl), l'ion hypochlorite (OCl) et le chlore gazeux ($\text{Cl}_2(\text{g})$). Le chlore résiduel combiné regroupe les chloramines organiques et inorganiques formées par la réaction du chlore résiduel libre avec l'ammoniac ou d'autres substances azotées (Morris, 1978; CNRC, 1979; Helz, 1981; Jolley et Carpenter, 1983). La chloration de l'eau salée mène à la formation de brome résiduel libre et combiné; on désigne par l'expression «oxydants résiduels totaux» la somme de ces agents d'oxydation dans l'eau salée (Scott et Vernberg, 1979; Grove, 1983).

Dans les milieux récepteurs, le devenir du CRT est déterminé par les processus physiques de mélange, de dilution et de volatilisation ainsi que par plusieurs processus chimiques, dont l'oxydation, la combinaison à des substances organiques et la photodégradation. Des études effectuées en laboratoire et sur le terrain donnent à croire que la demi-vie du CRT dans les milieux récepteurs est relativement courte, variant de moins d'une heure à plusieurs jours (Brooks et Seegert, 1977; Wisz *et al.*, 1978; Heinemann *et al.*, 1983; Helz *et al.*, 1984). Des facteurs tels que la formation de glace, qui empêche la volatilisation, et l'obscurité, qui empêche la photodégradation, tendent à accroître la persistance du CRT (Brooks et Seegert, 1977; Hostgaard-Jensen *et al.*, 1977). D'autres facteurs, tels que la dilution accrue au cours du ruissellement printanier et l'augmentation des concentrations des substances qui s'oxydent facilement (p. ex., Fe(II), sulfures et certaines substances organiques), tendent à réduire la persistance du CRT dans les milieux récepteurs aquatiques (Johnson, 1978; Wisz *et al.*, 1978; Helz *et al.*, 1983).

Chloramines inorganiques. La monochloramine (NH_2Cl) est la principale chloramine inorganique observée dans les milieux récepteurs, en raison de sa formation rapide et de sa stabilité dans les effluents et les eaux naturelles (Kovacic *et al.*, 1970; Murphy *et al.*, 1975; Johnson, 1978; Margerum *et al.*, 1978). Elle est un oxydant plus faible que le chlore résiduel libre et elle résiste mieux que ce dernier à la dégradation (Snoeyink et Markus, 1974; Johnson, 1978). Dans l'eau, elle est hydrolysée en ammoniac (NH_3) et en acide hypochloreux (HOCl). Sa demi-vie d'hydrolyse s'est révélée être de 10 heures (Margerum *et al.*, 1978).

Un pH bas et de faibles concentrations d'ammoniac favorisent la formation de dichloramine (NHCl_2) (Wisz *et al.*, 1978; Helz, 1981; Jafvert et Valentine, 1992). Au-dessus du pH de 7,5, il ne se forme pas de dichloramine, puisqu'elle est oxydée en azote gazeux (N_2) ainsi qu'en ions nitrate (NO_3^-) et chlorure (Cl^-) aussi rapidement qu'elle est produite (Johnson, 1978). Aux pH inférieurs, la dichloramine est hydrolysée en monochloramine (NH_2Cl) et en acide hypochloreux (HOCl). Sa demi-vie d'hydrolyse est d'environ neuf jours, soit beaucoup plus longue que celle de la monochloramine (10 heures) (Margerum *et al.*, 1978).

La trichloramine (NCl_3) est rarement décelée dans les milieux récepteurs, en raison de son hydrolyse rapide en dichloramine (NHCl_2) (Helz, 1981).

Chloramines organiques. Plusieurs chloramines organiques ont été décelées dans les eaux usées chlorées d'usines municipales d'épuration et dans les eaux de refroidissement chlorées de centrales électriques, dont des pyrimidines, des purines et des nucléosides chlorés ainsi que plusieurs autres substances apparentées (Glaze et Henderson, 1975). Peu de données sont disponibles sur leur devenir dans les systèmes aquatiques. Stanbro et Smith (1979) signalent que la *N*-chloroaniline se décompose, par une décarboxylation oxydante, en acétaldéhyde, en ammoniac, en dioxyde de carbone et en ion chlorure, entre les pH de 5 à 9 (demi-vie de 46 minutes). On a aussi observé que le 5-chloro-uracile monoanionique subit une photolyse rapide (demi-vie de moins de deux jours) à un pH de 7,3 à 8,3, bien qu'il résiste mieux à la photolyse à des pH plus élevés (Southworth et Gehrs, 1976). On n'a pas trouvé d'autres renseignements sur le devenir des chloramines organiques dans l'environnement.

Chloroalcanes et chloroalcènes*. On a souvent décelé de ces substances, telles que le chloroforme, le tri- et le tétrachloroéthylène ainsi que le 1,1,1-trichloroéthane, dans des eaux de refroidissement et des eaux usées chlorées (Glaze et Henderson, 1975; Grove *et al.*, 1985; MEO, 1991c). En général, les chloroalcanes et les chloroalcènes décelés dans les eaux usées contiennent de un à trois atomes de carbone et de un à quatre atomes de chlore, bien que, en présence d'eau salée, les atomes de chlore puissent être remplacés par des atomes de brome (p. ex., bromodichlorométhane, dibromochlorométhane, bromoforme). Les chloroalcanes et les chloroalcènes sont des substances volatiles qui ne se fixent pas par sorption en quantité significative sur les sédiments ou les tissus (Helz et Hsu, 1978; CCMRE, 1987). Par exemple, on a estimé que la demi-vie de volatilisation du chloroforme était de 1,2 jour dans le cours inférieur du Rhin, de 2 à 9,8 jours en milieu estuarien bien agité et de 31 jours dans un lac du bassin du Rhin (Helz et Hsu, 1978; Zoeteman *et al.*, 1980). La biodégradation qui survient dans l'eau ou dans le film biologique du lit des cours d'eau peut également être un processus important de dégradation, notamment pour les substances moins volatiles telles que le bromoforme (Tabak *et al.*, 1981). Les demi-vies mesurées de ces substances soumises à la biodégradation varient de 7 à 28 jours dans le cas du chloroforme en conditions anaérobies (cultures non acclimatées) et atteignent de 98 jours à 4,5 années dans le cas des chloroéthanes et des chloroéthylènes, en conditions aérobies ou anaérobies (cultures non acclimatées) (Howard *et al.*, 1991). Les autres processus de dégradation chimique, tels que l'hydrolyse, l'oxydation et la photolyse, ne sont pas considérés comme des mécanismes importants d'élimination des chloroalcanes et des chloroalcènes présents dans l'eau et provenant des eaux usées chlorées (CCMRE, 1987; Howard *et al.*, 1991).

* Bien que cette section et la suivante traitent avant tout des chloroalcanes, des chloroalcènes et des chloroaryles, on y examine aussi le cas d'alcanes, d'alcènes et d'aryles formés avec d'autres groupes caractéristiques (p. ex., bromo, méthoxy, hydroxyle).

Le principal mécanisme de dégradation de ces substances, après qu'elles se sont volatilisées dans l'atmosphère, est leur réaction avec les radicaux hydroxyle (U.S. EPA, 1979; Atkinson, 1985). On a estimé que la demi-vie du chloroforme dégradé par photo-oxydation dans l'atmosphère variait de 26 jours, dans les régions polluées, à 260 jours, dans les régions intactes (Howard *et al.*, 1991). Le principal produit de cette réaction est le phosgène (Spence *et al.*, 1976). Le 1,1,1-trichloroéthane a une demi-vie beaucoup plus longue dans l'atmosphère (de 0,6 à 6,2 années) et peut causer l'appauvrissement de la couche d'ozone après avoir été transporté dans la stratosphère (McConnell et Schiff, 1978; Howard *et al.*, 1991).

Chloroaryles - Le devenir dans l'environnement des chloroaryles tels que les chlorophénols et les chlorobenzènes dépend de leur degré de chloration et de leur masse moléculaire. Ainsi, la sorption de ces composés sur la matière et les tissus organiques s'accroît avec leur masse moléculaire et leur degré de chloration (Convery *et al.*, 1980; Wegman et van den Broek, 1983; CCMRE, 1987). La biodégradation est un mécanisme d'élimination rapide des mono- et des dichloroaryles (p. ex., demi-vie de 1 à 26 jours dans le cas du monochlorophénol, en conditions aérobies), mais elle est plus lente dans le cas des penta- et des hexachloroaryles (p. ex., demi-vie de 23 à 178 jours pour le pentachlorophénol, en conditions aérobies) (Tabak *et al.*, 1981; Howard *et al.*, 1991). La photolyse est le principal mécanisme d'élimination du pentachlorophénol, en raison de la résistance de ce dernier à la biodégradation (demi-vie de 0,04 à 4,6 jours) (Howard *et al.*, 1991). La volatilisation et la sorption sur les sédiments ou les tissus tendent à être des processus d'élimination plus importants pour les chlorobenzènes, notamment l'hexachlorobenzène, que pour les chlorophénols, parce que les premiers sont moins réactifs (Carlson *et al.*, 1975; Bean, 1983). Oliver et Niimi (1983) ont observé que le facteur de bioconcentration chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) passait de 269 dans le cas du 1,2-dichlorobenzène à 1 300 dans le cas du 1,2,4-trichlorobenzène et à 12 000 dans celui de l'hexachlorobenzène.

Dans l'atmosphère, les chloroaryles réagissent avec les radicaux hydroxyle; leur demi-vie de photo-oxydation va de moins d'un jour à environ trois jours dans le cas des chlorophénols et des chlorobenzènes (Howard *et al.*, 1991). La seule exception se trouve à être l'hexachlorobenzène, dont la demi-vie de photo-oxydation est beaucoup plus longue (de 156,4 jours à 4,2 années); ce composé est ainsi transporté dans l'atmosphère jusque dans des régions éloignées (Howard *et al.*, 1991).

Autres substances halogénées - Un certain nombre de surfactifs utilisés pour des applications ménagères, industrielles et agricoles sont susceptibles d'être chlorés durant la désinfection des eaux usées. Par exemple, des polyéthoxycarboxylates alkylphénoliques halogénés ont été décelés dans des eaux usées (Bail et Reinhard, 1985). Ces substances peuvent être des contaminants importants de l'environnement parce qu'elles ne sont pas volatiles, qu'elles résistent à la biodégradation et que de fortes quantités de leurs précurseurs (polyéthoxylates alkylphénoliques) sont produites commercialement et finalement traitées dans les usines d'épuration (Ball et Reinhard, 1985; Ball *et al.*, 1989).

2.3.2 Concentrations

On a retrouvé du chlore résiduel et des composés organiques halogénés dans les effluents et les milieux récepteurs d'usines municipales d'épuration, de centrales électriques et de plusieurs industries au Canada. La présence de chlore résiduel libre et combiné dans les effluents peut être attribuée à la désinfection, puisque tout chlore résiduel présent dans les eaux à traiter aurait réagi avec d'autres substances ou se serait volatilisé avant le stade de la désinfection. Par contre, la plupart des chloroalcanes, des chloroalcènes et des chloroaryles décelés au cours d'études de surveillance des effluents ont également été décelés dans les eaux à traiter, souvent à des concentrations supérieures (MEO, 1988). Comme ces composés sont moins réactifs à l'égard des autres substances, leur présence dans les effluents peut ne pas être uniquement due à la chloration. Faute de renseignements sur les concentrations dans les sédiments, les tissus et l'atmosphère, nous décrivons rapidement dans les pages qui suivent les types et les concentrations des substances trouvées dans les eaux usées chlorées et les milieux récepteurs.

Chlore résiduel total (CRT). En 1990, une enquête sur l'emploi des désinfectants chimiques dans les usines municipales d'épuration des provinces de l'Atlantique a permis d'observer que les concentrations moyennes de CRT variaient de 0,25 mg/L dans les effluents des usines d'épuration de l'Île-du-Prince-Édouard à 0,64 mg/L dans ceux des usines de Terre-Neuve (Garron, 1992). En 1991, en aval de deux usines municipales d'épuration ayant leurs exutoires dans les ruisseaux Fales et Nine Mile (Nouvelle-Écosse), la surveillance a montré que les concentrations de CRT diminuaient rapidement après le rejet. Dans le ruisseau Fales, la concentration moyenne était de 0,06 mg/L près de l'exutoire et elle était inférieure à la limite de détection (0,01 mg/L) à 180 m en aval. De même, dans le ruisseau Nine Mile, la concentration moyenne était de 0,16 mg/L près de l'exutoire et, à 70 m en aval, elle était inférieure à la limite de détection (0,01 mg/L) dans quatre échantillons sur cinq (Rutherford, 1992).

En Ontario, les sociétés Beak Consultants Limited et CH2M HILL Engineering Limited ont étudié les effets aigus et chroniques des effluents de dix usines municipales d'épuration au cours de l'été et de l'hiver de 1989 (MEO, 1991b). L'étude comprenait des dosages du CRT au moment du prélèvement des échantillons d'effluents. Les concentrations moyennes de CRT dans les effluents des huit usines où l'on pratiquait une chloration saisonnière ou continue à des fins de désinfection variaient de niveaux inférieurs à la limite de détection (0,02 mg/L) à 1,0 mg/L, l'hiver, et de 0,16 mg/L à 0,53 mg/L, l'été. Une autre étude effectuée par CH2M HILL Engineering Limited (MEO, 1991c) sur trois usines municipales d'épuration de l'Ontario a permis d'établir un intervalle semblable des concentrations de CRT dans les effluents au cours de l'été de 1986. Les concentrations dans les échantillons d'effluents variaient de moins de 0,05 à 1,1 mg/L à l'usine de Welland, de 0,05 à 0,27 mg/L à celle de Waterloo et de 0,1 à 0,5 mg/L à celle de Galt. Toutefois, les résultats de cette étude sont douteux, en raison du manque de précision et d'exactitude de la méthode d'analyse employée et parce qu'on avait aéré certains échantillons dans des récipients ouverts avant de les analyser (MEO, 1990b).

En septembre 1982, une étude de surveillance *in situ* de la rivière Avon, en aval de l'usine d'épuration de Stratford, a mis en évidence un déclin graduel des concentrations de CRT entre 17 m en aval de l'exutoire (de 0,17 à 0,35 mg/L) et 209 m en aval (de 0,003 à 0,1 mg/L) (Flood *et al.*, 1984a). On a observé des concentrations atteignant 0,23 mg/L dans le ruisseau Otter, à 53 m en aval de l'usine d'épuration de Tillsonburg (Flood *et al.*, 1984b), et atteignant 0,1 mg/L dans la rivière Grand, à 100 m en aval de l'usine d'épuration de Waterloo (MEO, 1992b). D'après des études antérieures effectuées en 1976 et 1977 sur les rejets des usines municipales d'épuration de l'Ontario, les concentrations de CRT baissaient rapidement dans certains milieux récepteurs (p. ex., dans la rivière Grand, en aval de l'usine de Brantford, elles passaient en moyenne de 1,4 mg/L à l'exutoire à 0,002 mg/L à 41 m en aval), mais non dans d'autres (p. ex., dans le ruisseau Aurora, en aval de l'usine d'Aurora, elles passaient en moyenne de 0,82 mg/L à 1,5 m en aval de l'exutoire à 0,46 mg/L à 2 092 m en aval) (Wisz *et al.*, 1978).

Dans une étude effectuée dans la rivière Saskatchewan Sud, près de l'usine d'épuration de Saskatoon, on a décelé du CRT jusqu'à 500 m en aval (moyenne de 0,08 mg/L) en juillet 1987, et jusqu'à 140 m en aval (moyenne de 0,06 mg/L) en août 1987. On n'a pas trouvé de données récentes sur les régions des Prairies et du Pacifique.

Peu de données sont disponibles sur les concentrations de CRT des eaux de refroidissement rejetées par les centrales électriques où l'on emploie le chlore pour combattre la salissure biologique. Les codes de recommandations techniques applicables aux centrales thermiques prévoient une concentration maximale de 0,2 mg/L à la sortie des circuits de refroidissement soumis à la chloration (Environnement Canada, 1985, 1992b).

Chloramines inorganiques. Il n'y a pas de données récentes sur les concentrations de chloramines inorganiques dans les effluents ou dans les milieux récepteurs au Canada. Des études effectuées en 1976 et en 1977 dans le ruisseau Aurora, en aval de l'usine d'épuration d'Aurora (Ontario), ont indiqué que les concentrations de monochloramine étaient beaucoup plus élevées en hiver qu'en été. La concentration moyenne dans l'effluent, tant l'été que l'hiver, était de 1,2 mg/L; toutefois, à environ 3 000 m en aval, la concentration moyenne était de 0,32 mg/L en hiver, tandis qu'en été, elle était inférieure à la limite de détection (0,002 mg/L) (Wisz *et al.*, 1978). Au même endroit, la dichloramine présentait le même comportement, sauf que ses concentrations étaient inférieures.

Chloramines organiques. Il n'y a pas de données récentes sur les concentrations de chloramines organiques dans les eaux usées chlorées au Canada. En 1979, Craig *et al.* (1983) ont décelé de la chloroaniline (moins de 1 µg/L) et de la dichloroaniline (de moins de 1 à 10 µg/L) dans des échantillons d'effluents d'usines d'épuration du sud de l'Ontario.

Au début des années 1970, plusieurs études américaines ont été consacrées aux effluents chlorés d'usines municipales d'épuration et aux eaux de refroidissement chlorées de centrales électriques, qui étaient rejetés dans le Mississippi. Elles ont permis de déceler les chloramines organiques suivantes: 5-chloro-uracile, 8-chlorocaféine, 6-chloro-2-aminopurine, 8-chloroxanthinine et 5-chloro-uridine. La concentration de chacune de ces substances variait de 0,6 à 7 µg/L dans les échantillons d'effluents et d'eaux de refroidissement (Jolley, 1975; Jolley *et al.*, 1976).

Chloroalcanes et chloroalcènes. Le ministère de l'Environnement de l'Ontario a effectué une étude pilote de surveillance de 37 usines municipales d'épuration de la province où l'on désinfectait les effluents au chlore, dont une usine de traitement tertiaire, 28 de traitement secondaire et 7 de traitement primaire (MEO, 1988). Sur les 28 chloroalcanes et chloroalcènes analysés, 15 ont été décelés dans au moins un échantillon d'effluent (les limites de détection variaient de 2 à 20 µg/L). Parmi ces substances, trois seulement (tétrachloroéthylène, chloroforme et 1,1,1-trichloroéthane) ont été décelées dans plus de 25% des échantillons de chacun de ces types d'usines. Les concentrations maximales observées variaient d'un peu plus que la limite de détection, pour la plupart des 15 substances décelées, à des valeurs comprises entre 100 et 420 µg/L, pour le di-, le tri- et le tétrachloroéthylène ainsi que le 1,1,1-trichloroéthane dans les effluents des usines de traitement primaire, et pour le chloroforme dans les effluents des usines de traitement secondaire.

Au cours d'une étude effectuée en 1986, on a décelé du chloroforme, du 1,1,1-trichloroéthane ainsi que du tri- et du tétrachloroéthylène dans les effluents des usines d'épuration de Galt, de Welland et de Waterloo (Ontario) (MEO, 1991c). Les concentrations observées de chacune de ces substances dans les effluents variaient de 0,5 à 2,64 µg/L. En 1979, une étude des eaux usées chlorées de neuf usines d'épuration du sud de l'Ontario a permis de déceler les mêmes substances ainsi que plusieurs autres halométhanés, chloroéthanés et chloroéthylènes (Craig *et al.*, 1983). Les concentrations de ces substances dans les échantillons d'effluents se situaient dans les quelques microgrammes par litre.

Aux États-Unis, dans le cadre de plusieurs études portant sur les eaux de refroidissement de centrales thermiques et nucléaires et sur les eaux usées chlorées d'usines municipales d'épuration, on a également décelé divers halométhanés, chloroéthanés et chloroéthylènes dans les échantillons d'effluents, à raison de quelques microgrammes par litre (Roberts *et al.*, 1980; Bean *et al.*, 1983; Grove *et al.*, 1985).

Chloroaryles. Une étude pilote de surveillance de 37 usines municipales d'épuration effectuée par le ministère de l'Environnement de l'Ontario en 1986 a permis de déceler huit chloroaryles, sur une possibilité de 14, dans au moins un échantillon d'effluent (les limites de détection variaient de 2 à 10 µg/L) (MEO, 1988). Ces substances ont été décelées peu souvent, et elles l'ont rarement été à des concentrations excédant 10 µg/L.

Le seul chloroaryle décelé dans l'étude de 1986 sur les effluents des usines d'épuration de Galt, de Welland et de Waterloo était le 1,4-dichlorobenzène, dont la concentration variait de 0,5 à 2,43 µg/L dans les échantillons d'effluents (MEO, 1991c). Une étude effectuée en 1979 par Craig *et al.* (1983) a permis de déceler plusieurs chloroaryles dans des échantillons d'effluents, y compris le chloro-, le dichloro- et l'hexachlorobenzène, le pentachlorophénol, le chlorotoluène, le tétrachlorométhoxybenzène et le *p*-chloroanisole. Dans chaque cas, les concentrations étaient de quelques microgrammes par litre.

Au moins 13 chloroaryles ont été décelés dans les eaux de refroidissement de centrales thermiques et nucléaires des États-Unis : neuf mono-, di- et trihalophénols ainsi que quatre di- et trichlorobenzènes (Bean *et al.*, 1983; Grove *et al.*, 1985). Les concentrations de ces substances variaient de quelques nanogrammes à quelques microgrammes par litre dans les échantillons d'effluents.

Autres substances halogénées. Il n'y a pas de données disponibles sur les concentrations de surfactifs et d'autres substances chlorées dans les eaux usées chlorées du Canada. Plusieurs études ont permis de reconnaître la présence de surfactifs chlorés dans les effluents d'usines municipales d'épuration aux États-Unis (Ball et Reinhard, 1985; Ball *et al.*, 1989).

2.4 Informations sur les effets

Plusieurs études portant sur des poissons ont montré que le chlore libre ou combiné peut avoir des effets nocifs sur la structure des branchies (Servizi et Martens, 1974; Bass et Heath, 1975a,b; Wiley, 1983) et sur la capacité de l'hémoglobine de transporter l'oxygène dans le sang (Buckley, 1976; Grothe et Eaton, 1975). Les dommages subis par les membranes branchiales et l'oxydation de l'hémoglobine en méthémoglobine portent à croire que la cause finale de la mortalité découlant de l'exposition au chlore libre ou combiné est l'asphyxie (Rosenberger, 1971; Dandy, 1972; Bass et Heath, 1975a,b; Cairns *et al.*, 1975). En outre, selon plusieurs études, le chlore libre et le chlore combiné pourraient exercer leur toxicité à d'autres sites, dont le système nerveux (Fobes, 1971; Wolf *et al.*, 1975).

Katz (1979) a montré que l'exposition au chlore résiduel augmentait la perméabilité des branchies, ce qui pouvait mener à une augmentation de l'accumulation (et, par là même, de la toxicité) d'autres substances chimiques présentes dans les eaux usées chlorées.

Les études des effets des eaux usées chlorées sur l'environnement se divisent en trois catégories:

- (i) les études *in situ* de la structure des communautés, de la survie des populations et d'autres effets biologiques;
- (ii) les essais effectués sur les effluents complets;

- (iii) les essais chimiques visant à doser des substances chlorées que l'on sait présentes dans les eaux usées chlorées (p. ex., le chlore résiduel total ou la monochloramine).

Dans la présente partie, nous insisterons principalement sur les deux premières catégories, qui donnent les preuves les plus directes des effets subis par l'environnement canadien.

La plupart des renseignements disponibles sur les études *in situ* et sur les essais d'effluents remontent aux années 1970 et antérieures. Nous ne nous attacherons qu'aux études applicables aux pratiques actuellement en usage au Canada.

2.4.1 Études in situ et essais sur le terrain

En 1972 et 1973, on a effectué dans trois tributaires du fleuve Fraser (Colombie-Britannique), en aval d'usines municipales d'épuration, des études *in situ* pour lesquelles on a employé des saumons sockeye (*Oncorhynchus nerka*) et des saumons roses (*O. gorbuscha*) encagés (Servizi et Martens, 1974). Dans un des tributaires, on a observé, en février et mars 1972, une mortalité de 100% chez les saumoneaux sockeye de moins d'un an à chacune des cinq stations situées entre 9 et 92 m en aval de l'exutoire (mortalité du groupe témoin : 0%). À la station de 92 m, la concentration de chlore résiduel total (CRT) était de 0,07 mg/L. À la sixième station, à 185 m en aval, la concentration était de 0,02 mg/L et la mortalité de 20%. En octobre et novembre 1972, on a observé une augmentation des concentrations de CRT (0,24 mg/L) ainsi qu'une mortalité de 100% chez les saumoneaux sockeye à la station la plus éloignée, à 277 m en aval de l'exutoire. Lorsque les chlorateurs des usines d'épuration situées sur les tributaires I et III ne fonctionnaient pas, la mortalité des saumoneaux sockeye et des alevins de saumons roses diminuait considérablement, quand elle n'était pas nulle. L'effluent non dilué de l'usine d'épuration située sur le tributaire II, qui avait été déchloré par lagunage et qui avait une concentration de CRT inférieure à la limite de détection (0,02 mg/L), ne provoquait aucune mortalité chez les saumons juvéniles.

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario a mené des essais de toxicité *in situ* en aval de plusieurs usines municipales d'épuration où l'on chlorait les effluents afin de les désinfecter. Après des expositions aiguës aux effluents, on a observé la mortalité de truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) juvéniles encagées à trois endroits: dans la rivière Grand, en aval de l'usine d'épuration de Waterloo (mortalité de 100% à 100 m) (MEO, 1992b); dans la rivière Avon, en aval de l'usine d'épuration de Stratford (mortalité de 66% à 475 m) (Flood *et al.*, 1984a); et dans le ruisseau Otter, en aval de l'usine d'épuration de Tillsonburg (mortalité de 100% à 53 m) (Flood *et al.*, 1984b). On n'a observé aucune mortalité dans les stations témoins situées en amont de l'exutoire de chacune des usines d'épuration. La caractérisation chimique du milieu récepteur à chaque endroit a montré que les concentrations de CRT qui dépassaient environ 0,04 mg/L étaient associées à une mortalité de 100% durant les expositions aiguës (figure 1). Les données que l'on possède sur les concentrations d'ammoniac, de métaux

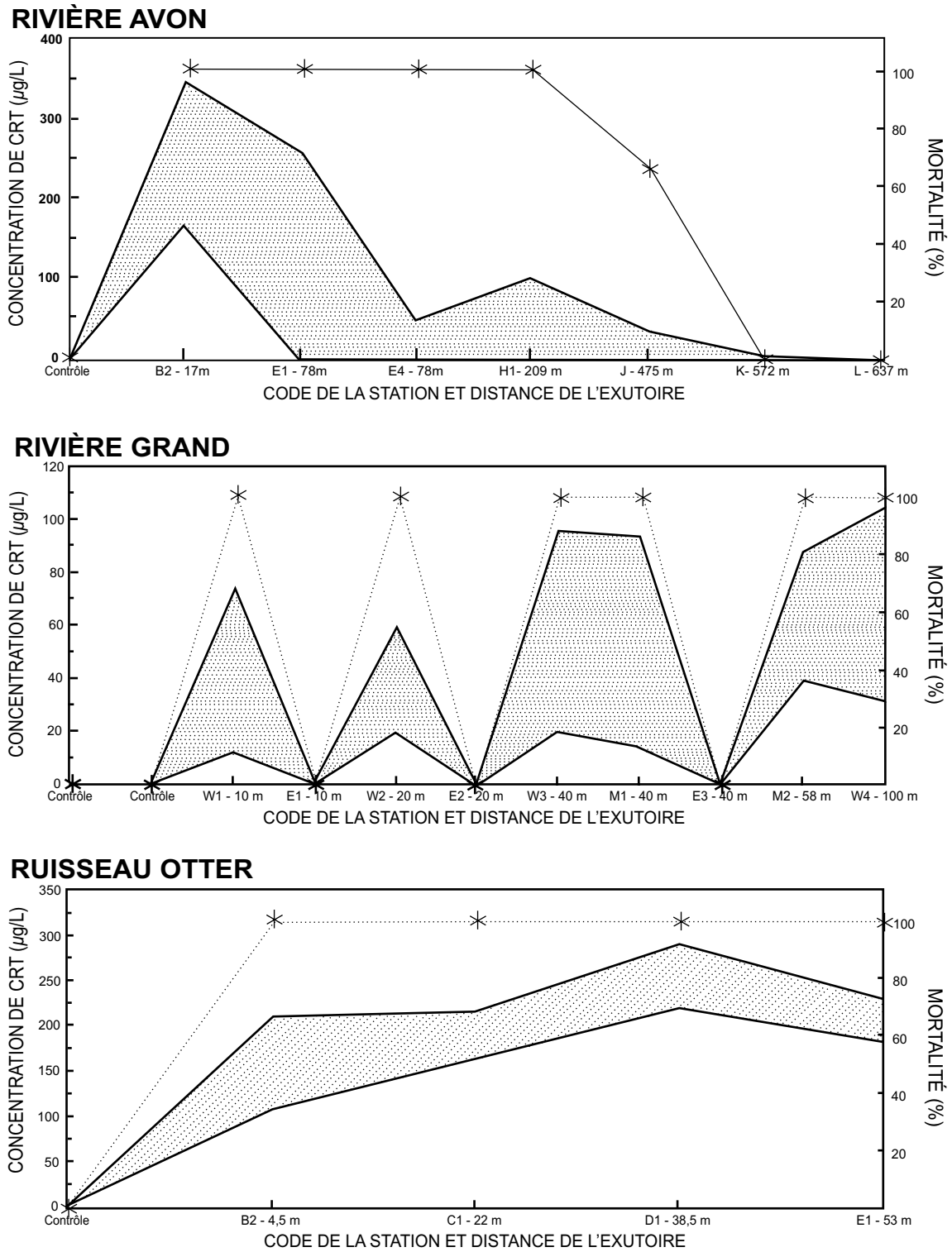


Figure 1 Concentrations de chlore résiduel total (zone ombrée) et mortalité chez la truite arc-en-ciel en aval de trois usines municipales d'épuration en Ontario
(La durée des essais a varié de 48 à 120 heures.)

et d'autres substances rejetées par les usines montrent qu'elles étaient inférieures aux concentrations normalement associées à des effets toxiques chez la truite arc-en-ciel. La désinfection des effluents de l'usine d'épuration de Tillsonburg aux rayons ultraviolets, plutôt que par chloration, a entraîné une diminution de la mortalité observée chez la truite arc-en-ciel (de 100% à moins de 6% à la station de 53 m).

Récemment, Szal *et al.* (1991) ont examiné les effets des eaux usées chlorées à trois endroits proches d'usines d'épuration du Massachusetts qui rejetaient leurs effluents dans des cours d'eau. À chaque endroit, on a observé chez des têtes-de-boule (*Pimephales promelas*) encagées une mortalité de 100% après une exposition de 24 heures à des distances de 21 à 91 m en aval de l'exutoire, et des taux de mortalité de 25 à 85% à des distances de 183 à 427 m. La chloration des eaux usées a été reconnue comme une cause majeure de mortalité parce que le taux de survie dans les stations témoins était d'au moins 85% et parce que, dans les effluents complets qui n'avaient pas été chlorés, le taux de survie déterminé en laboratoire était d'au moins 90%. La corrélation entre la concentration de CRT et la mortalité des têtes-de-boule variait selon les endroits. À un endroit, on n'a observé aucune mortalité chez des têtes-de-boule exposées à des concentrations de 0,05 à 0,35 mg/L de CRT, tandis qu'à un autre endroit, où les concentrations de CRT variaient de moins de 0,03 à 0,14 mg/L, la mortalité a été de 100%. Les variations de la toxicité apparente du CRT peuvent avoir été causées par des interactions entre le CRT, l'ammoniac et la saturation en oxygène (Szal *et al.*, 1991).

Osborne *et al.* (1981) ont observé une mortalité de 40% chez des truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) encagées à 100 m en aval d'une usine municipale d'épuration située sur la rivière Sheep, en Alberta (concentration moyenne de CRT: 0,35 mg/L). Aucune mortalité n'a été observée lorsque les poissons encagés ont été exposés à l'effluent complet non chloré pendant 24 heures. Un relevé biologique effectué en aval de l'usine a mis en évidence une modification de la structure de la communauté biologique: dominée à l'origine par les éphémères, les chironomidés, les trichoptères et les plécoptères, elle a évolué vers une communauté dominée par les vers oligochètes après que l'on eut commencé à pratiquer la désinfection au chlore en 1977 (Osborne, 1985). Ce changement était évident jusqu'à 500 m en aval en 1979. Osborne (1985) a formulé l'hypothèse qu'il s'expliquait par la tolérance des taxons d'oligochètes à l'exposition au CRT, plus grande que la tolérance des autres taxons d'insectes aquatiques (Arthur *et al.*, 1975; Brooks et Seegert, 1977).

En Nouvelle-Écosse, des relevés biologiques effectués près de trois usines municipales d'épuration qui rejetaient des eaux usées chlorées ont montré que la structure de la communauté benthique était considérablement modifiée à la station la plus éloignée où l'on avait prélevé des échantillons de chaque usine (figure 2) (Rutherford, 1992). Par exemple, la régularité était considérablement réduite chez les taxons du ruisseau Fales à 180 m en aval de l'exutoire de l'usine d'épuration de Greenwood; en effet, l'augmentation du nombre de chironomidés était accompagnée d'une baisse correspondante du nombre d'invertébrés des autres taxons. Dans le port de Halifax, le nombre total d'invertébrés était réduit de façon significative à 100 m de l'exutoire, comparativement à la station témoin située à 2,5 km, du fait de réductions de l'abondance

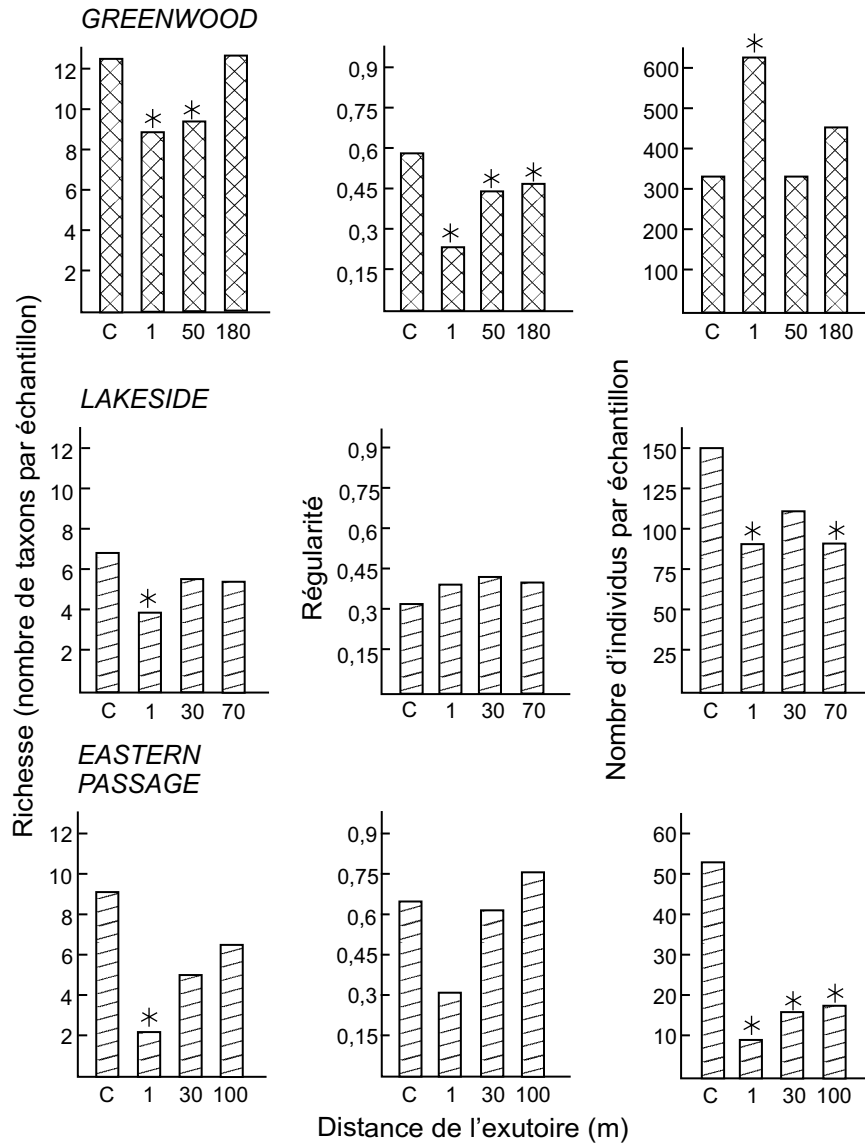


Figure 2 Effets sur les communautés benthiques des eaux usées chlorées rejetées par trois usines municipales d'épuration en Nouvelle-Écosse

Richesse, régularité et effectifs des taxons présents sur des substrats artificiels après quatre semaines de colonisation près de trois usines municipales d'épuration de la Nouvelle-Écosse qui rejettent des eaux usées chlorées (Rutherford, 1992). Les échantillons ont été prélevés dans une station témoin en amont (C) et dans trois stations en aval des deux usines rejetant leurs effluents dans des cours d'eau douce (Greenwood et Lakeside). Dans le cas de l'usine qui rejette ses effluents dans la mer (Eastern Passage), la station témoin se trouvait à une distance de 2,5 km. La régularité a été calculée à l'aide de la formule suivante:

$$R = H/H_{\max} = -\sum_{i=1}^n (p_i \log p_i) / \log n,$$

où p_i est la fréquence relative du taxon i et n est le nombre de taxons dans l'échantillon. Les astérisques indiquent les effets d'un traitement qui diffèrent de façon significative des effets subis par le témoin ($p < 0,05$), selon les analyses de la variance simple et les tests de comparaisons multiples de Duncan effectués pour chaque effet à chaque usine d'épuration.

de plusieurs annélides, crustacés et mollusques. Il n'est pas possible de déterminer si c'est le chlore résiduel ou d'autres substances produites par la chloration des effluents qui ont contribué aux effets observés sur la structure de la Communauté benthique des trois endroits. Ainsi, l'usine de traitement primaire d'Eastern Passage rejette un effluent renfermant de 19 à 20 mg/L d'ammoniac, et il se peut que cette substance contribue davantage que le CRT à la modification de la structure de la Communauté à cet endroit (MEO, 1990b).

Tsai (1970, 1971) a examiné la modification de la diversité et de l'abondance des espèces de poissons en aval de plus de 150 usines municipales d'épuration de l'est des États-Unis. Les poissons, en particulier les salmonidés, subissaient des effets nocifs (p. ex., réduction de la diversité, changement de la structure des communautés) en aval des usines d'épuration où la chloration était le dernier procédé appliqué avant le rejet. L'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) ainsi que la truite brune (*Salmo trutta*) étaient absents des milieux récepteurs où la concentration moyenne de CRT dépassait 0,02 mg/L. Aucun effet sur la diversité des espèces ni sur la structure des communautés n'a été observé en aval des usines municipales d'épuration où l'on déchlorait les effluents dans des bassins à surface libre.

2.4.2 Effluents complets

Au cours de l'été et de l'hiver 1989-1990, la société Beak Consultants Limited a étudié dix usines municipales d'épuration de l'Ontario (MEO, 1991b), dont huit où l'on désinfectait les effluents au chlore de façon saisonnière ou continue. Sur 123 échantillons instantanés et composés d'effluents (chlorés et non chlorés), 43 renfermaient au moins 0,1 mg/L de chlore résiduel total (CRT). De ceux-ci, 33 (77%) ont exercé une létalité aiguë chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) avant déchloration, tandis que 18 (42%) étaient toujours létaux après déchloration par addition de sulfite de sodium (les concentrations de CRT étaient alors inférieures à la limite de détection de 0,01 mg/L). Quand *Daphnia magna* a été utilisée pour des essais, 28 (65%) des 43 échantillons dont la teneur en CRT était d'au moins 0,1 mg/L ont exercé une létalité aiguë, tandis que huit (19%) se sont révélés létaux après déchloration. En outre, les concentrations létales médianes (CL₅₀) des échantillons soumis à l'essai dans l'état où ils avaient été reçus tendaient vers des valeurs plus faibles (c.-à-d. une toxicité plus grande) que les CL₅₀ des échantillons déchlorés, tant chez la truite arc-en-ciel que chez *Daphnia magna*. Ces résultats ont été observés en dépit de baisses de la concentration de CRT entre le moment du prélèvement et celui des essais, et en dépit de la disparition rapide de ce chlore durant les essais.

Selon une étude effectuée en 1991 dans quatre usines municipales d'épuration de la Nouvelle-Écosse (Base des Forces canadiennes de Cornwallis, Eastern Passage, Greenwood et Lakeside), les eaux usées chlorées des quatre usines n'étaient pas toxiques pour l'algue *Selenastrum capricornutum* (Rutherford, 1992). Chez les autres espèces soumises à des essais biologiques en laboratoire (truite arc-en-ciel, épinouche à trois épines et huître), la létalité aiguë était plus prononcée en présence des effluents des usines de Cornwallis et d'Eastern Passage, dont la concentration moyenne de CRT était

légèrement supérieure à 0,2 mg/L; les concentrations moyennes dans les effluents des usines de Greenwood et de Lakeside étaient de moins de 0,005 et de 0,12 mg/L, respectivement. Par exemple, la CL₅₀ chez la truite arc-en-ciel après 96 heures (en pourcentage de l'effluent complet) était de 32,9% pour l'usine d'épuration d'Eastern Passage, de 35,4% pour l'usine de Cornwallis, de plus de 100% pour celle de Lakeside et de 70,7% pour celle de Greenwood. L'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) et une bactérie luminescente (*Photobacterium phosphoreum*) se sont révélées moins tolérantes à l'exposition aux effluents de l'usine d'Eastern Passage: les CL₅₀ moyennes observées après 96 heures étaient de 8,8 et 11,4%, et les concentrations inhibitrices médianes (CI₅₀) après 15 minutes étaient de 8,0 et 9,7%, respectivement. On a observé des anomalies de l'écaillage chez des larves d'huître (*Crassostrea gigas*) à des concentrations d'à peine 0,2% après 48 heures d'exposition aux effluents de l'usine de Cornwallis. Grâce à la déchloration au thiosulfate de sodium, on a détoxiqué un échantillon prélevé à cette usine, mais on ne l'a fait qu'en partie pour les autres échantillons prélevés pendant l'étude, ce qui montre que le CRT était la cause d'une partie, mais non de la totalité, de la toxicité observée des effluents.

2.4.3 Effets des substances trouvées dans les eaux usées chlorées

Les faits présentés jusqu'ici montrent que le chlore résiduel total et les autres composés chlorés issus de la chloration contribuent considérablement à la toxicité observée des eaux usées traitées par certaines des usines municipales d'épuration qui ont été étudiées. La toxicité peut aussi être causée ou augmentée par un certain nombre d'autres facteurs, dont de fortes concentrations d'ammoniac, de métaux, de surfactifs et d'autres composés, une forte demande biologique en oxygène ou des extrêmes de pH et de température (pour une étude plus détaillée, cf. MEO, 1990b).

On dispose d'études de la toxicité de substances produites par la chloration des eaux usées, qui sont brièvement passées en revue dans le document à l'appui du présent rapport. Pour une étude approfondie, le lecteur est invité à consulter des documents tels que les «Recommandations pour la qualité des eaux au Canada» (CCMRE, 1987 et mises à jour ultérieures). Pour les besoins de la présente évaluation, les données toxicologiques se rapportant aux divers constituants des eaux usées chlorées n'ont pas été jugées essentielles, parce que l'on disposait des résultats d'études *in situ* et d'essais sur les effluents complets.

3.0 Évaluation de la toxicité au sens de la LCPE

Au Canada, environ 400 usines municipales d'épuration rejettent des eaux usées chlorées dans des systèmes aquatiques. Le débit de ces rejets est estimé à environ $6,11 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{j}$. Comme on estime la concentration de chlore résiduel total (CRT) dans les effluents rejetés à 0,95 mg/L, on considère que les usines d'épuration rejettent chaque jour dans l'environnement canadien environ 5 800 kg de CRT.

La plupart des onze grands producteurs d'électricité du Canada chlorent les eaux de refroidissement d'une partie ou de la totalité de leurs centrales thermiques afin de combattre la salissure biologique. Ces centrales rejettent en moyenne de 10 000 à $7,8 \times 10^6 \text{ m}^3$ d'effluents par jour. En général, la concentration de CRT dans les eaux de refroidissement varie de 0,002 à 0,4 mg/L, et la chloration peut être irrégulière, journalière, hebdomadaire, saisonnière ou continue.

Peu de données sont disponibles sur les rejets industriels d'eaux usées chlorées. On sait toutefois que, dans certaines usines, on recourt à la chloration à des fins de désinfection ou pour combattre la salissure biologique, et on rejette les effluents directement dans l'environnement canadien.

Les renseignements disponibles étaient insuffisants pour déterminer si la chloration des eaux de refroidissement des centrales électriques et des industries avait des effets nocifs sur les formes de vie aquatiques au Canada. L'évaluation de la toxicité porte donc sur les faits que nous possédons concernant les usines municipales d'épuration où l'on pratique la désinfection au chlore.

3.1 Effets sur l'environnement (alinéa 11a))

La chloration des eaux usées aboutit au rejet de diverses substances dans les systèmes aquatiques canadiens. Ces substances, qu'on peut désigner par l'appellation générale de «chlore résiduel total» (CRT), comprennent le chlore libre (HOCl , OCl^- , Cl_2) ainsi que les chloramines organiques et inorganiques ($\text{NH}_x\text{Cl}_{3-x}$), les chloroalcanes, les chloroalcènes, les chloroaryles et d'autres substances halogénées.

Les concentrations de chlore libre et de chloramines organiques et inorganiques diminuent rapidement dans la plupart des systèmes aquatiques en raison de la dilution, de la volatilisation, de la dégradation chimique et de la réaction avec d'autres substances. En général, les chloroalcanes, les chloroalcènes et les chloroaryles à faible degré de chloration qui sont rejetés dans les eaux usées ne persistent pas dans les systèmes aquatiques.

Il importe de noter que des substances qui ne résultent pas de la chloration (p. ex., l'ammoniac, les métaux) ainsi que d'autres caractéristiques des eaux usées chlorées (p. ex., la température, le pH, la demande biologique en oxygène) peuvent être nocives pour les formes de vie aquatiques. Les données présentées ci-après ne visent qu'à déterminer si la chloration des eaux usées produit des composés qui contribuent, au moins en partie, à la toxicité observée de ces eaux après leur rejet dans les écosystèmes aquatiques canadiens.

Des essais *in situ* et des relevés biologiques réalisés en aval d'usines municipales d'épuration au Canada ont montré que les eaux usées chlorées exercent une létalité aiguë chez les poissons (Servizi et Martens, 1974; Osborne *et al.*, 1981; Flood *et al.*, 1984a,b; MEO, 1992b) et causent des modifications de la structure des communautés chez les invertébrés benthiques (p. ex., réduction de la diversité, modification de la composition des espèces) (Osborne, 1985; Rutherford, 1992). Ces effets étaient évidents jusqu'à 500 m en aval des exutoires de plusieurs usines d'épuration. Dans la plupart des cas où l'on a réalisé des essais, les effets observés étaient atténués ou supprimés lorsque les effluents étaient déchlorés avant leur rejet ou lorsqu'ils n'étaient pas chlorés (Servizi et Martens, 1974; Osborne *et al.*, 1981; Flood *et al.*, 1984b; Osborne, 1985). Par exemple, chez des truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) encagées en aval d'une usine d'épuration située sur la rivière Sheep, en Alberta, la mortalité était de 40% à 100 m de l'exutoire, tandis qu'elle était nulle lorsque les poissons étaient exposés à l'effluent complet non chloré (Osborne *et al.*, 1981). Des essais *in situ* et des relevés biologiques effectués dans les milieux récepteurs à proximité d'usines municipales d'épuration en Nouvelle-Écosse, en Ontario, en Colombie-Britannique, en Alberta et dans l'est des États-Unis ont montré que le CRT est souvent nocif pour les formes de vie aquatiques quand sa concentration dépasse 0,02 mg/L.

En laboratoire, des échantillons d'effluents complets chlorés provenant d'usines d'épuration de la Nouvelle-Écosse et de l'Ontario ont exercé une létalité aiguë chez des poissons et des invertébrés, particulièrement lorsque leur concentration de CRT dépassait 0,1 mg/L (MEO, 1991b; Rutherford, 1992). Dans le cadre d'une étude de huit usines municipales d'épuration de l'Ontario, des échantillons de ce type ont été déchlorés; la proportion de ceux qui exerçaient une létalité aiguë est alors passée de 77 à 42% chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et de 64 à 18% chez *Daphnia magna*. Les résultats obtenus à deux usines d'épuration de la Nouvelle-Écosse qui rejetaient leurs effluents dans la mer ont révélé que ces effluents pouvaient exercer une létalité aiguë à une concentration de moins de 10% d'effluent. Les larves de bivalves marins se sont montrées particulièrement sensibles, puisque des effets ont été observés à une concentration de 0,2% d'effluent chloré.

Peu de renseignements auraient permis de comparer les effets toxiques du rejet d'eaux usées chlorées, déchlorées et non chlorées dans les écosystèmes marins. Toutefois, à deux des usines municipales d'épuration de la Nouvelle-Écosse qui rejetaient leurs effluents dans la mer, la concentration de CRT était d'un peu plus de 0,2 mg/L (Rutherford, 1992). Cette valeur est supérieure aux concentrations associées à des effets sur les formes de vie d'eau douce, tant dans les essais *in situ* que dans les essais sur les effluents complets.

Par conséquent, à la lumière des données disponibles, qui montrent que les eaux usées chlorées rejetées dans l'environnement canadien par les usines municipales d'épuration causent des effets nocifs chez les formes de vie d'eau douce, les eaux usées chlorées sont jugées toxiques au sens de l'alinéa 11a) de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement. On ne dispose pas de données suffisantes pour évaluer leur toxicité au sens des alinéas 11b) et 11c) de la Loi.

4.0 Recommandations pour la recherche et l'évaluation

Les renseignements disponibles étaient suffisants pour mener une évaluation environnementale des eaux usées chlorées. Ils indiquaient que les centrales électriques et certaines industries canadiennes rejettent des eaux usées chlorées. Peu de données étaient disponibles pour évaluer les effets nocifs possibles de ces sources. Avant de procéder à une telle évaluation, il faudra réaliser des essais *in situ* et des relevés biologiques à proximité de centrales électriques et d'exutoires industriels. On considère que cette recherche a une priorité moyenne.

5.0 Bibliographie

- Alberta Environment, «Standards and Guidelines for Municipal Water Supply, Wastewater and Storm Drainage Facilities», Alberta Environment, Edmonton, Alberta (1988).
- Alberta Environment, David Spink, Municipal Branch, Environmental Protection Service, Edmonton (Alb.), communication personnelle (1991).
- Arthur, J.W., R.W. Andrew, V.R. Mattson, D.T. Olson et G.E. Glass, «Comparative Toxicity of Sewage-effluent Disinfection to Freshwater Aquatic Life», Ecological Research Series, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/3-75-012 (1975).
- ASC [Approvisionnement et Services Canada], «Inventaire national des équipements en eau, municipalités du Canada, 1986», Ottawa (Ont.), ISBN 0-662-55030-7 (1987).
- Atkinson, R., «Kinetics and Mechanisms of the Gas-phase Reactions of the Hydroxyl Radical with Organic Compounds Under Atmospheric Conditions», *Chemische Berischte*, 85:129-132 (1985).
- Ball, H.A. et M. Reinhard, «Discharge of Halogenated Octylphenol Polyethoxylate Residues in a Chlorinated Secondary Effluent», *Water Chlorination. Chemistry, Environmental Impact and Health Effects. Vol. 5*, R.L. Jolley, R.J. Bull, W.P. Davis, S. Katz, M.H. Roberts et V.A. Jacobs (éd.), Lewis Publishers, Chelsea, MI (1985).
- Ball, H.A., M. Reinhard et P.L. McCarty, «Biotransformation of Halogenated and Nonhalogenated Octylphenol Polyethoxylate Residues Under Aerobic and Anaerobic Conditions», *Environ. Sci. Technol.*, 23: 951-961(1989).
- Bass, M.L. et A.G. Heath, «Toxicity of Intermittent Chlorine Exposure to Bluegill Sunfish, *Lepomis macrochirus*: Interaction with Temperature», *Assoc. Southeast. Biol. Bull.*, 22: 40 (1975a).
- Bass, M.L. et A.G. Heath, «Physiological Effects of Intermittent Chlorination on Fish», *Am. Zool.*, 15: 818 (1975b).
- Bean, R.M. , «Recent Progress in the Organic Chemistry of Water Chlorination», *Water Chlorination. Environmental Impact and Health Effects. Vol. 4*, R.L. Jolley, W.A. Brungs, J.A. Cotruvo, R.B. Cumming, J.S. Mattice et V.A. Jacobs (éd.), Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI (1983).
- Bean, R.M., D.C. Mann et D.A. Neitzel, «Organochlorines in Chlorinated Cooling Waters Discharged From Nuclear Power Stations», *Water Chlorination. Environmental Impact and Health Effects. Vol. 4*, R.L. Jolley, W.A. Brungs,

- J.A. Cotruvo, R.B. Cumming, J.S. Mattice et V.A. Jacobs (éd.), Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI (1983).
- Brooks, A.S. et G.L. Seegert, «The Effect of Intermittent Chlorination on the Biota of Lake Michigan», The University of Wisconsin-Milwaukee, Milwaukee, WI, Special Report No. 31(1977).
- Buckley, J.A., «Acute Toxicity of Residual Chlorine in Wastewater to Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and Some Resultant Hematologic Changes», *J. Fish. Res. Board Can.*, 33: 2854-2856 (1976).
- Bunce, N.J., *Environmental Chemistry*, Wuerz Publishing, Winnipeg, Man. (1990).
- Cairns, J., A.G. Heath et B.C. Parker, «Temperature Influence on Chemical Toxicity to Aquatic Organisms», *J. Water Pollut. Control Fed.*, 47: 267-290 (1975).
- Carlson, R.M., R.E. Carlson, H.L. Kopperman et R. Caple, «Facile Incorporation of Chlorine into Aromatic Systems During Aqueous Chlorination Processes», *Environ. Sci. Technol.*, 9: 674-675 (1975).
- CCMRE [Conseil canadien des ministres des Ressources et de l'Environnement], «Recommandations pour la qualité des eaux au Canada», préparées par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du CCMRE, Ottawa (Ont.) (1987).
- Chang, R., *Chemistry* (3rd edition), Random House, New York (1988).
- CNRC [Conseil national de recherches du Canada], «Chloration en milieu aqueux de composés organiques : réactivité chimique et effets sur l'état de l'environnement», Ottawa (Ont.), NRCC 16451(1979).
- Convery, J.J., J.M. Cohen et D.F. Bishop, «Occurrence and Removal of Toxics in Municipal Wastewater Treatment Facilities», Paper for Presentation at the *Seventh Joint United States/Japan Conference - May 1980, Tokyo, Japan*, Municipal Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH (1980).
- Craig, G.R., J.R. Munro, M.G. Foster et B.S.P. Hamma, «A Survey and Evaluation of Organic Compounds in Nine Sewage Treatment Plant Effluents in Southern Ontario», brouillon final, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto (Ont.) (1983).
- Dandy, J.W.T., «Activity Response to Chlorine in the Brook Trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchell)», *Can. J. Zool.*, 50: 405-410 (1972).

- David, A., «Discharge Inventory - Part of Shellfish Surveillance Database», Conservation et Protection, région de l'Ouest et du Pacifique, Environnement Canada, Vancouver (C.-B.) (1992).
- Environnement Canada, «Code de recommandations techniques pour la protection de l'environnement applicable aux centrales à vapeur - Phase de la conception», Conservation et Protection, Environnement Canada, Ottawa (Ont.), rapport SPE 1/PG/1 (1985).
- Environnement Canada, «A Survey of Chlorination Practices at the Eleven Major Power Utilities in Canada», rapport inédit, Conservation et Protection, Environnement Canada, Hull (QC) (1992a).
- Environnement Canada, «Code de recommandations techniques pour la protection de l'environnement applicable aux centrales thermiques - Phase de l'exploitation», Conservation et Protection, Environnement Canada, Ottawa (Ont.), rapport SPE 1/PG/5 (1992b).
- Flood, K., D. Huber, M. Thompson et J. Westwood, «A Field Exposure of Rainbow Trout in the Avon River Downstream of the Stratford Sewage Treatment Plant», ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto (Ont.) (1984a).
- Flood, K., D. Huber, M. Thompson, J. Westwood, G. Palmateer et W. Cook, «A Comparison of Three Methods of Sewage Disinfection Based on Fish Exposures Downstream of the Tillsonburg (Ontario) STP», ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto (Ont.) (1984b).
- Fobes, R.L., «Chlorine Toxicity and its Effect on Gill Tissue Respiration of the White Sucker, *Catostomus commersoni* (Lacepede)», Ph.D. Thesis, Michigan State University, East Lansing, MI (1971).
- Garron, C.A., «Disinfectant Chemical Use in Domestic Water and Wastewater Treatment in the Atlantic Region in 1990», Conservation et Protection, région de l'Atlantique, Environnement Canada, Dartmouth (N.-É.), EPS-5-AR-92-2 (1992).
- Glaze, W.H. et J.E. Henderson, «Formation of Organochlorine Compounds from the Chlorination of a Municipal Secondary Effluent», *J. Water Pollut. Control Fed.*, 47: 2411-2515(1975).
- Grothe, D.R. et J.W. Eaton, «Chlorine-induced Mortality in Fish», *Trans. Am. Fish. Soc.*, 104: 800-802 (1975).
- Grove, R.S., «Dispersion of Chlorine at Seven Southern California Coastal Generating Stations», *Water Chlorination. Environmental Impact and Health Effects. Vol. 4*, R.L. Jolley, W.A. Brungs, J.A. Cotruvo, R.B. Cumming, J.S. Mattice et V.A. Jacobs (éd.), Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI (1983).

- Grove, R.S., E.J. Faeder, J. Ospital et R.M. Bean, «Halogenated Compounds Discharged from a Coastal Power Plant, *Water Chlorination. Chemistry, Environmental Impact and Health Effects. Vol. 5*, R.L. Jolley, R.J. Bull, W.P. Davis, S. Katz, M.H. Roberts et V.A. Jacobs (éd.), Lewis Publishers, Chelsea, MI (1985).
- Hawley, J., «Industrial Waste Discharges to Municipal Systems: A Reappraisal», *Proceedings of the Seminar on Industrial Waste Discharges to Municipal Systems, Toronto, Ontario, May 15, 1984*, ministère de l'Environnement de l'Ontario et Pollution Control Association of Ontario, Toronto (Ont.) (1984).
- Heinemann, T.J., G.F. Lee, R.A. Jones et B.W. Newbry, «Summary of Studies on Modelling Persistence of Domestic Wastewater Chlorine in Colorado Front Range Rivers», *Water Chlorination. Environmental Impact and Health Effects. Vol. 4*, R.L. Jolley, W.A. Brungs, J.A. Cotruvo, R.B. Cumming, J.S. Mattice et V.A. Jacobs (éd.), Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI (1983).
- Helz, G.R., «Chlorine Chemistry», *Power Plant Chlorination. A Biological and Chemical Assessment*, L.W. Hall, G.R. Helz, D.T. Burton et J. Huckabee (éd.), Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI (1981).
- Helz, G.R. et R.Y. Hsu, «Volatile Chloro- and Bromocarbons in Coastal Waters», *Limnol. Oceanogr.*, 23: 858-869 (1978).
- Helz, G.R., D.A. Dotson et A.C. Sigleo, «Chlorine Demand: Studies Concerning its Chemical Basis», *Water Chlorination. Environmental Impact and Health Effects. Vol. 4*, R.L. Jolley, W.A. Brungs, J.A. Cotruvo, R.B. Cumming, J.S. Mattice et V.A. Jacobs (éd.), Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI (1984).
- Helz, G.R., R. Sugam et A.C. Sigleo, «Chemical Modifications of Estuarine Water by a Power Plant Using Continuous Chlorination», *Environ. Sci. Technol.*, 18: 192-199 (1984).
- Hostgaard-Jensen, P., J. Klitgaard et K.M. Pedersen, «Chlorine Decay in Cooling Water and Discharge into Seawater», *J. Water Pollut. Control Fed.*, 49: 1832-1841 (1977).
- Howard, P.H., R.S. Boethling, W.F. Jarvis, W.M. Meylan et E.M. Michalenko (éd.), *Handbook of Environmental Degradation Rates*, Lewis Publishers, Chelsea, MI (1991).
- Jafvert, C.T. et R.L. Valentine, «Reaction Scheme for the Chlorination of Ammoniacal Water», *Environ. Sci. Technol.*, 26: 577-586 (1992).
- Johnson, J.D., «Measurement and Persistence of Chlorine Residuals in Natural Waters», *Water Chlorination. Environmental Impact and Health Effects. Vol. 1*, R.L. Jolley (éd.), Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI (1978).

- Johnson, J.D. et J.N. Jensen, «THM and TOX Formation: Routes, Rates et Precursors», *J. Am. Water Works Assoc.*, 78(14): 156-162 (1986).
- Jolley, R.L., «Chlorine-containing Organic Constituents in Chlorinated Effluents», *J. Water Pollut. Control Fed.*, 47: 601-618 (1975).
- Jolley, R.L. et J.H. Carpenter, «Review of Analytical Methods for Reactive Oxidant Species in Chlorinated Waters», *Water Chlorination. Environmental Impact and Health Effects. Vol. 4*, R.L. Jolley, W.A. Brungs, J.A. Cotruvo, R.B. Cumming, J.C. Mattice et V.A. Jacobs (éd.), Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI (1983).
- Jolley, R.L., G. Jones, W.W. Pitt et J.E. Thompson, «Chlorination of Organics in Cooling Waters and Process Effluents. The Environmental Impact of Water Chlorination», *Proceedings of the Conference on the Environmental Impact of Water Chlorination, October 22-24, 1975*, R.L. Jolley (éd.), Oak Ridge Laboratory, Oak Ridge, TN (1976).
- Katz, B.M., «Relationship of the Physiology of Aquatic Organisms to the Lethality of Toxicants: A Broad Overview with Emphasis on Membrane Permeability», *Aquatic Toxicology*, L.L. Marking et R.A. Kimerle (éd.), American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, ASTM STP 667 (1979).
- Kovacic, P., M. Lowery et K.W. Field, «Chemistry of N-Bromamines and N-Chloramines», *Chem. Rev.*, 70: 639-665 (1970).
- Madé, B., Direction des programmes industriels, Conservation et Protection, Environnement Canada, Hull (QC), communication personnelle (1992).
- Manahan, S.E., *Environmental Chemistry* (4th edition), PWS Publishers, Boston, MA (1984).
- Margerum, D.W., E.T. Gray et R.P. Huffman, «Organometals and Organometalloids. Occurrence and Fate in the Environment», *ACS Symposium Series*, 82: 278-291, F.E. Brinckman et J.M. Bellama (éd.), American Chemical Society, Washington, DC (1978).
- McConnell, J.C. et M.I. Schiff, «Methyl Chloroform: Impact on Stratospheric Ozone», *Science*, 199: 174-177 (1978).
- MEO [Ministère de l'Environnement de l'Ontario], «Thirty-seven Municipal Water Pollution Control Plants. Pilot Monitoring Study, Volume 1, Interim Report», Stratégie municipale et industrielle de dépollution, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto (Ont.), ISBN 0-7729-4900-X (1988).

- MEO, «Controlling Industrial Discharges to Sewers», Stratégie municipale et industrielle de dépollution, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto (Ont.), ISBN 0-7729-4426-1(1989).
- MEO, «Second Report on the Monitoring Data for the Petroleum Refining Sector - July 1990», Stratégie municipale et industrielle de dépollution, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto (Ont.), ISBN 0-7729-7331-8 (1990a).
- MEO, «Review of Aquatic Toxicity and Environmental Impact of Ontario Sewage Treatment Plant Effluents - January 1990», Direction des programmes industriels d'Environnement Canada et Direction des ressources en eau du ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto (Ont.), ISBN 0-7729-6284-7 (1990b).
- MEO, «The Preliminary Report on the Second Six Months of Process Effluent Monitoring in the MISA Pulp and Paper Sector», Stratégie municipale et industrielle de dépollution, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto (Ont.), ISBN 0-7729-8765-3 (1991a).
- MEO, «Evaluation of Acute and Chronic Toxicity of Ontario Sewage Treatment Plant Effluents», rapport préparé par Beak Consultants Limited et CH2M HILL Engineering Limited pour la Section des projets municipaux de la Stratégie municipale et industrielle de dépollution, Direction des ressources en eau, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto (Ont.), ISBN 0-7729-9401-3 (1991b).
- MEO, «Fluctuation of Trace Contaminants in Municipal Sewage Treatment Plants. Phase II Field Study», rapport préparé par CH2M HILL Engineering Limited pour la Section des projets municipaux de la Stratégie municipale et industrielle de dépollution, Direction des ressources en eau, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto (Ont.), PIBS 1170 (1991c).
- MEO, «Six-month Monitoring Data Report - Organic Chemical Manufacturing Sector (October 1, 1989 to March 31, 1990)», Stratégie municipale et industrielle de dépollution, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto (Ont.), ISBN 0-7729-8922-2 (1992a).
- MEO, «In-situ Fish Bioassay: A Grand River MISA Component Study», ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto (Ont.) (1992b).
- Morris, J.C., «The Chemistry of Aqueous Chlorine in Relation to Water Chlorination», *Water Chlorination. Environmental Impact and Health Effects. Vol. 1*, R.L. Jolley (éd.), Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI (1978).
- Murphy, K.L., R. Zaloum et D. Fulford, «Effect of Chlorination Practice on Soluble Organics», *Water Res.*, 9: 389-396 (1975).

- Neumüller, O.-A., *Römpps Chemie Lexikon* (8th edition), Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart, Germany (1979).
- Oliver, B.G. et A.J. Niimi, «Bioconcentration of Chlorobenzenes From Water by Rainbow Trout: Correlations with Partition Coefficients and Environmental Residues», *Environ. Sci. Technol.*, 17: 287-291 (1983).
- Osborne, L.L., «Response of Sheep River, Alberta, Macroinvertebrate Communities to Discharge of Chlorinated Municipal Sewage Effluent», *Water Chlorination. Chemistry, Environmental Impact and Health Effects. Vol. 5*, R.L. Jolley, R.J. Bull, W.P. Davis, S. Katz, M.H. Roberts et V.A. Jacobs (éd.), Lewis Publishers, Chelsea, MI (1985).
- Osborne, L.L., D.R. Iredale, F.J. Wrona et R.W. Davies, «Effects of Chlorinated Sewage Effluents on Fish in the Sheep River, Alberta», *Trans. Am. Fish. Soc.*, 111: 536-540 (1981).
- Petrucci, R.H., *General Chemistry* (5th edition), Macmillan Publishing Company, New York (1989).
- Roberts, M.H., N.E. LeBlanc, D.R. Wheeler, N.E. Lee, J.E. Thompson et R.L. Jolley, «Production of Halogenated Organics During Wastewater Disinfection», Virginia Institute of Marine Science, College of William and Mary, Gloucester Point, Virginia, Special Report in Applied Marine Science and Ocean Engineering No. 239 (1980).
- Rosenberger, D.R., «The Calculation of Acute Toxicity of Free Chlorine and Chloramines to Coho Salmon by Multiple Regression Analysis», Ph.D. Thesis, Michigan State University, East Lansing, MI (1971).
- Rutherford, L., «Atlantic Region 1991 Study - Fate and Biological Effects of Chlorinated Wastewater Effluents from Municipal Treatment Facilities», rapport inédit, Conservation et Protection, région de l'Atlantique, Environnement Canada, Dartmouth (N.-É.) (1992).
- Scott, G.I. et W.B. Vernberg, «Seasonal Effects of Chlorine Produced Oxidants on the Growth, Survival and Physiology of the American Oyster, *Crassostrea virginica* (Gmelin)», *Marine pollution: Functional Responses*, W.B. Vernberg, A. Calabrese, F.P. Thurberg et F.J. Vernberg (éd.), Academic Press, New York (1979).
- SEPS, «ESQUADAT Summary Report», Water Quality Branch, Saskatchewan Environment and Public Safety, Regina, Sask. (1991).
- Servizi, J.A. et D.W. Martens, «Preliminary Survey of Toxicity of Chlorinated Sewage to Sockeye and Pink Salmon», Progress Report No. 30, Commission internationale des pêcheries de saumon du Pacifique, New Westminster (C.-B.) (1974).

- Snoeyink, V.L. et F.I. Markus, «Chlorine Residuals in Treated Effluents», *Water Sew. Works*, 121: 35-38 (1974).
- Southworth, G.R. et C.W. Gehrs, «Photolysis of 5-chlorouracil in Natural Waters», *Water Res.*, 10: 967-971 (1976).
- Spence, J.W., P.L. Hanst et B.W. Gay, «Atmospheric Oxidation of Methyl Chloride, Methylene Chloride et Chloroform», *J. Air Pollut. Control Assoc.*, 26: 994-996 (1976).
- Stanbro, W.D. et W.D. Smith, «Kinetics and Mechanism of the Decomposition of N-chloroalanine in Aqueous Solution», *Environ. Sci. Technol.*, 13: 446-451 (1979).
- Szal, G.M., P.M. Nolan, L.E. Kennedy, C.P. Barr et M.D. Bilger, «The Toxicity of Chlorinated Wastewater: Instream and Laboratory Case Studies», *Res. J. Water Pollut. Control Fed.*, 63: 910-920 (1991).
- Tabak, H.H., S.A. Quave et C.I. Mashni, «Biodegradability Studies with Organic Priority Pollutant Compounds», *J. Water Pollut. Control Fed.*, 53: 1503-1518 (1981).
- Tate, D. et D. Lacelle, «Municipal Water Use in Canada 1989 (Draft Report)», Conservation et Protection, Environnement Canada, Ottawa (Ont.) (1992).
- Tsai, C., «Changes in Fish Populations and Migrations in Relation to Increased Sewage Pollution in Little Patuxent River, Maryland», *Chesap. Sci.*, 11: 34-41 (1970).
- Tsai, C., «Water Quality Criteria to Protect the Fish Population Directly Below Sewage Outfalls», Natural Resources Institute, University of Maryland, College Park, MD (1971).
- U.S. EPA, «Chloroform, Carbon Tetrachloride, and Other Halomethanes: An Environmental Assessment», Commission on Natural Resources, National Research Council, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC (1978).
- Wegman, R.C.C. et H.H. van den Broek, «Chlorophenols in River Sediments in the Netherlands», *Water Res.*, 17: 227-230 (1983).
- White, G.C., *Handbook of Chlorination for Potable Water, Wastewater, Cooling Water, Industrial Processes and Swimming Pools*, Van Nostrand Reinhold Company, New York (1972).
- Wiley, S.W., «Effects of Chlorine Residuals on Blue Rockfish (*Sebastes mystinus*)», *Water Chlorination. Environmental Impact and Health Effects. Vol. 4*, R.L. Jolley, W.A. Brungs, J.A. Cotruvo, R.B. Cumming, J.C. Mattice et V.A. Jacobs (éd.), Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI (1983).

Wisn, S.F., J.D. Ellis et C. Inniss, «Extent, Magnitude and Decay Rates of Total Residual Chlorine in Sewage Effluent Receiving Streams», Chlorination Committee Technical Report No. 2, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto (Ont.) (1978).

Wolf, E.G., M.J. Schneider, K.O. Schwarzmiller et T.O. Thatcher, «Toxicity Tests on the Combined Effects of Chlorine and Temperature on Rainbow (*Salmo gairdneri*) and Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*)», *Proceedings of the 2nd Thermal Ecology Symposium, April 2-5, 1975*, Augusta, GA (1975).

Zoeteman, B.C.J., K. Harmsen, J.B.H.J. Linders, C.F.H. Morra et W. Sloof, «Persistent Organic Pollutants in River Water and Ground Water of the Netherlands», *Chemosphere*, 9: 231-249 (1980).