

Examen des incidences des effluents d'eaux usées municipales sur les eaux canadiennes

(Version originale en anglais publiée dans *Water Quality Research Journal of Canada*, 1997, volume 32, n° 4, p. 659 - 713)

**P.A. Chambers¹, M. Allard², S.L. Walker³,
J. Marsalek², J. Lawrence², M. Servos², J. Busnarda³,
K.S. Munger³, K. Adare³, C. Jefferson³, R.A. Kent³ et M.P. Wong³**

¹**Institut national de recherches hydrologiques, Environnement Canada,
11, boul. Innovation, Saskatoon, SK, S7N 3H5**

²**Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada,
867, chemin Lakeshore, C.P. 5050, Burlington, ON, L7R 4A6**

³**Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique,
Environnement Canada,
351, boul. Saint-Joseph, Gatineau, QC, K1A 0H3**

Mots clés : eaux usées, eaux pluviales, lacs, cours d'eau, océans, Canada

Résumé

Partout dans le monde, les eaux usées domestiques constituent une importante menace pour les eaux réceptrices. Au Canada, une proportion élevée de la population (81 %) est desservie par des installations de traitement des eaux usées municipales. Il n'en demeure pas moins que les rejets de stations d'épuration des eaux usées, d'égouts pluviaux et d'égouts unitaires ont eu des effets nuisibles sur des lacs, des cours d'eau et des eaux côtières. Les effets les plus largement connus sont les restrictions imposées à la récolte des mollusques et les fermetures de plages pour cause de contamination microbienne. La dégradation et la contamination de l'habitat sont d'autres effets qui ont réduit l'abondance et la diversité des organismes aquatiques. Nos constatations au sujet des effets des rejets d'eaux usées municipales portent à croire qu'il y a lieu de revoir les exigences en matière de traitement des eaux usées au Canada. D'autres recherches devront être réalisées sur les réactions interdépendantes et cumulatives à la dégradation de l'habitat et à l'exposition à long terme à des polluants persistants et bioaccumulables. Enfin, il importe de disposer d'une démarche intégrée de gestion des eaux usées pour lutter contre les charges ayant pour origine des stations d'épuration, des égouts pluviaux, des trop-pleins des égouts unitaires et d'autres sources d'eaux usées.

Ce document peut être cité comme suit :

Chambers P.A., M.Allard, S.L. Walker, J. Marsalek, J. Lawrence, M. Servos, J. Busnarda, K.S. Munger, K. Adare, C. Jefferson, R.A. Kent et M.P. Wong. 1997. Examen des incidences des effluents d'eaux usées municipales sur les eaux canadiennes. Version originale en anglais publiée dans *Water Quality Research Journal of Canada* 32: 659-71.

Introduction

Les cours d'eau, les lacs et les eaux côtières ont été utilisés depuis longtemps à titre de réceptacles pour la dilution et la dispersion des déchets domestiques. La pollution de l'eau due aux rejets d'eaux usées remonte sans doute à la fondation des premières villes, il y a 7 000 ans, le long du Tigre et de l'Euphrate et de l'Indus. Cette façon de faire n'est devenue un problème sérieux qu'au cours de la révolution industrielle lorsque les déchets des procédés industriels et les eaux usées domestiques d'une population urbaine en croissance étaient rejetés non traités dans les plans d'eau les plus près. Des exemples classiques de la pollution de l'eau à long terme par les eaux usées domestiques ont été décrits pour la Tamise, en Angleterre (Gameson et Wheeler, 1977) de même que pour le port de Boston et la baie Chesapeake, aux États-Unis (National Research Council, 1993). Bien que des efforts considérables aient été consentis depuis les années 1970 par les pays développés dans le but d'améliorer le traitement des eaux usées, le rejet d'eaux usées non traitées ou insuffisamment traitées demeure une préoccupation dans bon nombre de parties du monde, surtout dans les pays en développement ou ceux dont l'économie est en transition (p. ex., Russie et Europe centrale). Dans le cas des pays en développement, plus de 90 % des eaux usées urbaines sont directement rejetées dans les eaux de surface, sans traitement (World Resources Institute, 1996). Mais même dans bon nombre de pays développés, seulement une partie des eaux usées municipales fait l'objet d'un traitement classique. Ainsi, à la fin des années 1980, la proportion de la population totale des pays membres de l'Organisation de coopération et de développement économiques qui était desservie par un réseau de collecte des eaux usées faisant l'objet d'un traitement des eaux usées domestiques ne s'élevait qu'à seulement 60 % (OCDE, 1995).

Les incidences sur les eaux réceptrices des rejets d'eaux usées domestiques sont nombreuses. Les eaux usées présentent un risque sanitaire direct de par la présence d'organismes pathogènes, comme des bactéries (p. ex., choléra, salmonella, shigella), de virus (p. ex., virus de l'hépatite, entérovirus, poliovirus, virus de Norwalk) et de parasites (p. ex., protozoaires tels *Giardia* et *Cryptosporidium* et helminthes) [Organisation mondiale de la santé, 1993; World Resources Institute, 1996]. On compte, comme dangers sanitaires indirects pour l'homme, la consommation de poissons ou de mollusques rendus toxiques par la présence de bactéries, de métaux ou de composés organiques que l'on retrouve dans les eaux usées (Waldichuck, 1989) ou l'exposition, au cours d'activités récréatives, à des eaux ayant fait l'objet d'une contamination microbienne (Edsall et Charlton, 1996). Aux risques pour la santé humaine des rejets d'eaux usées domestiques s'ajoutent ceux pour l'environnement. Les charges en azote et en phosphore peuvent donner lieu à une eutrophisation provoquant des modifications radicales de la productivité et de la biodiversité, les rejets de contaminants peuvent présenter une toxicité aiguë ou chronique pour les organismes des eaux réceptrices et les charges élevées de matières consommant de l'oxygène peuvent abaisser la teneur en oxygène dissous à des concentrations qui menacent la survie des organismes aquatiques (p. ex., Meybeck *et al.*, 1989; National Research Council, 1993).

La présente étude a pour objet de faire l'examen des conséquences du rejet d'eaux usées municipales dans les lacs, les cours d'eau et les eaux côtières du Canada qui est souvent

perçu comme un pays très favorisé à cause de l'abondance et de la qualité de ses ressources hydriques. Par ailleurs, les préoccupations soulevées par des organismes internationaux au sujet de l'élimination des eaux usées à l'échelle mondiale (Nations Unies, 1992a; PNUE, 1995) et par des groupes d'intérêt public relativement à la situation canadienne (Sierra Legal Defence Fund, 1994; Kapitain, 1995; Nantel, 1995, 1996a,b) ont mis l'accent sur la nécessité d'évaluer la situation actuelle des rejets d'eaux usées municipales et de leurs effets sur l'environnement canadien. Nous avons résumé, au cours du présent examen, les risques actuels pour la santé humaine et l'environnement que pose le rejet d'eaux usées municipales au Canada. La gestion de ces eaux usées mettait antérieurement l'accent sur les rejets des stations d'épuration des eaux usées municipales (SE), mais il est maintenant reconnu que cette gestion devrait aussi prendre en compte les rejets des égouts pluviaux et les trop-pleins des égouts unitaires. Nous avons donc examiné les effets des rejets de toutes ces sources. Les rejets des étangs de traitement et des fosses septiques n'ont pas été examinés car les risques qu'ils présentent pour la santé humaine et l'environnement sont difficiles à généraliser étant donné la pauvreté de l'information canadienne à ce sujet.

Situation des eaux usées municipales au Canada

Stations d'épuration des eaux usées municipales

En 1992, on comptait environ 2 800 SE au Canada qui rejetaient dans l'environnement près de 1×10^7 m³/j (300 L/personne/j) d'eaux usées municipales. Ces stations allaient d'installations de traitement primaire des eaux usées (où des procédés physiques sont utilisés pour réduire la demande biochimique en oxygène, ou DBO, de 20 à 30 % et la teneur en MES totales de 60 % environ), à des installations de traitement secondaire (où un traitement biologique supplémentaire, comme l'utilisation de microorganismes anaérobies ou aérobies, permet de réduire la DBO et les MES totales de l'influent de 80 à 95 %) et à des installations de traitement tertiaire (où un traitement chimique ou biologique poussé permet d'éliminer certains composés ou certaines matières encore présents après le traitement secondaire). En outre, certaines SE pratiquent la chloration de leur effluent de façon saisonnière ou continue. De toutes les SE du Canada, 14 % environ rejettent un effluent chloré dont le volume total atteint $6,11 \times 10^6$ m³/jour (Gouvernement du Canada, 1993). Le volume d'effluents de source municipale rejetés au Canada est important par rapport à celui des rejets d'eaux usées de nombreux secteurs industriels (tableau 1). En 1986, les rejets d'eaux usées domestiques atteignaient 5,2 km³ au Canada et constituaient la plus importante source d'eaux usées, si l'on fait exception de la production d'électricité (Nations Unies, 1992b).

Tableau 1. Production d'eaux usées au Canada par secteur en 1986 (Nations Unies, 1992b).

Secteur	Production d'eaux usées (km³)
Domestique	
eaux non traitées	1,5 (estimation)
eaux traitées	3,7
Industriel ¹	
Secteur minier - total	0,4
Fabrication de papier, de carton et d'articles en papier et en carton	2,8 1,6
Fabrication de produits chimiques	1,8
Fabrication de produits minéraux métalliques	1,4
Fabrication - autres	25,1
Production d'électricité	1,5
Autres	

¹Les classifications des secteurs industriels sont fondées sur la Classification internationale type des industries (CITI) pour toutes les activités économiques.

Le pourcentage de Canadiens desservis par des installations de traitement des eaux usées a augmenté au cours des dernières années. En 1994, 81 % des Canadiens bénéficiaient d'un certain niveau de traitement des eaux usées (tableau 2), tandis que cette valeur était inférieure à 56 % en 1980. Au Québec seulement, le pourcentage de la population desservie par des installations de traitement des eaux usées municipales est passé de 2 % à 75 % entre 1980 et 1994 (MEFQ, 1995). Au pays, la proportion de la population desservie par des installations de collecte et de traitement des eaux usées varie en fonction du lieu. De façon générale, les rejets d'eaux usées municipales dans les eaux intérieures font l'objet d'un traitement secondaire ou tertiaire tandis que les rejets dans les eaux côtières ne font souvent l'objet que d'un traitement primaire ou ne sont pas traités. En 1986, 5×10^5 m³/jour d'eaux usées municipales étaient produites dans le Canada atlantique et rejetées dans des eaux côtières et, de ce volume, 30 % seulement étaient traitées (Environnement Canada, 1986). Sur la côte du Pacifique, le gouvernement de la Colombie-Britannique a recensé plus de 250 rejets d'eaux usées dans les eaux marines en 1986. En 1990, on comptait plus de 300 permis ou demandes de permis de rejet d'eaux usées dans les eaux côtières, ce qui représentait 20 % environ des effluents de toutes sources rejetés dans les eaux côtières de cette province (Wells et Rolston, 1991). Pour ce qui est de l'Arctique, Wells et Rolston (1991) ont signalé qu'au cours des années 1980 les eaux usées de neuf collectivités, non traitées ou ayant subi un traitement primaire, étaient directement rejetées dans l'environnement marin ou l'étaient indirectement par percolation au travers du substrat des étangs et par lixiviation ultérieure dans le réseau de drainage de surface. Dans les seuls Territoires du Nord-Ouest, 35 des 59 collectivités organisées (ou 31 % des 56 808 habitants de ces collectivités) ne disposaient d'aucune installation de traitement des eaux usées et 14 collectivités (15 % environ de la population totale) déversaient leurs eaux usées dans les eaux côtières (UMA, 1993).

Tableau 2. Pourcentage de la population canadienne desservie par des installations de traitement des eaux usées en 1994. (Données obtenues de D. Tate, Environnement Canada, Gatineau, Québec, comm. pers.)

Région	Aucun traitement ¹ (sans égouts)	Aucun traitement (avec égouts)	Traitement primaire	Traitement secondaire	Traitement tertiaire
Atlantique	22	40	11	26	< 1
Québec	11	14	36	30	9
Ontario	10	< 0,1	5,7	15	69
Prairies	5	< 1	7	61	27
C.-B. et Territoires	18	2	54	20	6
Total	12	7	20	27	34

¹ Présence possible de systèmes individuels.

Eaux de pluie et trop-pleins des égouts unitaires

Les eaux de ruissellement des zones urbaines sont généralement transportées par des réseaux d'égouts pluviaux distincts (distincts des réseaux d'eaux usées) ou par des réseaux d'égouts unitaires (avec les eaux usées). Le volume des eaux de ruissellement varie en fonction de l'imperméabilité du sol. Dans une zone urbaine, de 30 à 50 % des eaux de pluie peuvent s'écouler en surface avant d'atteindre un réseau d'égouts séparatifs ou unitaires (Falk, 1983). Dans le cas d'un réseau d'égouts séparatifs, les eaux de pluie sont rejetées directement dans les eaux réceptrices ou acheminées dans des installations de traitement des eaux pluviales afin d'en réduire le débit ou d'en améliorer la qualité (Marsalek et Kok, 1997). Dans le cas d'un réseau d'égouts unitaires, l'ensemble des écoulements est acheminé à une installation de traitement des eaux usées lorsque le débit est faible, mais lorsqu'il est élevé et qu'il pourrait excéder la capacité du réseau d'égouts ou de la SE (pendant les fortes pluies), une partie de l'écoulement est détournée vers les eaux réceptrices au moyen de structures de trop-pleins. Ces trop-pleins sont qualifiés de trop-pleins des égouts unitaires (TPEU) et contiennent à la fois des eaux de ruissellement et des eaux usées municipales. Les TPEU peuvent être fortement pollués et sont généralement rejetés dans des eaux réceptrices voisines sans subir aucun traitement. Des installations spéciales pour le stockage et le traitement des TPEU ont cependant été construites à certains endroits, mais elles sont peu nombreuses (Marsalek et Kok, 1997). Des structures de dérivation des eaux des SE sont aussi en place dans certaines villes. Comme ces installations détournent les eaux immédiatement en amont des SE, les caractéristiques des eaux dérivées sont semblables à celles des TPEU.

Il n'existe pas de données détaillées sur la proportion de la population canadienne desservie par des réseaux d'égouts pluviaux ou unitaires. La plupart des zones urbaines qui se sont développées avant le début des années 1940 disposent cependant d'installations de TPEU. Waller (1969) a estimé que 6,7 millions de Canadiens environ étaient desservis par des égouts unitaires en 1969. On retrouve dans les grandes villes des dizaines de déversoirs de TPEU qui contribuent, par l'étendue de leur répartition, aux effets des TPEU sur un même plan d'eau récepteur. Par exemple, dans le Grand Vancouver (C.-B.), 252 émissaires d'égouts pluviaux et 53 émissaires de TPEU se déversent dans le cours inférieur du Fraser et l'estuaire du Fraser (UMA, 1994, 1995). Comme les égouts unitaires sont surtout situés dans les vieilles parties des villes où la population est maintenant en déclin et que des programmes de mise en place d'égouts séparatifs ont été entrepris par certaines collectivités au cours des 25 dernières années, la partie de la population canadienne actuellement desservie par des égouts unitaires est sans doute inférieure à celle notée en 1969.

Le volume des égouts pluviaux et des TPEU varie selon le temps et le lieu et il est fonction du climat local, de la conception des égouts et des pratiques de drainage. Les rejets des TPEU et des égouts pluviaux ne font pas l'objet d'une surveillance constante au Canada, de sorte que l'on trouve rarement d'estimations de leurs volumes et de leurs incidences sur les eaux réceptrices. Il est cependant possible d'intégrer des mesures détaillées de la qualité des eaux des égouts pluviaux et des TPEU sur une grande superficie de drainage et ainsi obtenir des estimations des rejets et des charges. Les estimations à grande échelle ont permis de déterminer un volume de rejets annuels moyens d'eaux pluviales d'environ 760 L/personne/jour pour le bassin des Grands Lacs (Marsalek et Schroeter, 1988). Mais cette valeur se situerait entre 2 000 et 3 000 L/personne/jour si la moyenne se limitait aux jours de pluie. Le rejet annuel moyen s'élevait à 473 L/personne/jour pour les eaux de ruissellement urbaines et les TPEU du district régional du Grand Vancouver (Environnement Canada, 1992, tiré de GVRD, 1988). Ces débits sont largement supérieurs au débit moyen des eaux usées municipales qui est de 300 L/personne/jour.

Caractérisation et charges des effluents des eaux usées municipales

Stations d'épuration des eaux usées municipales

Caractérisation

Les effluents des SE municipales ont pour origine des sources domestiques et industrielles et contiennent des matières en suspension, des microorganismes, des débris et quelque 200 substances chimiques (Environnement Nouveau-Brunswick, 1982; Birtwell *et al.*, 1988; MEO, 1988). Bien que les effluents des eaux usées municipales (EEUM) contiennent un large éventail de substances, ces dernières peuvent généralement être décrites par les catégories suivantes : matières solides; matières en suspension et dissoutes qui exercent une demande biochimique en oxygène; substances nutritives; organismes pathogènes; substances chimiques organiques; métaux; huiles et graisses; plastiques et matières flottantes. De ces substances, les matières en suspension totales (MES totales), les matières à l'origine de la demande biochimique en oxygène (DBO) ou de la demande chimique en oxygène (DCO), les substances nutritives sous forme de phosphore (P) ou d'azote (N), les bactéries pathogènes, les matières plastiques et les matières flottantes sont les principales cibles de l'élimination par le traitement des eaux usées. Les valeurs de ces paramètres habituels sont données dans le tableau 3 pour certaines villes canadiennes et divers types de traitement.

Outre ces substances habituelles, des enquêtes récentes (MEO, 1988; Rutherford *et al.*, 1994; Golder Associates Ltd., 1995a,b) ont montré la présence de substances toxiques, dont des métaux et des substances chimiques organiques, dans les EEUM de tout le Canada (tableaux 4 et 5). Plus précisément, un large éventail de substances chimiques organiques de synthèse ont été décelées dans ces eaux (tableau 6). Bien que leur concentration ne soit pas très élevée, bon nombre de ces substances sont toxiques et persistent dans l'environnement. Ainsi, en Ontario, l'étude de 37 SE où étaient effectués divers types de traitement a permis de déceler jusqu'à 24 produits basiques ou neutres extractibles à l'acide, 7 dioxines et furannes, 30 pesticides et herbicides et 19 composés volatils en plus de 15 métaux et du cyanure (MEO, 1988). Les effluents de deux SE à Edmonton contenaient 19 métaux et de 3 à 7 composés organiques (Golder Associates Ltd., 1995a,b) et jusqu'à 48 substances chimiques organiques, dont des détersifs, des solvants, des composés chlorés, des plastifiants, des composés provenant de matières fécales, comme le dihydrocholestérol, et divers autres composés, comme la caféine et la nicotine, ont été décelés dans les effluents de quatre SE de la Nouvelle-Écosse (Rutherford *et al.*, 1994). Les industries sont souvent des sources appréciables de métaux et de composés organiques, mais certains de ces produits présents dans les EEUM proviennent des eaux usées domestiques. Par exemple, des métaux comme le cuivre, le zinc, le fer, le cobalt, le manganèse et le molybdène sont des éléments essentiels de l'alimentation humaine. Par conséquent, de petites concentrations de métaux et d'autres substances toxiques qui sont des sous-produits des fonctions physiologiques humaines se retrouveront toujours dans les eaux usées municipales. En outre, on peut y trouver de l'aluminium provenant d'articles de cuisine et de produits antiacides, de l'étain provenant

de certains aliments en conserve et diverses substances chimiques provenant d'agents de nettoyage domestiques. L'EPA des États-Unis (1986) a trouvé que 20 % environ des métaux se trouvant dans les eaux usées américaines provenaient de sources domestiques.

Tableau 3. Valeurs (mg/L) des paramètres habituels et rejets annuels ($\times 10^6 \text{ m}^3$) à certaines stations d'épuration des eaux usées municipales au Canada. (Les espaces en blanc indiquent l'absence de données. L'année du prélèvement est indiquée entre parenthèses après la valeur du paramètre si elle diffère de l'année indiquée sous la colonne « Date ».)

Lieu et type de SE	Date	DBO	DCO	Matières en suspension totales	Ammonium	Nitrite	Nitrate	Phosphore total	Rejet d'effluents
<u>Alberta</u>									
Calgary – trait. secondaire ¹	1980	16	65	14	16			3,5	132
Calgary – trait. secondaire + élimination du P ²	1985							< 1	
Goldbar Edmonton – trait. secondaire ³	1982-83	22	38					3,7	90
Goldbar Edmonton – trait. secondaire ⁴	1980-93			9	20	0,5		3,1	114
Capital Region Edmonton – trait. tertiaire ⁴	1980-93			5	0,6	0,4		5,4	17
Grande Prairie – trait. primaire ⁵	1988-93	8,6						5,0	4
<u>Colombie-Britannique</u>									
Iona Island Greater Vancouver – trait. primaire ⁶	1985	81		57	8,8			2,9	170 (1987)
Annacis Island Greater Vancouver - trait. primaire ⁶	1985	156		71	16			4,5	107 (1987)
Lulu Greater Vancouver - trait. primaire ⁶	1985	139		64	20			5,3	15 (1987)
Prince George – trait. secondaire ⁷	1985-91	19 ⁷		30 ⁷	26	1,2	1,6	5,0	11 (1993-94)
Macaulay Point Victoria - trait. primaire ⁸	1992	224		320	28				} total de $36 \times 10^6 \text{ m}^3$ pour les deux émissaires
Clover Point Victoria - trait. primaire ⁸	1992	192		186	18				
<u>Nouvelle-Écosse</u> ⁹									
2 - trait. secondaire	aut. 1991	< 5-50		25-45	< 0,14-28				
Eastern Passage - trait. primaire	aut. 1991	80		31	18				4,4 (1986)
Lakeside - trait. tertiaire	aut. 1991	< 5		12	2,0				0,5 (1986)
<u>Ontario</u> ¹⁰									
7 - trait. primaire	1987	48	109	30	10	0,00	0,05	1,34	291
28 - trait. secondaire	1987	21	53	10	3,9	0,22	2,33	0,68	1044
1 - trait. tertiaire	1987	25	99	32	18	0,05	0,14	1,56	16
<u>Québec</u> ¹¹									
Montréal - trait. primaire + trait. physique/chimique au chlorure ferrique	1993	38	105	20	5,9			0,5	412
<u>Saskatchewan</u>									
Saskatoon - trait. primaire	1985-89	83 ¹³		74 ¹³	19 (1987) ¹²			5,2 ¹³	32 (1987) ¹²
Saskatoon - trait. primaire + élimination du P ¹³	1993-95	78		24				0,96	34
Saskatoon - trait. secondaire ¹³	1996	44		19				1,12	30
<u>Yukon</u> ¹⁴									
Carmacks - trait. secondaire	oct. 93	18	56	10	0,2	0,11	27		0,03

¹ Hamilton et North, 1986

² Charlton et Bayne, 1986

³ Anderson *et al.*, 1986

⁴ Golder Associates Ltd., 1995a,b

⁵ Chambers, 1996; Chambers et Mills, 1996

⁶ Environnement Canada, 1992

⁷ French et Chambers, 1995; Registres de la ville de Prince George (La DBO

⁸ EVS Consultants, 1992; Taylor *et al.*, 1995

⁹ Rutherford *et al.*, 1994, mais rejets d'Environnement Canada, 1986

¹⁰ MEO, 1988

¹¹ CUM, 1994; Deschamps et Ceijka, 1993; HAP et BPC de Pham et Proulx, 1996

¹² Saskatchewan Environment and Public Safety, 1989

¹³ Registres de la ville de Saskatoon

¹⁴ Enns et Soprovich, 1995

est la DBO carbonée (DBOC); DBOC et MES totales de 1991 à 1994)

¹⁵ Environmental Management Assoc. & Hydroqual Laboratories Ltd., 1993**Tableau 4.** Concentrations des métaux ($\mu\text{g/L}$, échantillon total et non filtré, sauf indication contraire) à certaines stations d'épuration des eaux usées municipales au Canada. (Mêmes notes de bas de page que pour le tableau 3. Les espaces en blanc indiquent l'absence de données et n.d. indique une valeur inférieure au seuil de détection.)

Lieu et type de SE	Date	Al	As	Cd	Cr	Co	Cu	Fe	Pb	Hg	Mn	Mo	Ni	Se	Ag	Zn	Sr
<u>Alberta</u>																	
Calgary - trait. secondaire ¹	1980	60	1	< 1	48	2	21	115	18		34		8			114	
Calgary - trait. second. + élimination du P ²	1985																
Goldbar Edmonton - trait. secondaire ³	1982-83								3		43		2			53	
Goldbar Edmonton - trait. secondaire ⁴	1980-93	60 ^a	0,8	2	21	1	5	110	4	0,1	54	10	22	0,2	20	53	
Capital Region Edmonton - trait. tertiaire ⁴	1980-93	76 ^a	1	2	9	1	10	89	3	0,1	75	3	8	0,2	20	85	
<u>Colombie-Britannique</u> ⁶																	
Iona Island Greater Vancouver - trait. prim.	1985				n.d.		101	889	43		60		n.d.			120	
Annacis Island Gr. Vancouver - trait. prim.	1985	799			n.d.		141	1799	41		99					171	
Lulu Greater Vancouver - trait. primaire	1985	2789		1,7	150		160	2692	58		90		150			340	
<u>Nouvelle-Écosse</u> ⁹																	
2 - trait. secondaire	aut. 1991	280-12000					20-120										
Eastern Passage - trait. primaire	aut. 1991	320					20										
Lakeside - trait. tertiaire	aut. 1991	340					30										
<u>Ontario</u> ¹⁰																	
7 - trait. primaire	1987	550	n.d.	2,5	11	6,5	18		21	0,05		7	9	17	6,4	70	305
28 - trait. secondaire	1987	102	17	2,1	9	6,4	13		17	0,03		7	22	17	6,9	53	341
1 - trait. tertiaire	1987	1252	n.d.	6	69	9	55		56	0,17		11	26	n.d.	6,6	960	1171
<u>Québec</u> ¹¹																	
Montréal - trait. primaire + trait. physique/chimique au chlorure ferrique	1993	1009	1	1,8	8		26	2000	7				14		1,8	58	
<u>Saskatchewan</u> ¹²																	
Saskatoon - trait. prim.+ élimination du P	print. 92		0,5	< 1	11	< 1	33		< 5	0,09		13	4	2	2		
	été 92		<,5	< 1	5	< 1	44		9	0,31		5	26	2	1		
	aut 92		3,2	< 1	14	< 1	51		< 5	0,16		21	4	< 1	3		
<u>Yukon</u> ¹⁴																	
Carmacks - trait. secondaire	oct. 93	690					90	510			210					160	390

^a Extractible

Tableau 5. Concentrations de contaminants organiques à certaines stations d'épuration des eaux usées municipales au Canada. (Mêmes notes de bas de page que pour le tableau 3. Les espaces en blanc indiquent l'absence de données et n.d. indique une valeur inférieure au seuil de détection.)

Lieu et type de SE	Date	Solvants chlorés (µg/L)		BPC (ng/L)	HAP (µg/L)		Phénols (µg/L)	
		tétrachloro- éthylène	trichloro- éthylène				chlorés	non chlorés
<u>Alberta</u>								
Goldbar Edmonton - trait. secondaire ³	1983						16 ^a	
Goldbar Edmonton - trait. secondaire ⁴	1992-93	1,5					13 ^a	
Capital Region Edmonton - trait. tertiaire ⁴	1992-93						8 ^a	
<u>Colombie-Britannique</u>								
Iona Island - trait. prim. Greater Vancouver ⁶	1985						30 ^a	
Annacis Island Gr. Vancouver - trait. prim. ¹⁵	1993 1985	5,9	1,5				51 ^a (données de 1985 ⁴) 39 ^a	
Lulu Greater Vancouver - trait. primaire ⁶								
<u>Ontario</u> ¹⁰								
7 - trait. primaire	1987	4,39	1,71	30	n.d. ^b	n.d. ^c	n.d. ^d	1,78
28 - trait. secondaire	1987	1,18	1,12	20	1,08 ^b	1,61 ^c	2,71 ^d	1,65
1 - trait. tertiaire	1987	3,50	1,26	50	1,29 ^b	1,85 ^c	3,10 ^d	1,99
<u>Québec</u> ¹¹								
Montréal - trait. primaire + traitement physique/chimique au chlorure ferrique	1993			1,10 ^e	0,00 ^b 0,66 ^f	0,03 ^c	n.d.	12

^a tous les phénols; ^b benzo(a)anthracène; ^c pyrène; ^d pentachlorophénol; ^e pour 13 BPC; ^f pour 21 HAP.

Tableau 6. Substances organiques décelées dans les effluents de stations d'épuration des eaux usées municipales

(1,1'-Biphényl)-2-ol ¹	Benz(<i>a</i>)anthracène ²
1,1,1-Trichloroéthane ^{2,3}	Benzo(<i>k</i>)fluoranthène ²
1,1-Dichloroéthane ²	Bêta-hexachlorocyclohexane ^{2,4}
1,1-Dichloroéthène ²	Bis(2-chloroéthoxy)méthane ²
1,2,4-Trichlorobenzène ²	Oxyde de bis(chlorométhyle) ²
Acide 1,2-benzènedicarboxylique, éther diéthylique ¹	Phtalate de bis(2-éthylhexyle) ⁴
Acide 1,2-benzènedicarboxylique, ester dibutylique ¹	Bromodichlorobenzène ²
Acide 1,2-benzènedicarboxylique, ester bis(2-éthylhexylique) ¹	Phtalate de butyle et de benzyle ^{2,4}
1,2-Dichlorobenzène ³	Caféine ¹
1,2-Dichloroéthane ²	Tétrachlorure de carbone ²
1-Méthyl-5-(3-pyridinyl)-2-pyrrolidinone ¹	Chlorobenzène ²
1-Octène ²	Chloroforme ³
Acide 2,4,5-trichlorophénoxyacétique ²	Chlorodibromométhane ²
2,4,6-Trichlorophénol ²	Cholest-5-én-3-ol ¹
2,4-D, acide propionique ⁴	Cis-1,2-dichloroéthylène ²
2,4-Dichlorophénol ²	Cyclododécane ¹
Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique ²	Cyclohexadécane ¹
Acide 2,4-dichlorophénoxybutyrique ⁴	Acide décanoïque ¹
2,4-Diméthylphénol ²	Phtalate de di- <i>n</i> -butyle ⁴
2,4-Dinitrotoluène ²	Phtalate de di- <i>n</i> -octyle ³
2,6-Dinitrotoluène ²	Diacétine ¹
2-(2-Butoxyéthoxy)éthanol ¹	Acide dichlorobenzoïque ¹
2-(Méthylthio)benzothiazole ¹	Dichlorodifluorométhane ²
2-Butoxyéthanol ¹	Dichlorophénol ¹
2-Butoxy, phosphate éthanol ¹	Dieldrine ²
2-Butyl-phosphate éthanol ¹	Oxyde de diéthyle ²
2-Chlorophénol ²	Dihydroxycholestérol ¹
2-Éthyl-1-hexanol ¹	Phtalate de diméthyle ²
Acide 2-méthyl-3-hydroxy-2,4-triméthylpropanoïque ¹	Diméthyl(méthyléthyl)benzène ¹
2-Méthyl-4,6-dinitrophénol ²	Diméthyléthylbenzène ¹
2-Nitrophénol ²	Dodécanol ¹
3-(1-Méthyl-2-pyrrolidinyl)pyridine ¹	Endosulfan I ²
4-Nitrophénol ²	Endosulfan II ²
Acide 9-hexadécanoïque ¹	Sulfate d'endosulfan ²
Acide 9-octadécénoïque ¹	Endrine ²
Alpha-chlordane ²	Ergost-5-én-3-ol ¹
Alpha-chlorotoluène ²	Éthylbenzène ²
Alpha-hexachlorocyclohexane ²	Éthylméthylbenzène ¹
Alpha-terpinéol ¹	Fluorène ²
Androstérone ¹	Gamma-chlordane ²
Atrazine ¹	Gamma-hexachlorocyclohexane ^{2,4}
Acide benzèneacétique ¹	Heptachlore ^{2,4}
Benzèneéthanol ¹	Heptachlorodibenzodioxine ²
Benzèneméthanol ¹	Hexachlorobenzène ⁴
Acide benzènepropionique ¹	Hexachlorocyclopentadiène ²

¹ Rutherford *et al.*, 1994.

² MEO, 1988.

³ Golder Associates Ltd., 1995a,b.

⁴ Orr *et al.*, 1992.

Tableau 6. Substances organiques décelées dans les effluents de stations d'épuration des eaux usées municipales (suite)

Hexachloroéthane ²	<i>o</i> -Xylène ²
Acide hexadécanoïque ¹	Octachlorodibenzodioxine ²
Acide hexadécanoïque, ester hexadécyclique ¹	Octachlorodibenzofurane ²
Hexadécanol ¹	<i>p</i> -Chloro- <i>m</i> -crésol ²
Acide hexadécénoïque ¹	BPC (total) ²
Acide hexanoïque ¹	Pentachlorophénol ²
Acide hydroxybenzoïque ²	Phénanthrène ²
<i>m</i> - et <i>p</i> -Xylènes ²	Phénol ²
<i>m</i> -Crésol ²	Phénoxyéthanol ¹
Méthoxychlore ^{2,4}	<i>p,p'</i> -DDD ^{2,4}
Méthyl(méthyléthyl)benzènes ¹	<i>p,p'</i> -DDE ²
Méthyl(méthyléthyl)cyclohexanol ¹	<i>p,p'</i> -DDT ²
Méthyl(méthyléthyl)cyclohexén-1-ol ¹	Pyrène ²
Acide méthylbenzoïque ¹	Silvex ²
Chlorure de méthylène ³	Stigmast-5-én-3-ol ¹
Méthylphénol ¹	Styrène ²
Mirex ²	Tétrachlorodibenzofurane ²
<i>N,N</i> -bis(hydroxyéthyl)dodécaneamide ¹	Tétrachloroéthylène ^{2,3}
<i>N,N</i> -Diéthyl-3-méthylbenzamide ¹	Acide tétradécanoïque ¹
<i>N,N</i> -Diéthylméthylbenzamide ¹	Tétradécanol ¹
<i>N</i> -Nitrosodi- <i>n</i> -propylamine ²	Tétraméthylbenzène ¹
Naphtalène ^{1,2}	Toxaphène ²
Nicotine ¹	<i>trans</i> -1,3-Dichloropropène ²
Nitrobenzène ²	Trichloroéthylène ²
Acide nonanoïque ¹	Triméthylbenzène ¹
<i>o</i> -Crésol ²	Triméthylpentanediol ¹

¹Rutherford *et al.*, 1994.²MEO, 1988.³Golder Associates Ltd., 1995a,b.⁴Orr *et al.*, 1992.

Aux substances chimiques de sources domestiques et industrielles présentes dans les EEUM, peuvent s'ajouter celles des procédés de traitement. Ainsi, du strontium, de l'aluminium et du chlorure ferrique sont utilisés comme précipitants et il s'en retrouve des concentrations élevées dans les effluents ayant subi ce type de traitement (p. ex., strontium et aluminium dans de nombreux effluents de l'Ontario et fer dans ceux de Montréal; tableau 4). Un autre exemple est celui du chlore résiduel total (CRT) qui est une mesure de la quantité de chlore présente dans l'effluent final après la désinfection par chloration (tableau 7).

Les concentrations de substances chimiques présentes dans les EEUM peuvent varier de façon considérable même si les traitements sont semblables (tableaux 3, 4 et 5). Bien que l'élimination des polluants augmente souvent lorsque l'on passe du traitement primaire aux traitements secondaire et tertiaire (surtout dans le cas des paramètres habituels comme la DBO et les MES totales), il est difficile de caractériser la teneur en substances chimiques des EEUM en se fondant sur le type de traitement car les concentrations dépendent de nombreux facteurs, notamment de la source des eaux usées

(domestique ou industrielle), du type d'industrie, de la superficie desservie et du volume traité. À la variabilité des caractéristiques des effluents des diverses SE, peut s'ajouter la variabilité temporelle (quotidienne, hebdomadaire ou saisonnière) de l'effluent au sein d'une usine. À trois SE de l'Ontario, la variabilité de l'effluent a été associée à des rythmes quotidiens des caractéristiques des eaux usées brutes. Ainsi, les substances organiques, plus particulièrement les substances phénoliques, étaient celles qui présentaient la plus grande variabilité dans les effluents. Les métaux venaient en deuxième lieu, les paramètres habituels étant les moins variables (MEO, 1991). La variabilité peut aussi être liée à l'application saisonnière de certains procédés de traitement (p. ex., la chloration) ou à des écarts entre les conditions d'exploitation d'hiver et d'été (voir le tableau 7 pour les concentrations de CRT en hiver et en été dans huit SE de l'Ontario).

Tableau 7. Concentrations ($\mu\text{g/L}$) de chlore résiduel total (CRT) et rejets annuels ($\times 10^6 \text{ m}^3$) pour certaines stations d'épuration des eaux usées municipales pratiquant la désinfection au chlore. (Les espaces laissées en blanc indiquent l'absence de données.)

Lieu et type de SE	Date	CRT	Rejets d'effluents	
<u>Nouvelle-Écosse</u> ¹				
2 - trait. secondaire	aut. 1991	5-850		
Eastern Passage - trait. primaire	aut. 1991	250		4,4 (1986)
Lakeside - trait. tertiaire	aut. 1991	120		0,5 (1986)
<u>Ontario</u> ²				
		été :	hiver :	
Bracebridge - trait. secondaire	1989	70	9	0,9
Huntsville - trait. secondaire	1989	530	950	1,4
Walkerton - trait. secondaire	1989	40	n.d.	1,7
Stratford - trait. secondaire	1989	6	n.d.	8,1
Toronto North - trait. secondaire	1989	310	190	12,7
Toronto Highland Creek - trait. secondaire	1989	5	46	55,3
Midland - trait. secondaire	1989	260	n.d.	4,1
Wallaceburg - trait. secondaire	1989	81	190	2,2
<u>Saskatchewan</u> ³				
Saskatoon - trait. primaire	été 1987	1892		32

¹ Rutherford *et al.*, 1994, sauf les rejets obtenus d'Environnement Canada, 1986

² Orr *et al.*, 1992 - 1989 pour les données sur le CRT et 1988 pour les données sur les rejets

³ Saskatchewan Environment and Public Safety, 1989

Charges

Le rapport de la charge de l'effluent (concentration dans l'effluent x rejet d'effluent) à la charge des eaux réceptrices donne une estimation de la possibilité qu'un effluent nuise à long terme aux eaux réceptrices, surtout lorsqu'il s'agit de substances persistantes et bioaccumulables dont les incidences peuvent être cumulatives. Dans le cas des paramètres habituels, une étude réalisée en 1991 et portant sur 387 SE de l'Ontario a

montré que la charge la plus élevée était celle de la DBO (41 000 tonnes/an) [MEO, 1993]. Dans le cas des métaux, une étude portant sur 37 SE de l'Ontario (MEO, 1988) a montré que le strontium (1,3 tonne/j), l'aluminium (0,8 tonne/j) et le zinc (0,2 tonne/j) étaient ceux qui contribuaient le plus à la charge, cela pour tous les types de traitement. Dix autres métaux présentaient une charge plus faible (inférieure à 0,5 tonne/j), mais ils sont plus toxiques (p. ex., le cadmium, le cuivre, le chrome, le plomb et le nickel). Les charges de cadmium de 37 SE de l'Ontario s'élevaient au total à moins de 10 kg/j et celles du mercure à moins de 150 g/j. Trois SE du Grand Vancouver (Environnement Canada, 1992) deux SE d'Edmonton (Golder Associates Ltd., 1995a,b) et une SE du Yukon (Enns et Soprovich, 1995) présentaient un profil semblable en ce qui a trait aux charges de métaux, celles de l'aluminium (jusqu'à 233 kg/j) et du zinc (jusqu'à 56 kg/j) étant élevées tandis que celles du cadmium et du mercure étant faibles.

Bien que de nombreux polluants organiques aient été décelés dans les effluents des SE (MEO, 1988; Rutherford *et al.*, 1994; Golder Associates Ltd., 1995a,b), les charges totales de ces substances sont généralement inférieures à celles des métaux. Les charges totales notées à 37 SE de l'Ontario s'élevaient en moyenne à 132 kg/j pour les matières organiques basiques ou neutres et extractibles aux acides, 107 kg/j pour les composés organiques volatils, 1,4 kg/j pour les pesticides, 0,082 kg/j pour les BPC et 0,004 kg/j pour les dioxines et les furannes (MEO, 1988). La charge moyenne des 21 HAP de l'effluent de la SE de Montréal était de 1,2 kg/j et celle de la somme des 13 BPC s'élevait en moyenne à 2,5 g/j (Pham et Proulx, 1996). Dans le cas des BPC, cela ne représentait que 1 % de la charge mesurée dans les eaux du fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Québec. Bien que les charges de BPC et d'autres polluants organiques soient relativement faibles, il y a lieu de s'en préoccuper car il s'agit de substances persistantes qui peuvent être bioaccumulées et bioamplifiées dans la chaîne alimentaire.

Eaux de pluie, TPEU et contournement des SE

Caractérisation

Les eaux de pluie et les TPEU n'ont pas fait l'objet d'une surveillance constante étant donné la nature diffuse et intermittente de ces sources qui rend prohibitifs les programmes de surveillance à grande échelle. Nous disposons cependant de certains renseignements pour l'Ontario grâce aux travaux réalisés dans le cadre des accords Canada - États-Unis et Canada - Ontario relatifs à la qualité de l'eau des Grands Lacs et, pour la Colombie-Britannique, grâce à ceux réalisés dans le cadre du Plan de gestion de l'estuaire du fleuve Fraser. Les rejets d'eaux pluviales et de TPEU se caractérisent par des écoulements importants pendant ou peu après les périodes de temps pluvieux ou pendant la fonte des neiges. Ils présentent aussi des quantités élevées de matières en suspension, des quantités appréciables de substances nutritives ou toxiques (p. ex., métaux lourds, chlorures et hydrocarbures) liées à la circulation sur les routes et à leur entretien, et des microorganismes.

Les principaux polluants préoccupants des eaux pluviales sont les matières en suspension, les substances nutritives (surtout le P), les métaux lourds, les hydrocarbures et

les bactéries fécales. Makepeace *et al.* (1995) ont récemment effectué un examen de 140 études, surtout réalisées aux États-Unis mais aussi dans plusieurs pays européens et au Canada, et ont relevé les 28 contaminants les plus importants des eaux de pluie qui pourraient nuire à la vie aquatique et à la santé humaine, surtout par la contamination des approvisionnements en eau potable (matières totales, MES totales, Al, Be, Cd, Cl, Cr, Cu, Fe, Pb, Mn, Hg, N, Ag, Zn, OD, BPC, phtalate de bis(2-éthylhexyle), δ -BHC, chlordane, heptachlore, époxyde d'heptachlore, HAP totaux, benzo(*a*)pyrène, tétrachloroéthylène, coliformes fécaux, streptocoques fécaux, entérocoques). Les concentrations des constituants des eaux pluviales relatifs à la qualité de l'eau signalées en Ontario, en Colombie-Britannique ainsi qu'à Calgary (Alberta) sont présentées dans le tableau 8.

Tableau 8. Concentrations types de divers constituants des rejets d'eaux de pluie et rejets annuels d'eaux de pluie

Paramètre	Ontario		Calgary, Alberta (moyenne ^d)	Basses terres, Colombie-Britannique (moyenne ^e)	
	Eaux de pluie (moyenne ou gamme)	TPEU ^a (moyenne)	Ruissellement urbain	Ruissellement urbain	TPEU
Matières en suspension totales (mg/L)	170 ^a	190	1691	48	59
Demande biochimique en oxygène (mg/L)	14 ^a	41	17	14	60
Chlorure (mg/L)	230-340 ^b		7		
Ammoniac (mg/L)	0,30-0,75 ^b		0,74	0,15	3,8
Phosphore total (mg/L)	0,35 ^a	1,4	1,52	0,1	1,9
Azote total (mg/L)	3,5 ^a	83	6,83		
Cadmium (µg/L)	1,5-6,8 ^b			4,8	3,2
Cuivre (µg/L)	43,4-47,2 ^b		33	40	77
Fer (µg/L)	5 710-6 960 ^b		22 300		
Plomb (µg/L)	97-233 ^b		458	55	89
Mercurure (µg/L)	29-104 ^b				
Nickel (µg/L)	28-39 ^b		9		
Zinc (µg/L)	234-307 ^b		170	98	81
Huiles et graisses (mg/L)	2,14-5,37 ^b				
HAP (µg/L)	2,1-9,1 ^b				
Benzo(a)pyrène (µg/L)	0,3 ^b				
Coliformes fécaux (NPP/100 mL)	12 000 – 51 000 ^c	1000000		2 043	390 000
<i>E. coli</i> (NPP/100 mL)	800 – 61 000 ^c				

NPP = Nombre le plus probable. Les nombres entre parenthèses indiquent la taille de l'échantillon. N.D. = Non disponible

^a Waller et Novak, 1981

^d Hamilton et North, 1986

^b Marsalek et Ng, 1989^e Environnement Canada, 1992 de Greater Vancouver Regional District, 1988a

^c Marsalek *et al.*, 1992

La composition chimique des TPEU a été beaucoup moins étudiée que celle des eaux de pluie, notamment parce que la surveillance des TPEU est plus difficile à effectuer. Pendant la première étape d'un événement pluvial, lorsque les boues des eaux usées peuvent être arrachées du fond des égouts par les forts écoulements, les concentrations de polluants des TPEU sont semblables ou même supérieures à celles des eaux usées domestiques brutes. Les concentrations des polluants des TPEU déclinent après cette première purge. Les principaux paramètres préoccupants sont les matières en suspension, la DBO, les substances nutritives (N et P), les bactéries fécales et, peut-être, certaines autres substances chimiques provenant de sources municipales et industrielles locales. Les concentrations des constituants des TPEU relatifs à la qualité de l'eau en Ontario et en Colombie-Britannique sont présentées dans le tableau 8. Par comparaison aux eaux de pluie, les concentrations dans les TPEU sont semblables en ce qui a trait aux MES totales (Marsalek *et al.*, 1993), mais supérieures en ce qui a trait à la DBO (Marsalek *et al.*, 1993), au N total et au P total (Marsalek *et al.*, 1993), et généralement inférieures en ce qui a trait aux polluants non habituels, notamment les métaux lourds, les HAP et certains autres contaminants organiques de sources industrielles présents à l'état de traces (Marsalek et Ng, 1989).

Charges

Les charges provenant des eaux de pluie et des TPEU sont fonction de la superficie de drainage, des utilisations des terres dans la zone et, dans le cas des TPEU, de la nature des eaux usées produites dans la zone. Un des résumés les plus détaillés des charges des eaux de pluie a été publié pour le bassin canadien des Grands Lacs (Marsalek et Schroeter, 1988). Dans ce cas-ci, la charge annuelle la plus élevée était celle des MES totales (10^8 kg/an), venaient ensuite celles des huiles et des graisses (10^5 - 10^6 kg/an), des substances inorganiques (surtout des métaux lourds, 10^2 - 10^5 kg/an), des HAP (10^0 - 10^2 kg/an) et de certains contaminants organiques à l'état de traces (10^{-1} - 10^1 kg/an).

Dans le cas des TPEU, la charge des polluants habituels dans le bassin canadien des Grands Lacs a été estimée à 17 400 tonnes/an pour les MES totales, 3 700 tonnes/an pour la DBO, 760 tonnes/an pour le N total et 130 tonnes/an pour le P total (Waller et Novak, 1981). Ces valeurs estimées concordent avec celles des études plus récentes des TPEU réalisées à Sarnia et à Windsor (Marsalek et Ng, 1989) et qui font état d'un rejet annuel combiné de TPEU des deux municipalités de $6,2 \times 10^6$ m³/an et des charges annuelles correspondantes de 1 200 tonnes/an de MES totales, de 51 tonnes/an de N total et de 8,7 tonnes/an de P total. Ces charges représentent 7 % environ des charges totales estimées de MES totales, de N total et de P total du bassin des Grands Lacs, ce qui est cohérent avec le fait que la population de Sarnia et de Windsor représente 9 % environ de celle du bassin utilisée par Waller et Novak (1981) pour leurs calculs.

Incidences des effluents d'eaux usées municipales

Les EEUM peuvent influencer sur l'utilisation humaine des ressources en eau et sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques. Le rejet d'EEUM a pour effets : a) l'imposition de restrictions à la consommation de poissons et de mollusques; b) la dégradation des populations aquatiques et sauvages et de leur habitat (y compris de la qualité de l'eau et des sédiments); c) l'eutrophisation ou la croissance d'algues indésirables; d) des incidents isolés de maladies hydriques découlant de la contamination par des eaux usées des sources d'eau potable de collectivités qui dépendent d'une alimentation en eau brute de haute qualité; e) la fermeture de plages; f) des nuisances visuelles et g) des coûts accrus pour les utilisateurs agricoles, industriels et municipaux qui doivent traiter de l'eau autrement inacceptable.

Les incidences peuvent être de nature aiguë et apparaître rapidement ou être cumulatives (à long terme) et ne se manifester qu'après une longue période (Hvitved-Jacobsen, 1986; Harremoës, 1988). Les incidences aiguës découlent généralement de concentrations toxiques d'ammoniac (Lijklema *et al.*, 1993), de chlore résiduel total (Orr *et al.*, 1992) ou de métaux lourds (Lijklema *et al.*, 1993) dans les eaux réceptrices; de charges de DBO ou de DCO qui réduisent les concentrations d'oxygène dissous à des valeurs insuffisantes pour assurer la survie des organismes aquatiques (Lijklema, 1993); de forts écoulements de ruissellement urbain (Borchhardt et Statzner, 1990) et d'une contamination bactérienne qui rend les mollusques impropres à la consommation humaine (Pêches et Océans/Environnement Canada, 1992). La fréquence des effets aigus attribuables aux EEUM est déterminée par la nature et la quantité des rejets industriels et résidentiels, le type de traitement, le régime de désinfection et le dépassement de la capacité des SE. En outre, la présence de métaux et de contaminants organiques traces dans les eaux réceptrices peut être cause d'incidences toxiques cumulatives (Lijklema *et al.*, 1993).

Dans le cas des eaux pluviales et des TPEU, la fréquence des incidences aiguës est fonction de la fréquence et de l'intensité des événements de pluie et de fonte des neiges à l'origine des trop-pleins et peut donc être estimée à partir des données climatiques locales et de la capacité du système de collecte et de traitement des eaux usées. Les effets des eaux pluviales et des TPEU sont les plus graves dans les petits ruisseaux urbains où le biote aquatique peut être fortement altéré par l'érosion et le dépôt de sédiments provoqués par le ruissellement accru, l'augmentation des températures et l'apparition de concentrations toxiques de substances chimiques, de bactéries fécales et d'agents pathogènes (Horner *et al.*, 1994). Dans ces petits cours d'eau, il y a très peu de dilution des rejets d'eaux pluviales et de TPEU. Les incidences aiguës de ces rejets sont moins fréquentes dans les grands plans d'eau à cause de l'importante dilution de l'effluent. Par exemple, dans la rivière St. Marys, en Ontario, aucune augmentation de la concentration de bactéries fécales n'a été notée en aval de Sault-Sainte-Marie à cause de la forte dilution des eaux pluviales par le débit élevé de la rivière (Dutka et Marsalek, 1993). Mais même dans le cas des rejets de TPEU dans des cours d'eau importants, la dilution n'est pas toujours un mécanisme efficace permettant d'améliorer la qualité des eaux, surtout dans la zone riveraine. Marsalek *et al.* (1996) ont noté une mauvaise qualité microbienne des eaux dans la

rivière Détroit le long d'un segment de 22 km traversant la ville de Windsor, en Ontario (une ville comportant 25 TPEU) et dans la rivière Sainte-Claire le long d'un segment de 9,5 km traversant la ville de Sarnia, en Ontario (où l'on compte cinq TPEU). Une étude portant sur 252 émissaires d'eaux pluviales dans le Grand Vancouver (C.-B.) a montré que 40 zones d'eaux réceptrices présentaient une vulnérabilité environnementale élevée (fondée sur la présence d'habitats menacés ou protégés ou d'habitats de frai ou de croissance d'espèces utilisées à des fins récréatives ou commerciales, ou sur une utilisation pour des activités de loisirs supposant un contact avec l'eau), 96 présentaient une vulnérabilité moyenne (généralement caractérisée par un débit moyen du cours d'eau, des ressources halieutiques moyennes et un contact secondaire avec l'eau, comme dans le cas du ski nautique), et 116 présentaient une faible vulnérabilité (bon débit du cours d'eau, faible utilisation par la population et ressources halieutiques très réduites) [UMA, 1994]. En 1994 dans le bassin des Grands Lacs, le potentiel de problèmes liés à la pollution par les eaux de pluie et les TPEU a été qualifié de « moyen » à « élevé » pour 11 des 17 secteurs préoccupants canadiens et de « très élevé » pour les secteurs préoccupants du port de Hamilton et de la zone riveraine de Toronto (Weatherbe et Sherbin, 1994).

Problèmes relatifs à la santé humaine

Restrictions en matière d'utilisation récréative des eaux

Les EEUM, les eaux pluviales et les TPEU présentant de fortes concentrations de bactéries peuvent restreindre les activités récréatives dans les eaux réceptrices (tableau 9a). De nombreuses plages en zones urbaines sont fréquemment fermées pendant plusieurs jours au cours ou immédiatement après des événements pluviaux à cause de la contamination microbienne découlant de rejets d'eaux pluviales et de TPEU (Dutka et Marsalek, 1993; Marsalek *et al.*, 1994; Nix *et al.*, 1994; Tsanis *et al.*, 1995). Ainsi, entre 1986 et 1994, 44 % des plages ontariennes des Grands Lacs ont fait l'objet d'avis de fermeture, la majorité de ces avis (79 sur 369) avaient trait au lac Ontario (Edsall et Charlton, 1996). De façon semblable, une étude réalisée en 1993 et portant sur la rivière Thames à proximité de London (Ontario) a montré que les eaux de 10 plages sur 18 présentaient une concentration moyenne géométrique de *E. coli* supérieure à 100 par 100 mL, cette concentration atteignant jusqu'à 3 300 par 100 mL dans l'eau d'une des plages (Burns et Reffle, 1995). De même, dans le cas de la rivière Rouge entre 1980 et 1989, l'objectif de la qualité des eaux à des fins récréatives fixé pour *E. coli* a été dépassé de 57 à 96 % du temps en aval de la SE de Winnipeg (Manitoba) où l'on pratique un traitement secondaire; en guise de comparaison, il l'a été de 3,2 à 7,5 % du temps dans les emplacements situés en amont (Gurney, 1991). La désinfection des EEUM permet cependant de réduire le risque de pollution microbienne. Il a été noté, au cours d'une étude portant sur trois SE de l'Ontario, que l'utilisation combinée du traitement secondaire et de la chloration permettait de détruire plus de 99 % des organismes indicateurs (coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques fécaux, staphylocoques totaux et *Pseudomonas aeruginosa*) [Seyfried *et al.*, 1984].

La contamination microbienne qui donne lieu à des restrictions de l'utilisation récréative des eaux est normalement déterminée par le dépassement des valeurs des Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada (Santé et Bien-être social Canada, 1992) ou par une limite provinciale plus sévère (p. ex., en Ontario pour *E. coli* et les bactéries entérocoques). *E. coli* et les coliformes fécaux servent généralement d'indicateurs de la contamination par des organismes pathogènes, comme ceux à l'origine de l'hépatite B, de l'entérite, du choléra et de la fièvre typhoïde. La conformité aux Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada est déterminée par comparaison de la moyenne géométrique obtenue pour au moins cinq échantillons prélevés au cours d'une période ne dépassant pas 30 jours, avec la limite fixée pour l'organisme indicateur (Santé et Bien-être social Canada, 1992).

Les risques que pose pour la santé publique la pollution microbienne des eaux canadiennes utilisées à des fins récréatives sont mal compris car il existe peu de données épidémiologiques. Dans le cadre d'une étude épidémiologique portant sur des troubles de santé liés à la natation recensés à dix plages du bassin des Grands Lacs, Seyfried (1985a,b) a signalé que 7 % des nageurs étaient devenus malades, comparativement à 3 % des non-nageurs. Les troubles les plus fréquemment signalés étaient des troubles respiratoires, venaient ensuite des troubles du tractus gastro-intestinal, des yeux, des oreilles et de la peau de même que des symptômes d'allergie. De façon semblable, une étude réalisée en 1984 et portant sur des adeptes de la planche à voile qui pratiquaient leur sport dans la baie de Beauport, contaminée par des eaux usées, du fleuve Saint-Laurent à proximité de Québec, a montré que le risque relatif d'incidence des symptômes d'otite, de gastro-entérite, de conjonctivite et d'infection de la peau augmentait en fonction du nombre de chutes dans l'eau (Dewailly *et al.*, 1986). Les Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada font état du fait que le risque saisonnier de troubles gastro-intestinaux se situe entre 1 et 2 % lorsque la concentration de *E. coli* est de 200 colonies/100 mL (Santé et Bien-être social Canada, 1992). Le risque réel était cependant fonction de la nature de l'activité; il était le plus élevé pour les nageurs et le moins élevé pour ceux qui ne faisaient que marcher dans l'eau.

Tableau 9. Problèmes relatifs à la santé humaine et à l'environnement liés au rejet d'effluents d'eaux usées municipales; composantes des effluents à l'origine du problème; recommandations pour la qualité de l'eau potable ou de l'eau de surface, ou limites du Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques et exemples de problèmes *in situ*.

a) Problèmes relatifs à la santé humaine

Problème	Principal facteur causal	Recommandation	Exemple
Restriction de l'utilisation récréative	contamination bactérienne	< 200 <i>E. coli</i> et < 35 entérocoques par 100 mL – moyenne géométrique de 5 échantillons prélevés sur 30 jours (et autres paramètres). ¹	fermetures de plages des rives canadiennes des Grands Lacs (Edsall et Charlton, 1996) et de la rivière Thames près de London, Ontario (Burns et Reffle, 1995) pour cause de dépassement de la limite provinciale de 100 <i>E. coli</i> par 100 mL; fermetures de plages de mer près de Victoria, C.-B., avant 1993 pour cause de dépassement d'une limite provinciale de 200 coliformes fécaux par 100 mL résultant du ruissellement d'eaux de pluie (Taylor <i>et al.</i> , 1995).
Interdiction de récolte de poissons et de mollusques	contamination bactérienne	< 14 coliformes fécaux par 100 mL - (médiane ou moyenne géométrique du nombre le plus probable, ou NPP) dans les eaux où des mollusques sont récoltés et au plus 10 % des échantillons présentant un NPP supérieur à 43/100 mL au cours d'un essai de dilution décimale avec cinq tubes, et relevé sanitaire approfondi de l'eau. ²	restrictions à la pêche et à la cueillette de mollusques dans le cours inférieur et l'estuaire du Fraser, C.-B. (Birtwell <i>et al.</i> , 1988); fermetures de secteurs coquilliers sur les côtes de l'Atlantique et du Pacifique (Menon, 1988; Wells et Rolston, 1991); en 1992, interdiction au Canada de la cueillette de mollusques s'étendant sur 3 018 km ² environ pour cause de contamination bactérienne (fiche d'information d'Environnement Canada, non datée).
	biotoxines marines	< 80 µg/100 g de toxines de l'intoxication paralysante par les mollusques (IPM); < 20 µg /g d'acide domoïque (IPA) dans les mollusques et autres considérations ² .	fermetures intermittentes pour raison d'IPM à divers moments de l'année à proximité de Victoria, C.-B. (Thomson et Wilson, 1995).
	contamination par des	0,01 ppm de Hg dans les fruits de mer ² .	une fermeture de secteur coquillier sur la côte

	métaux		atlantique pour cause de contamination par le Cd et le Pb (fiche d'information d'Environnement Canada, non datée).
	composés organiques	5 ppm de DDT, 2 ppm de BPC, 20 ppt de dioxines; 0,1 ppm de mirex, 0,1 ppm de toutes les autres substances agricoles, dans les fruits de mer ² .	deux fermetures de secteurs coquilliers sur la côte du Pacifique pour cause de contamination par les dioxines (fiche d'information d'Environnement Canada, non datée).
Contamination de l'eau potable	contamination bactérienne	0 ufc/ 100 mL pour les coliformes fécaux ou < 10 ufc/100 mL pour les coliformes totaux en l'absence de coliformes fécaux. ³	cas rares et isolés au Canada découlant de l'absence ou d'un mauvais fonctionnement d'installations de traitement d'eau potable (p. ex., O'Neil, 1984 et O'Neil <i>et al.</i> , 1985).
	contamination par des métaux	1,0 mg/L de Ba; 0,005 mg/L de Cd; 0,05 mg/L de Cr; 1,0 mg/L de Cu; 0,3 mg/L de Fe; 0,01 mg/L de Pb; 0,05 mg/L de Mn; 0,001 mg/L de Hg; 0,01 mg/L de Se; 0,1 mg/L d'U; 5,0 mg/L de Zn. ³	aval de l'émissaire de l'Île-aux-Vaches, Québec (L'Italien <i>et al.</i> , 1991).
	contamination par le nitrate	10 mg/L de N sous forme de NO ₃ . ³	contamination par le nitrate de puits de fermes en Ontario (Goss et Barry, 1995); nombreuses sources de contamination possible, dont les eaux usées.
	composés organiques	liste détaillée ³ .	approvisionnements en eau des Grands Lacs (Manno <i>et al.</i> , 1995).

b) Dégradation de l'environnement

Problème	Principal facteur causal	Recommandation pour la protection de la vie aquatique ⁴	Exemple d'observations <i>in situ</i>
Eutrophisation	ajout de substances nutritives	phosphore et azote – pas de valeur numérique; éviter les quantités excessives.	rivière Bow en aval de Calgary, Alb. (Culp, 1992); rivière Saskatchewan Sud en aval de Saskatoon, Sask. (Chambers, 1993; Chambers et Prepas, 1994); en aval de la SE de Duncan-North Cowichan, C.-B. (Perrin <i>et al.</i> , 1988); baie Georgienne, lac Huron (Nicholls et Heintsch, 1992; Gemza, 1995; Sherman et Brown, 1995); lac Ontario (Sly, 1991).
Modifications de l'habitat physique	variation de la température	l'augmentation de la température ne devrait pas modifier la stratification thermique ou les dates du renouvellement, dépasser la température hebdomadaire maximale moyenne, ni dépasser la température maximale à court terme.	
	matières en suspension totales (MES totales)	MES totales de l'effluent ≤ 10 mg/L pour les eaux réceptrices de MES totales ≤ 100 mg/L ou 10 % de la concentration dans les eaux réceptrices quand celle-ci est > 100 mg/L.	dégradation importante des laisses de sable intertidales de la partie d'aval de l'estuaire du Fraser lorsque la SE d'Iona y rejetait ses effluents (Birtwell <i>et al.</i> , 1988).
	causes multiples		modifications de la communauté de l'endofaune benthique à proximité d'un émissaire en eaux profondes en C.-B. (Macaulay Point, Victoria) à cause de l'enrichissement des sédiments en matières organiques (Chapman <i>et al.</i> , 1996); modifications de la structure de la communauté piscicole avant et après les améliorations apportées à une SE à proximité de Toronto, Ont. (Wichert, 1995).

Stress par
manque d'OD

augmentation de la DBO

biote d'eau froide :

9,5 mg/L OD pour les premiers stades de vie

6,5 mg/L OD pour les autres stades de vie.

biote d'eau chaude :

6,0 mg/L OD pour les premiers stades de vie

5,0 mg/L OD pour les autres stades de vie.

cas quotidiens de mortalité chez des organismes
halieutiques (crabes, plies et saumons) lorsque
l'usine d'Iona rejetait ses effluents sur les laisses
intertidales de la partie d'aval de l'estuaire du
Fraser (Birtwell *et al.*, 1983).

c) Toxicité directe et bioaccumulation

Problème	Principal facteur causal	Recommandation pour la protection de la vie aquatique ⁴	Exemple d'essais de toxicité <i>in situ</i> , de bioaccumulation et d'observations
Toxicité	ammoniac non ionisé (NH ₃)	1,37 – 2,2 mg/L ^a	toxicité des EEUM de Stratford, Ont., probablement due à l'ammoniac non ionisé et au CRT (Flood <i>et al.</i> , 1984).
	nitrite (NO ₂)	0,06 mg/L	
Toxicité	chlore résiduel total (CRT)	2,0 µg/L	toxicité pour les poissons (Servizi et Martens, 1974); EEUM de Turner Valley, Alb. (Osborne <i>et al.</i> , 1981; Osborne et Davies, 1987).
Toxicité/ bioaccumulation	métaux	5-100 µg/L d'Al ^b ; 50 µg/L d'As ^c ; 0,01-0,06 µg/L de Cd ^d ; 2-20 µg/L de Cr; 2-4 µg/L de Cu; 300 µg/L de Fe; 1-7 µg/L de Pb ^e ; 0,1 µg/L de Hg; 25-150 µg/L de Ni ^e ; 1 µg/L de Se; 0,1 µg/L d'Ag; 30 µg/L de Zn; 5 µg/L de cyanure libre	toxicité de l'effluent de la BFC de Cornwallis, N.-É., attribuée à l'aluminium, au cuivre et à un faible pH (Rutherford <i>et al.</i> , 1994); valeurs des recommandations dépassées pour certains métaux dans le cours inférieur du Fraser et certains de ses tributaires (Environnement Canada, 1992); bioconcentration de certains métaux dans le benthos et le poisson dans le cours inférieur du Fraser (Swain, 1986; Swain et Walton, 1989; Harding <i>et al.</i> , 1987 et EVS Consultants, 1986 – signalé dans Environnement Canada, 1992); toxicité des sédiments due au Hg et au 1,4 - dichlorobenzène à proximité d'un émissaire en eaux profondes d'effluent de Victoria, C.-B. (Chapman <i>et al.</i> , 1996); bioaccumulation de Hg dans les invertébrés et les poissons à 1 à 3 km en aval des SE de Macauley Point et de Clover Point à Victoria, C.-B. (Colodey <i>et al.</i> , 1992); bioaccumulation de Cu, de Pb et de Zn dans des moules de l'inlet d'Halifax à proximité de la SE (Ward, 1990).
Toxicité	solvants chlorés	110 µg/L de tétrachloroéthylène ^f	

		20 µg/L de trichloroéthylène ^f	
Toxicité/ bioaccumulation	BPC	1 ng/L de BPC 10 ng/L de BPC – eau de mer	contamination du biote marin par des BPC (Birtwell <i>et al.</i> , 1988).
Toxicité/ bioaccumulation	HAP	6 µg/L d'acénaphthène ^e 4 µg/L d'acridine ^e 0,01 µg/L d'anthracène ^e 0,04 µg/L de fluoranthène ^e 3 µg/L de fluorène ^e 1 µg/L de naphtalène ^e 0,02 µg/L de pyrène ^e 3 µg/L de quinoline ^e 0,02 µg/L de benzo(a)anthracène ^e 0,01 µg/L de benzo(a)pyrène ^e 0,4 µg/L de phénanthrène ^e	HAP dans les sédiments et le biote à proximité d'une SE en C.-B. (Harding <i>et al.</i> , 1988 – tel qu'indiqué dans Wells et Rolston, 1991).
Toxicité/ bioaccumulation	phénols chlorés	7 ug/L de monochlorophénol 0,2 ug/L de dichlorophénol 18 ug/L de trichlorophénol 1 ug/L de tétrachlorophénol 0,5 ug/L de pentachlorophénol	accumulation dans des saumons exposés de tétra- et de pentachlorophénol présents dans les effluents d'Iona (C.-B.) [Birtwell <i>et al.</i> , 1988].

^a La recommandation varie en fonction du pH et de la température (CCMRE, 1987).

^b La recommandation varie en fonction du pH, de la concentration de calcium et de la DCO (CCMRE, 1987).

^c Recommandation en révision (CCMRE, 1987).

^d Recommandation révisée (CCME, 1996a).

^e La recommandation varie en fonction de la dureté (CCMRE, 1987).

^g Recommandation provisoire (CCME 1996b).

^f Recommandation provisoire (CCMRE, 1987).

¹ Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada (Santé et Bien-être social Canada, 1992).

² Programme de salubrité des eaux coquillières (Pêches et Océans / Environnement Canada, 1992).

³ Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada (CCMRE, 1987).

⁴ Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique (CCMRE, 1987).

Contamination du poisson et des secteurs coquilliers

Les restrictions imposées à la consommation humaine du poisson et des mollusques découlent généralement d'une contamination par des bactéries, des métaux ou des composés organiques. Bien que la contamination bactérienne soit généralement associée à des EEUM ou à des ruissellements urbains, la source d'une contamination par des métaux ou des substances organiques est difficile à déterminer dans le cas du poisson ou des mollusques car il existe de nombreuses sources de ces substances dans l'environnement. Certains composés, comme les BPC, les HAP, les phénols chlorés, les benzènes chlorés et le mercure, sont associés aux effluents des SE et au ruissellement urbain (Birtwell *et al.*, 1988; Marsalek et Schroeter, 1988; MEO, 1988). Ces substances persistent dans l'environnement et peuvent faire l'objet d'une bioaccumulation et d'une bioamplification dans les organismes aquatiques, les rendant ainsi impropres à la consommation humaine. Par exemple, en 1983 des tétra- et des pentachlorophénols présents dans les effluents de la SE d'Iona, dans le Grand Vancouver (C.-B.) se sont avérés faire l'objet d'une bioaccumulation rapide chez des saumons quinnats juvéniles qui y étaient exposés (Birtwell *et al.*, 1988) [tableau 9a].

La relation entre la contamination des mollusques et les EEUM est plus apparente que celle de la contamination du poisson (tableau 9a). La contamination bactérienne des secteurs coquilliers est généralisée et diffuse sur les côtes de l'Atlantique et du Pacifique. Cette contamination a provoqué la fermeture de secteurs de récolte à cause de préoccupations relatives à la transmission de maladies, allant de gastro-entérites bénignes à la fièvre typhoïde et à l'hépatite, pouvant résulter de la consommation de mollusques, comme des huîtres, des myes et des moules (Nelson, 1994). En 1992, 3 018 km² environ de secteurs coquilliers des trois régions coquillières canadiennes étaient interdits à la récolte pour cause de contamination bactérienne (fiche d'information d'Environnement Canada, non datée). La principale cause de la détérioration de la qualité de l'eau de mer est attribuée aux eaux usées domestiques non traitées ou insuffisamment traitées rejetées par des réseaux d'égouts et d'autres infrastructures de traitement des eaux usées qui sont négligés ou périmés (Nelson, 1994).

Sur la côte de l'Atlantique (à l'exclusion du Québec), 35 %, ou 2 011 km² des secteurs examinés appropriés à la récolte directe de mollusques ont été fermés en 1995, ce qui a occasionné une perte de 10 à 12 millions de dollars pour l'économie locale (M.P. Guilcher, Environnement Canada, Région de l'Atlantique, comm. pers.). Les effluents municipaux se sont avérés être la cause directe de 20 % de toutes les fermetures de secteurs coquilliers dans les Maritimes (Menon, 1988). Au Québec, des 156 secteurs examinés en 1991, 67 (43 %) étaient fermés de façon permanente et 42 (27 %) n'étaient que partiellement ouverts (ils étaient fermés du 1^{er} juin au 30 septembre) [Environnement Canada, 1991]. La contamination fécale a aussi nui à la production aquicole de bivalves. Ainsi, à Terre-Neuve, 30 % des sites aquicoles proposés, qui occupaient 127 km de côtes, ont été refusés à cause de concentrations de coliformes élevées en 1989 (Gouvernement du Canada, 1991).

En Colombie-Britannique, Wells et Rolston (1991) ont signalé que les rejets municipaux étaient l'unique cause de 15 % de toutes les fermetures de secteurs coquilliers et avaient contribué à un autre 78 % des fermetures. En 1989, la contamination bactérienne a été à l'origine de la fermeture de 705 km² de secteurs coquilliers le long de 730 km de côtes de la Colombie-Britannique. En 1994, 26 % des secteurs examinés, soit 730 km² environ, ont été interdits à la récolte des mollusques et 550 km² se trouvaient dans le détroit de Géorgie. Cela représente une perte de quelque quatre millions de dollars pour l'économie locale de la seule pêche dans la zone intertidale (H. Nelson, Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon, comm. pers.). Le nombre de fermetures causées par des émissaires d'eaux usées en mer a pratiquement doublé depuis 1972 (Nelson, 1994).

Dans l'Arctique, Wells et Rolston (1991) ont déterminé que les rejets d'eaux usées municipales étaient une source de préoccupation dans l'Arctique de l'Ouest, le détroit de Lancaster et le havre de Tuktoyaktuk. Ils ont noté la possibilité d'un risque de santé publique pour les collectivités qui consomment des mollusques provenant d'eaux contaminées ou qui dépècent des mammifères marins sur des rives contaminées.

Contamination de l'eau potable

Étant donné que les municipalités traitent et désinfectent l'eau destinée à la consommation, les éclosions fulgurantes de maladies d'origine hydrique sont rares au Canada (Santé Canada, 1995a,b). Des cas isolés de contamination microbienne de l'eau potable au Canada ayant pour origine des TPEU, des eaux pluviales ou des EEUM insuffisamment traitées ont été signalés (tableau 9a). Par exemple, une gastro-entérite de type épidémique ayant duré de 24 à 48 heures et touché près de 3 000 personnes d'une ville albertaine de 6 500 personnes s'est produite en 1983 par suite d'un rejet d'eaux usées brutes lui-même causé par la défaillance d'un poste de relèvement (O'Neil *et al.*, 1985). Des méthodes analytiques de plus en plus précises pour la détection des parasites et des virus ont donné naissance à une préoccupation à l'égard de l'innocuité d'eaux qui satisfont par ailleurs aux normes de qualité actuelles pour l'eau potable. Dans le cadre d'une étude épidémiologique portant sur le territoire de la Communauté urbaine de Montréal, Payment *et al.* (1991) ont signalé que le risque de troubles gastro-intestinaux était plus élevé chez les personnes consommant de l'eau du robinet (incidence de 0,76) ayant pour origine des eaux de surface contaminées par des eaux usées, mais conforme aux Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, que celui déterminé pour les personnes ayant consommé la même eau, mais filtrée dans une unité domestique d'osmose inversée (incidence de 0,50).

Dégradation de l'environnement

Stress dû aux faibles concentrations d'oxygène dissous (OD)

Le rejet dans les eaux réceptrices d'EEUM à charge de DBO élevée peut provoquer une réduction immédiate de l'OD dans la colonne d'eau de même que des effets à plus long terme (à l'échelle de mois ou d'années) découlant de l'accumulation de matériaux consommant l'oxygène dans les sédiments benthiques (demande d'oxygène des sédiments) [Hvitved-Jacobsen, 1982]. Le manque d'oxygène dissous menace souvent les poissons et d'autres organismes en été car la solubilité de l'oxygène dans l'eau diminue avec l'augmentation de sa température. Mais sous les climats plus froids, lorsque les cours d'eau et les lacs sont recouverts de glace pendant plusieurs mois, ce manque d'oxygène dissous peut survenir en hiver, la couverture de glace prévenant toute réaération (Chambers *et al.*, sous presse).

La réduction de la concentration d'OD peut avoir des incidences écologiques, comme un appauvrissement de la diversité biologique et la perte d'espèces (tableau 9b). En juillet 1980, les concentrations d'OD à 1 700 et 3 200 m d'un émissaire d'eaux usées de l'estuaire du fleuve Fraser (C.-B.) se situaient entre 0,6 et 0,9 mg/L (bien en deçà des Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux, tableau 9b) et on a observé une importante mortalité des saumons quinnats (Birtwell *et al.*, 1983). Avant 1983, la rivière Bow, en Alberta, était envahie par des lits de macrophytes denses alimentés par les effluents riches en substances nutritives des SE de Calgary (Charlton *et al.*, 1986). Culp *et al.* (1992) ont formulé l'hypothèse que les fluctuations circadiennes dans les concentrations d'OD découlant de la photosynthèse et de la respiration des macrophytes (de 4 - 5 mg/L d'OD à la sursaturation) ainsi que les concentrations élevées d'ammoniac pouvaient être à l'origine des hécatombes de poissons notées avant la modernisation, en 1982, des systèmes de traitement secondaire permettant d'obtenir une élimination poussée du phosphore.

Eutrophisation des eaux réceptrices

Les TPEU, les eaux pluviales et les effluents des SE apportent des substances nutritives (N et P) dans les plans d'eau récepteurs et favorisent ainsi l'eutrophisation (tableau 9b). Comme les substances nutritives peuvent s'accumuler dans les sédiments benthiques et être libérées dans l'eau ultérieurement, la charge en substances nutritives a un effet cumulatif et un effet immédiat (Harremoes, 1988). Les incidences sur les écosystèmes aquatiques de l'ajout de substances nutritives sont sources d'importantes préoccupations car ces quantités supplémentaires peuvent favoriser la croissance des producteurs primaires (algues et plantes aquatiques à racines) à des niveaux nuisibles pour l'écosystème (p. ex., modification de la dynamique énergétique et de la structure du réseau trophique, modification de l'habitat et perte d'espèces). Ces changements écologiques peuvent, à leur tour, influencer sur l'utilisation humaine des ressources aquatiques notamment en ce qui a trait aux activités récréatives, aux pêches et à la qualité

de l'eau utilisée à des fins municipales, industrielles et agricoles (Lijklema *et al.*, 1993). Mais même si les conséquences d'une charge excessive en substances nutritives sont claires, les concentrations de P ou de N qui font passer d'acceptable à inacceptable la qualité de l'eau d'un lac, d'un cours d'eau ou d'eaux côtières sont difficiles à définir car elles sont fonction de l'écosystème et des objectifs des utilisateurs. L'azote et le phosphore sont nécessaires au maintien d'un écosystème diversifié et leur concentration s'accroît naturellement au cours des siècles à mesure du vieillissement de l'écosystème aquatique. Mais une fois atteinte une concentration de base de substances nutritives, il demeure une large gamme de concentrations acceptables (et donc une abondance et une composition d'organismes aquatiques acceptables) avant que des concentrations excessives donnent lieu à une nette dégradation de l'environnement. Par conséquent, la gestion des substances nutritives dans un environnement aquatique va de l'ajout de P à des cours d'eau côtiers pauvres en substances nutritives de la C.-B., afin de favoriser la production de salmonidés, à sa réduction dans le lac Érié et le lac Ontario, afin de réduire la pullulation d'algues et les changements indésirables de la composition de la communauté piscicole.

L'eutrophisation était un problème courant au début des années 1970 avant que l'on ne reconnaisse le rôle essentiel des substances nutritives dans la régulation de la productivité et de l'état trophique des lacs, des cours d'eau et des eaux marines (p. ex., Schindler *et al.*, 1971; Cole, 1973; Dillon et Rigler, 1974; US-EPA, 1983; Peterson *et al.*, 1985; National Research Council, 1993). Ces études ont permis de noter que le P était la substance nutritive la moins présente dans la plupart des eaux intérieures et que sa disponibilité régissait normalement la croissance des plantes aquatiques et, par conséquent, l'eutrophisation. Mais dans la plupart des eaux marines, c'est le N qui régularise la croissance des plantes aquatiques. Avec la constatation du rôle des substances nutritives dans l'eutrophisation, bon nombre de SE dont les eaux étaient rejetées dans des plans d'eau intérieurs ont procédé à des améliorations afin de réduire la charge de P (plus particulièrement les SE bordant les Grands Lacs, celles des provinces des Prairies et celles du bassin de l'Okanagan en Colombie-Britannique).

La réduction de la charge de P émanant des SE et d'autres sources a permis de limiter ou d'inverser l'eutrophisation dans de nombreux lacs canadiens. Par exemple, au début des années 1970, les concentrations de P total au printemps dans le lac Ontario atteignaient des valeurs de pointe de l'ordre de 50 µg/L, mais grâce à la réduction des substances nutritives obtenues dans le cadre de l'Accord Canada-États-Unis relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 1978, les concentrations avaient chuté à 10 µg/L environ à la fin des années 1980 (Sly, 1991). Ces changements reflètent les effets de la reformulation des détersifs et de l'importante amélioration du traitement des eaux usées municipales, c'est-à-dire la réduction à moins de 1,0 mg/L de P total dans les effluents des usines rejetant un million ou plus de gallons d'effluents par jour (Sly, 1991). L'eutrophisation demeure cependant un problème dans certains secteurs du bassin. Par exemple, le bras Severn, un groupe de baies du sud-est de la baie Georgienne (lac Huron), continue de présenter des signes d'eutrophisation en dépit de la construction de plusieurs stations d'épuration des eaux usées depuis 1969. Il semble que la régénération des substances nutritives en provenance des sédiments soit en partie à l'origine du retard

du rétablissement du lac après la mise en place d'un traitement avancé et amélioré de réduction du phosphore (Gemza, 1995).

L'eutrophisation continue d'être un problème sous-jacent dans de nombreux cours d'eau. Jusqu'à tout récemment, les études des effets de l'ajout de substances nutritives dans les eaux intérieures mettaient surtout l'accent sur les lacs et les réservoirs, comparativement peu de travaux étant réalisés sur les cours d'eau. Mais la dynamique des substances nutritives et la réaction du réseau trophique à l'ajout de ces substances peuvent varier de façon marquée entre les eaux courantes et les eaux stagnantes. Par exemple, au contraire de celles des lacs, les substances nutritives des cours d'eau semblent être, de façon répétée, absorbées par les plantes aquatiques, libérées pendant la décomposition des tissus de ces plantes et transportées vers l'aval pour être de nouveau absorbées par d'autres plantes; ce phénomène a été qualifié de « spirale des substances nutritives » (Newbold *et al.*, 1981; Mullholland *et al.*, 1990). L'importance écologique de ce phénomène apparaît clairement lorsqu'on examine les cours d'eau limités en substances nutritives et où la biomasse du périphyton est souvent supérieure à celle prévue par les relations empiriques P-biomasse.

Notre moins bonne connaissance de l'eutrophisation dans les cours d'eau a fait que les stratégies de gestion des EEUM visant à réduire l'eutrophisation dans les eaux réceptrices ont eu des résultats mitigés. La situation dans les Prairies canadiennes est un bon exemple à cet égard. Au cours des années 1970 et au début des années 1980, une augmentation des concentrations de P et de la biomasse des macrophytes a été signalée dans la rivière Saskatchewan Sud en aval de Saskatoon (ville de Saskatoon, 1986; Chambers, 1993) et dans la rivière Bow en aval de Calgary (Cross *et al.*, 1984). Dans le cas de la rivière Bow, les charges présentes dans les EEUM faisaient augmenter les concentrations de P total d'une valeur inférieure à 10 $\mu\text{g/L}$ en amont de Calgary à, en moyenne, 328 $\mu\text{g/L}$ en hiver et 132 $\mu\text{g/L}$ en été à 12 km environ en aval de la ville (de 1979 à 1982; Hamilton et North, 1986). Ces concentrations accrues de P ont donné lieu à une augmentation de la biomasse du périphyton par un facteur de huit entre les zones d'amont et d'aval de Calgary et la biomasse des plantes aquatiques enracinées était supérieure à 1 000 g/m^2 (masse sèche) en aval de la ville comparativement à des valeurs négligeables en amont (Charlton *et al.*, 1986). En réaction à ce phénomène, bon nombre de villes des Prairies canadiennes ont mis en place des procédés avancés d'élimination du P : Regina en 1976, Calgary en 1982 et Saskatoon en 1990. Mais en dépit de l'application de ces technologies avancées pour l'élimination des substances nutritives, les eaux réceptrices n'ont présenté qu'un rétablissement lent et variable. Par exemple, la biomasse du périphyton de la rivière Bow n'avait pas diminué de façon appréciable en 1988 (six ans après la mise en place de l'élimination du P) aux sites situés en aval de Calgary et la biomasse des macrophytes n'avait diminué qu'à certains sites (Sosiak, 1990). La réaction lente et variable des cours d'eau des Prairies à la réduction du P s'explique sans doute par le fait que la production primaire de ces systèmes est souvent dominée par les plantes aquatiques enracinées qui assimilent des substances nutritives à partir des sédiments benthiques (Chambers *et al.*, 1989) et qui présentent donc une réaction cumulative à la charge en substances nutritives. Par conséquent, l'enrichissement en substances nutritives continue d'être un problème dans les cours d'eau des Prairies et le

rétablissement de ces systèmes dépendra sans doute de la réduction des concentrations des substances nutritives présentes dans les sédiments.

L'évaluation des effets sur les organismes aquatiques de l'ajout de substances nutritives est aussi compliquée par la possibilité d'effets d'ordre supérieur découlant d'interactions entre les substances nutritives, l'oxygène dissous et les contaminants. Bien que l'ajout de substances nutritives ait un effet direct de par l'accroissement de la production primaire, cette augmentation de la croissance des végétaux peut, à son tour, accentuer l'amplitude des variations quotidiennes de l'OD (production par photosynthèse le jour et consommation par la respiration la nuit) et accroître la demande d'oxygène des sédiments (due à la décomposition bactérienne des matériaux des plantes mortes à l'interface sédiments-eau). La présence de substances nutritives dans les EEUM peut donc accroître la productivité primaire et, par conséquent, la disponibilité de la nourriture pour les producteurs secondaires, mais les mêmes effluents peuvent libérer des contaminants ou abaisser les concentrations d'OD et ces deux phénomènes constituent, séparément ou de façon synergique, un stress pour le biote. Ces interactions cumulatives peuvent influencer sur divers paramètres, notamment la réduction, l'augmentation ou l'absence de variation de la productivité. Dans le but d'isoler les effets particuliers des substances nutritives, des contaminants et du stress par manque d'OD sur les chaînes alimentaires complexes, de nombreux chercheurs ont favorisé l'utilisation de systèmes de cours d'eau expérimentaux (p. ex., Lamberti et Steinman, 1993; Culp et Podemski, 1996). Des études récentes portant sur ces systèmes ont permis de distinguer les effets du stress par manque d'OD des effets dus aux contaminants (Lowell et Culp, 1996) et les effets des contaminants des effets des substances nutritives (Culp *et al.*, 1996).

Modifications de l'habitat physique

La structure de l'habitat (p. ex., morphométrie, débit et température du cours d'eau et granulométrie des sédiments) peut être modifiée par le rejet d'EEUM, d'eaux pluviales ou de TPEU. Ces changements physiques peuvent modifier, à leur tour, la structure du réseau trophique et provoquer la perte d'espèces critiques (tableau 9b). Par exemple, Wichert (1995) a observé dans le cadre d'une étude des associations entre les poissons de cours d'eau situés à proximité de Toronto (Ontario) que l'amélioration des émissaires des SE favorisait la colonisation d'espèces de poissons vulnérables (plus grande tolérance aux variations de l'habitat physique, de la turbidité, de la concentration de chlore et de la concentration d'OD). Une étude de la dégradation de l'habitat dans le bassin des Grands Lacs a montré que 15 % environ de la superficie des cours d'eau et des lacs avait été altérée par les EEUM, ce qui avait détérioré des habitats et des aires d'alimentation dans la zone riveraine (Fonds mondial pour la nature, 1995).

L'habitat de toutes les eaux réceptrices peut être modifié, mais les effets les plus importants sont notés dans les petits ruisseaux urbains où des modifications répétées et soudaines de l'écoulement, généralement à la suite du rejet d'eaux pluviales ou de TPEU, peuvent avoir des incidences instantanées (inondations, effets de lavage) ou à long terme (variation de la morphométrie du chenal) [Schueler, 1987; Borchardt et Statzner, 1990]. Il est connu que les rejets de TPEU et d'eaux pluviales ont pour effet d'accroître la

turbidité des eaux réceptrices (Villeneuve et Lavallée, 1986) et que les rejets d'eaux pluviales peuvent provoquer de l'érosion et accroître la turbidité et le transport des sédiments dans les cours d'eau canadiens (MacRae et Marsalek, 1992; Lorant, 1988). Quant aux matières en suspension, elles peuvent avoir divers effets environnementaux directs et indirects, notamment la réduction de la pénétration de la lumière et, donc, de la photosynthèse, le colmatage des aires de frai et des effets nocifs pour les poissons (Horner *et al.*, 1994). Les rejets de TPEU et d'eaux pluviales dans les petits cours d'eau et les ruisseaux peuvent aussi donner lieu à une augmentation de la température du milieu récepteur, surtout pendant les périodes de faible débit. Cela peut modifier la composition des algues, par exemple de diatomées d'eaux froides à algues vertes filamenteuses et algues bleues, et des communautés d'invertébrés et de poissons (Galli, 1991; Horner *et al.*, 1994).

Toxicité directe

La toxicité des effluents municipaux est fonction de divers facteurs dont la taille et l'étendue des installations industrielles et urbaines, le type et l'efficacité des procédés de traitement et de désinfection et les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des eaux réceptrices. Dans le cas des EEUM, la toxicité est généralement attribuée à l'ammoniac, au chlore résiduel total (effluents chlorés), au cyanure, aux sulfures, aux phénols, aux tensioactifs et à de nombreux métaux lourds (notamment le cuivre, le zinc, le chrome et le nickel). D'autres facteurs, comme la température, le pH, la dureté, l'alcalinité et l'OD, ont tendance à modifier la toxicité des constituants chimiques. En outre, les composés peuvent réagir entre eux et la toxicité résultante ne reflète pas nécessairement celle des composés individuels. Par conséquent, étant donné les nombreux facteurs et leurs interactions ainsi que la spécificité au site des effets dans le milieu récepteur, il est difficile de formuler des généralisations sur la toxicité des EEUM.

Des essais de toxicité en laboratoire portant sur des algues planctoniques, le zooplancton ou des poissons ont été réalisés pour les effluents de nombreuses SE canadiennes dans le but de déterminer les concentrations létales (concentrations létales médianes, CL_{50}) ou les concentrations à l'origine de modifications physiologiques ou comportementales (concentrations médianes donnant lieu à un effet, CE_{50}). Bien que les réactions à des effluents complexes diffèrent nettement en fonction des organismes, l'ammoniac non ionisé est la cause la plus fréquente de la toxicité des EEUM, de même que le chlore résiduel total (CRT) dans le cas des effluents chlorés (tableau 10). Il arrive que la toxicité soit aussi attribuée à de fortes concentrations de métaux (Alexander *et al.*, 1977; Rutherford *et al.*, 1994; Wong *et al.*, 1995) ou de tensioactifs (Alexander *et al.*, 1977; Higgs, 1977b). Bien qu'il soit parfois possible d'attribuer la toxicité à une substance ou à un groupe de substances présentes dans un effluent complexe, il arrive souvent que la toxicité ne présente pas de relation nette avec les concentrations de substances toxiques connues. Par exemple, au cours d'une étude de la toxicité aiguë et chronique d'effluents de SE de l'Ontario (deux étangs et huit usines de traitement secondaire), Orr *et al.* (1992) ont montré, à l'examen de l'ensemble des données, que moins de 50 % de la variation observée des données des essais de toxicité pouvait être expliquée par la variation des concentrations de substances chimiques. Mais lorsque les

résultats étaient interprétés en fonction de l'évaluation de chaque contaminant pris individuellement, le CRT et l'ammoniac non ionisé étaient les substances toxiques les plus importantes pour la survie de la truite arc-en-ciel. Les concentrations élevées de sulfure associées à l'utilisation des étangs étaient toxiques pour la truite. Le CRT était le seul paramètre associé à la toxicité des effluents pour *Daphnia magna*, tandis que l'ammoniac non ionisé constituait une substance toxique importante pour *Ceriodaphnia dubia*. Des métaux (p. ex., le cuivre et l'aluminium) ont pu contribuer à la toxicité des effluents et, à l'exception du méthoxychlore, la plupart des contaminants organiques décelés dans les échantillons d'effluents étaient présents à des concentrations inférieures à celles supposées être toxiques pour les organismes d'essai.

Tableau 10. Résumé des résultats d'essais de toxicité en laboratoire visant à déterminer les concentrations létales médianes ou les concentrations médianes avec effet d'effluents de SE au Canada*

Lieu et traitement	Date	Possibilité de toxicité	Cause probable de la toxicité
<u>Nouvelle-Écosse</u> ¹			
Greenwood - trait. secondaire, chloration	aut. 1991	oui	NH ₃
Lakeside - trait. tertiaire, chloration	aut. 1991	non	
BFC de Cornwallis - trait. secondaire, chloration	aut. 1991	oui	Al, Cu, faible pH, CRT ?
BFC de Cornwallis - trait. secondaire, chloration	aut. 1991	oui	CRT
Eastern Passage - trait. secondaire, chloration	aut. 1991	oui	NH ₃ et CRT
<u>Ontario</u> ²			
Bracebridge - trait. tertiaire + élimination du P, chloration	1989	oui - été	?
Toronto Highland Creek - trait. secondaire + élimin. du P, chloration	1989	oui	NH ₃
Huntsville - trait. secondaire + élimination du P, chloration	1989	oui	NH ₃ , CRT
Lindsay - trait. primaire + élimination du P	1989	oui - hiver	NH ₃
Midland - trait. secondaire + élimination du P, chloration (saisonnier)	1989	oui	CRT
North Toronto - trait. secondaire + élimination du P, chloration	1989	oui - été	NH ₃ , CRT
Perth - trait. primaire + élimination du P	1989	oui - hiver	NH ₃
Stratford - trait. tertiaire + élimination du P, chloration (saisonnier)	1989	oui - été	NH ₃ , CRT
Walkerton - trait. secondaire + élim. du P, chloration (saisonnier)	1989	non	
Wallaceburg - trait. secondaire + élimination du P, chloration	1989	oui - hiver	NH ₃ , CRT
<u>Manitoba</u>			
North End Winnipeg - trait. secondaire ³	1975	oui	NH ₃ , Zn, Cu, tensioactifs
South End Winnipeg - trait. secondaire ⁴	oct. 77	oui	NH ₃ , nitrite
<u>Alberta</u>			
Capital Region Edmonton - trait. secondaire ⁵	1989-90	non	
Capital Region Edmonton - trait. secondaire ⁶	1992-94	oui	NH ₃ ?
Goldbar Edmonton - trait. secondaire ⁵	1989-90	non	
Goldbar Edmonton - trait. secondaire ⁶	1992-94	oui	NH ₃ ?
<u>Colombie-Britannique</u>			
Macaulay Point Victoria – trait. préliminaire ⁷	1992	oui	NH ₃ , faible OD
Clover Point Victoria – trait. préliminaire ⁷	1992	oui	NH ₃ , faible OD
Iona Island Greater Vancouver - trait. primaire, chloration ⁸	août 76	oui	tensioactifs anioniques, CRT
Annacis Island Greater Vancouver - trait. primaire., chlor. + déchlor. ⁹	oct. 76	oui	NH ₃ , tensioactifs anioniques
Penticton - trait. secondaire + élimination du P, chloration ¹⁰	juil. 76	oui	NH ₃ , CRT, Cu?, Zn?, Cy?
Cache Creek - trait. secondaire, chloration ¹⁰	sept. 76	oui	NH ₃ , tensioactifs anioniques
Mission - trait. secondaire, chloration ¹⁰	juil. 76	non	
Prince George - trait. secondaire, chloration ¹⁰	sept. 76	non	
Williams Lake - trait. secondaire, chloration ¹⁰	août 76	non	
Clinton - trait. secondaire ¹⁰	août 76	non	
Annacis Great Vancouver - trait. primaire	avril 92	oui	NH ₃ , Al, Cu, Zn

*Les organismes utilisés pour les essais étaient des algues planctoniques, des organismes zooplanctoniques et des poissons. La question d'une « Possibilité de toxicité » était répondue par « oui » si la CL₅₀ ou la CE₅₀ d'au moins un essai était inférieure à 85 % (mélange d'effluent et d'eau dans la proportion de 85 : 15, en volume). La cause probable de toxicité est l'évaluation faite par l'auteur ou les auteurs de chaque étude du ou des composés sans doute à l'origine de la toxicité. (Un ? indique une incertitude.)

¹ Rutherford *et al.*, 1994

² Orr *et al.*, 1992

³ Alexander *et al.* 1977

⁴ Spink et Thackeray, 1979

⁵ Moore *et al.*, 1993

¹¹ Environmental Management Associates & Hydroqual Laboratories Ltd., 1993

⁶ Golder Associates Ltd., 1995a,b

⁷ EVS Consultants, 1992

⁸ Higgs, 1977b

⁹ Higgs, 1977c

¹⁰ Higgs, 1977a

Les essais de toxicité en laboratoire offrent l'avantage de conditions contrôlées pour comparer la toxicité de divers effluents. Ils renseignent cependant peu sur les effets écologiques d'un effluent sur les organismes d'une eau réceptrice. La capacité de dilution est la propriété environnementale la plus apparente qui influe sur la toxicité *in situ*. Un effluent non dilué peut présenter une létalité aiguë au moment d'essais en laboratoire, mais l'importante capacité de dilution des eaux réceptrices peut en réduire la concentration à des valeurs non létales. La capacité de dilution d'une eau réceptrice peut cependant varier avec le temps. Par exemple, la marée peut inverser l'écoulement du cours inférieur du Fraser (C.-B.) et ainsi provoquer la concentration des effluents à proximité des SE d'Annacis et de Lulu, de sorte que les poissons subissent de multiples expositions aux effluents (Churchland *et al.*, 1982; Birtwell *et al.*, 1988). Outre la dilution, d'autres facteurs comme la dureté, le pH, la température et les matières organiques du milieu récepteur peuvent influencer sur la biodisponibilité et, par conséquent, sur la toxicité des substances chimiques organiques et inorganiques (p. ex., Erickson, 1985; Mayer et Eilersieck, 1988; Gobas et Zhang, 1994; Mayer *et al.*, 1994). En outre, l'incidence des contaminants sur les organismes des eaux réceptrices peut être accrue ou atténuée par d'autres facteurs de stress, comme une faible concentration en OD ou des concentrations très faibles ou très élevées en substances nutritives (p. ex., Taylor *et al.*, 1991; Munawar *et al.*, 1993). Par conséquent, même si la détermination des facteurs à l'origine de la toxicité peut être difficile à effectuer *in situ*, les évaluations réalisées dans les eaux réceptrices offrent l'avantage de déterminer dans des conditions naturelles les réactions des espèces faisant l'objet d'essais en cage (essais de toxicité *in situ*) ou des communautés indigènes (surveillance et observation *in situ*).

Des essais de toxicité *in situ* et des observations de la diversité et de l'abondance des communautés ont permis de déceler des réactions biologiques aux rejets d'EEUM en aval de nombreuses villes canadiennes (tableau 9c). Certaines de ces réactions peuvent être attribuées à des substances chimiques particulières présentes dans les effluents, surtout l'ammoniac, le CRT et des métaux. Comme dans le cas des EEUM, la toxicité des eaux pluviales et des TPEU est souvent attribuée à l'ammoniac, mais aussi à des métaux toxiques (cuivre, plomb, fer et zinc), à des hydrocarbures (surtout les HAP) et à des pesticides (Hall et Anderson, 1988; Dutka *et al.*, 1994a,b). Par ailleurs, la toxicité des eaux pluviales et des TPEU n'a pas été étudiée de façon aussi approfondie que celle des EEUM à cause de la nature très variable de leurs débits et de leurs concentrations chimiques, de la variabilité des débits et des concentrations qui en résultent dans les eaux réceptrices, et du fait que les essais biologiques de 96 heures habituels ne peuvent être appliqués à des rejets d'eaux pluviales et de TPEU dont la durée est beaucoup plus courte. D'autres méthodes ont été appliquées à l'évaluation de la toxicité des eaux pluviales et des TPEU, par exemple les réactions de la respiration de poissons en cage (Seager et Abrahams, 1990; Ellis *et al.*, 1995), la mortalité chez des invertébrés (Hall et Anderson, 1988) et une batterie d'essais biologiques portant sur de nombreux milieux (Dutka *et al.*, 1994a,b). Bon nombre de ces essais sont cependant difficiles et coûteux à réaliser et ont donc fait l'objet de peu d'attention.

À la toxicité des eaux de surface s'ajoute celle des sédiments à proximité des émissaires municipaux et qui peuvent contenir des substances à des concentrations toxiques pour les organismes aquatiques. Par exemple, du mercure et du 1,4-dichlorobenzène ont été décelés dans des sédiments à des concentrations pouvant s'avérer préoccupantes, cela jusqu'à 100 m de l'émissaire en eau de mer profonde de la SE de Macauley Point à Victoria, en Colombie-Britannique (Chapman *et al.*, 1996). Les essais de toxicité des sédiments n'ont pas indiqué d'effets sur la survie, mais la croissance et le développement d'organismes de laboratoire exposés à des sédiments de cette zone ont été réduits. Dans la même zone d'étude, la structure de la communauté de l'endofaune benthique présentait aussi, à moins de 100 m de l'émissaire, un profil d'enrichissement organique classique caractérisé par un accroissement de la richesse en espèces et une diminution de l'abondance en fonction de la distance de l'émissaire. Un effet toxique a aussi été observé pour des sédiments prélevés à l'embouchure de la rivière Nashwaak, de 800 à 1 000 m en aval de la SE de Fredericton (N.-B.) où l'on effectue un traitement secondaire, et pour des sédiments provenant du port d'Halifax de 30 à 200 m de l'émissaire de la SE du passage est (N.-É.) où l'on effectue un traitement primaire (Rutherford *et al.*, 1995). La comparaison des concentrations de métaux dans les sédiments aux valeurs des Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments (Environnement Canada, 1995) indique aussi que les concentrations de cadmium, de chrome, de cuivre, de plomb, de mercure, de nickel et de zinc dans les sédiments transportés par les eaux de ruissellement de 12 zones urbaines du sud de l'Ontario (Marsalek et Schroeter, 1988) et prélevés en aval des rejets de TPEU du Grand Vancouver (C.-B.) et à proximité de l'émissaire de la SE de Macauley Point à Victoria (C.-B.) étaient supérieures aux valeurs provisoires des recommandations pour les métaux traces s'appliquant à la protection de la vie aquatique (J. Ellis, District régional du Grand Vancouver, Burnaby, C.-B., comm. pers.) [tableau 11]. En outre, bon nombre des concentrations étaient aussi supérieures aux concentrations auxquelles on prévoit des effets biologiques nocifs (concentrations produisant un effet probable, CEP).

Un des principaux enjeux de la gestion des substances toxiques est la protection tant de la santé humaine que de l'environnement contre les effets chroniques de charges faibles, mais à long terme, de substances toxiques persistantes et bioaccumulables. Les pratiques de gestion antérieures supposaient que la protection des eaux de la contamination chimique par le moyen de directives et de règlements en assurait l'intégrité chimique, physique et biologique. Mais dans un bassin versant, la possibilité de dégradation débute en amont et s'accroît de plus en plus avec les aménagements situés en aval et peut aussi comprendre des effets à longue distance, comme le transport atmosphérique de contaminants. Cela peut donner lieu à une accumulation de contaminants dans les eaux réceptrices d'aval, c'est-à-dire à des effets cumulatifs à une échelle spatiale. En outre, des incidences environnementales cumulatives peuvent aussi survenir à une échelle temporelle (saisonnaire, interannuelle et décennale) et organisationnelle (cellule, individu, population ou communauté). L'évaluation des effets cumulatifs de ces substances chimiques sur le biote aquatique est mal comprise et compliquée par le même éventail de sources de pollution ponctuelles et diffuses et par la complexité et la nature dynamique des voies écologiques des eaux réceptrices. Il est cependant clair que la croissance démographique et l'expansion industrielle perpétuelles exigent de mieux comprendre les effets cumulatifs et synergiques de nombreux facteurs de stress environnementaux agissant à des échelles temporelles et spatiales différentes.

Un nouvel enjeu : la présence de perturbateurs endocriniens

Perturbateurs endocriniens

Les contaminants environnementaux peuvent altérer, par l'entremise de nombreux mécanismes, la reproduction des poissons et d'autres espèces sauvages. On s'est récemment préoccupé des substances chimiques qui peuvent se lier aux récepteurs d'œstrogènes et ainsi réguler l'activité des gènes réagissant aux œstrogènes. Ces derniers jouent un rôle essentiel dans la régulation des processus de reproduction chez les poissons. Les œstrogènes naturels ont notamment pour fonction chez les poissons d'inciter le foie à produire de la vitellogénine, une phospholipoprotéine de masse importante, qui est libérée dans le flux sanguin et séquestrée par les oocytes en développement pour la production du vitellus. Chez les poissons femelles en maturation, la vitellogénine est un élément important des protéines sanguines et n'est généralement pas présente en quantité appréciable chez les poissons mâles. Mais si des poissons mâles sont exposés à des œstrogènes, il peut y avoir production de vitellogénine à des concentrations semblables à celles notées chez les femelles en maturation. Les effets de cette induction de la vitellogénine sur la fonction reproductrice ne sont pas complètement compris, mais sa présence a été utilisée comme un indicateur sensible de l'exposition des poissons à des œstrogènes exogènes.

Tableau 11. Concentrations de métaux traces dans les sédiments à proximité de sources municipales, Recommandations canadiennes provisoires pour la qualité des sédiments (RPQS) pour la protection de la vie aquatique et concentrations produisant un effet probable (CEP) pour huit métaux traces. (Une espace en blanc signifie l'absence de données.)

Métal traces	Concentration dans les sédiments (mg/kg)						
	RPQS ¹ (mg/kg)	CEP ¹ (mg/kg)	12 zones urbaines du sud de l'Ontario ²	En aval d'un émissaire de TPEU du district régional du Grand Vancouver ³	À proximité de l'émissaire de Macauley Point, Victoria, C.-B. ⁴		
					Site témoin	de 0 à 400 m en aval	de 800 à 1 600 m en aval
As	5,9	17,0	8,2	3,6	4,9 à 5,0	6,0-12	5,2-5,7
Cd	0,6	3,53	2,0	< 1,2	< 0,1	< 0,1-0,7	< 0,1
Cr	37,3	90,0	110,0	44	36-39	32-59	38-39
Cu	35,7	196,6	67,0	196	13-15	19-197	17-19
Pb	35,0	91,3	470,0	127	7,0-8,0	9,4-129	8,2-11
Hg	0,174	0,486	0,24	1,21	< 0,05	0,03-0,98	< 0,05-0,3
Ni	18,0	35,9	50,0	30	--	--	
Zn	123,1	314,8	400,0	176	61-66	68-198	69-73

¹Environnement Canada, 1995

²Marsalek et Schroeter, 1988

³J. Ellis, comm. pers., district régional du Grand Vancouver, Burnaby, C.-B.

⁴EVS Consultants, 1992

Les effluents d'eaux usées semblent provoquer des perturbations endocriniennes chez les poissons. Des études réalisées au début des années 1980 et portant sur la rivière Lea (R.-U.) ont fait état d'une faible incidence d'intersexualité chez des gardons (*Rutilus rutilus*) exposés à des effluents d'eaux usées. Des études de suivi ont montré que les effluents avaient un fort effet oestrogénique, bon nombre des expositions donnant lieu à des concentrations élevées de vitellogénine dans le plasma qui correspondaient à celles de femelles gravides (Purdom *et al.*, 1994). Cette réaction a été observée chez des poissons prélevés immédiatement en aval de plusieurs usines de traitement des eaux usées du Royaume-Uni et elle était parfois décelable à plusieurs kilomètres en aval des émissaires

(Harries *et al.*, 1997). Une telle réaction a aussi été signalée récemment chez des poissons sauvages en Amérique du Nord (Folmar *et al.*, 1996).

Un grand nombre de substances peuvent se lier aux récepteurs d'œstrogènes et provoquer des réactions oestrogéniques, notamment les polyéthoxylates d'alkylphénol, les composés biphénoliques, les phtalates, le *p,p'*-DDE (White *et al.*, 1994; Soto *et al.*, 1995; Jobling *et al.*, 1996; Routledge et Sumpter, 1996). Les effluents municipaux sont des mélanges complexes qui contiennent divers contaminants capables de provoquer des perturbations endocriniennes. De plus en plus de faits indiquent que les tensioactifs non ioniques des détergents peuvent agir comme analogues d'œstrogènes (Jobling et Sumpter, 1993). Des quantités mesurables d'éthoxylates de nonylphénol, et de leurs produits de dégradation, ont été décelées dans des EEUM et des boues résiduelles dans le sud de l'Ontario, au Québec et dans le Canada atlantique, ainsi que dans les eaux de surface du bassin des Grands Lacs (Bennie *et al.*, 1996, 1997; Lee *et al.*, 1997). L'exposition de truites arc-en-ciel à plusieurs composés alkylphénoliques a donné lieu à la synthèse de vitellogénine et à l'inhibition de la croissance des testicules (Jobling *et al.*, 1996). Il a aussi été montré récemment que le nonylphénol provoquait de l'intersexualité chez le médaka (Gray et Metcalfe, 1997). Les polyéthoxylates d'alkylphénol et plusieurs produits de dégradation qui ont un effet oestrogénique devraient se déplacer vers les boues résiduelles et les sédiments aquatiques et persister dans l'environnement (White *et al.*, 1994; Jobling et Sumpter, 1993). Bien que plusieurs composés oestrogéniques présents dans les effluents puissent donner lieu à une forte production de vitellogénine, la plus grande partie de cette réaction notée dans un effluent d'eaux usées a récemment été attribuée à une seule fraction chromatographique (Routledge *et al.*, 1995). Cela porte à croire que cette réaction est largement due à une seule substance chimique ou à un groupe de substances très semblables, du moins en ce qui a trait à l'effluent étudié. En appliquant une méthode d'identification et d'évaluation de la toxicité, Desbrow *et al.* (1996) ont été en mesure d'isoler et d'identifier des œstrogènes naturels et synthétiques dans des fractions bioactives (p. ex., 17α -éthynylestradiol, 17β -estradiol et estrone). Même si ces substances étaient présentes en très faibles concentrations, elles étaient suffisantes (quelques ng/L) pour expliquer la production de vitellogénine notée chez les poissons (Desbrow *et al.*, 1996). Schweinfurth *et al.* (1996) ont signalé de faibles concentrations semblables de 17α -éthynylestradiol dans des eaux de surface. Bien que ces travaux portent fortement à croire que des œstrogènes naturels et synthétiques soient à l'origine des réactions oestrogéniques observées à proximité d'émissaires d'eaux usées, les concentrations de nonylphénols dans les effluents de SE municipales qui reçoivent des eaux usées de l'industrie du textile ou d'autres effluents industriels pourraient être suffisamment élevées pour expliquer les réactions notées à ces sites. Blackburn et Waldock (1995) ont mesuré des concentrations de nonylphénols (24 - 53 $\mu\text{g/L}$) en aval d'une usine de lavage de laine, dont les effluents étaient rejetés par l'entremise d'une SE municipale; ces concentrations étaient suffisamment élevées pour expliquer les effets observés (Harries *et al.*, 1997).

Au Canada, l'ampleur des effets oestrogéniques attribuables aux effluents d'eaux usées n'a pas été déterminée. Bien que des travaux de caractérisation chimique des effluents aient récemment été entrepris (Bennie *et al.*, 1996, 1997; Lee *et al.*, 1997), une relation de causalité entre des constituants chimiques, comme des nonylphénols et des œstrogènes

synthétiques, et de possibles effets oestrogéniques n'a pas été établie. Plusieurs substances pourraient être à l'origine de cette réaction et leur toxicité et leur biodisponibilité sont fonction des caractéristiques de l'effluent et du milieu récepteur. Il faudra réaliser une analyse approfondie de la toxicité (oestrogénicité) des EEUM ainsi qu'un examen détaillé de l'état physiologique des poissons des eaux réceptrices pour être en mesure d'évaluer l'étendue et l'incidence des composés perturbateurs de la fonction endocrinienne dans l'environnement canadien.

Conclusion

Le rejet d'effluents municipaux (eaux usées, eaux pluviales et TPEU) continue d'avoir des effets nocifs appréciables sur les eaux réceptrices canadiennes, cela en dépit de la proportion relativement élevée (81 %) de la population desservie par des installations de traitement des eaux usées. Les conséquences environnementales du rejet d'eaux usées municipales dans l'environnement canadien sont cependant difficiles à généraliser, cela en grande partie à cause des variations régionales du niveau de traitement et de la nature des eaux réceptrices (cours d'eau, lacs ou eaux côtières). Les incidences directes les plus connues de ce rejet sont les restrictions imposées à la récolte des mollusques ainsi qu'à l'utilisation des eaux à des fins récréatives, comme les fermetures de plages pour cause de contamination microbienne (tableau 9a). La contamination des bancs de mollusques et crustacés est généralisée et diffuse sur les côtes de l'Atlantique et du Pacifique. Ces dernières années, il y a eu augmentation du nombre de fermetures de secteurs coquilliers sur les deux côtes, ce qui a donné lieu à des pertes économiques importantes.

Dans de nombreuses parties du Canada, les rejets d'eaux usées municipales ont entraîné une dégradation et une contamination de l'habitat qui ont modifié l'abondance et la diversité des organismes aquatiques (tableau 9b). La destruction des habitats du poisson et de la faune a été recensée à la suite de modifications physiques de l'environnement, notamment à cause du rejet d'eaux pluviales et de TPEU. Les EEUM sont aussi des sources importantes de substances toxiques parmi lesquelles certaines sont persistantes et bioaccumulables (tableau 6). On ne dispose de pratiquement aucun signalement d'une toxicité aiguë *in situ* dans des eaux réceptrices canadiennes, mais les effets chroniques chez les organismes aquatiques de charges peu concentrées mais continues et à long terme de polluants persistants et bioaccumulables sont peu connus et pourraient présenter une menace appréciable pour l'habitat et les communautés aquatiques. En outre, on connaît peu de choses des incidences environnementales cumulatives interreliées se produisant à différentes échelles spatiales (géographiques) et temporelles (années ou décennies), de même que des effets cumulatifs ou synergiques résultant de la complexité des substances présentes dans les EEUM. Des substances capables de perturber la reproduction chez les poissons (perturbateurs endocriniens) ont aussi été décelées dans les EEUM, mais la rareté de l'information sur leur présence et les réactions à leur exposition rendent difficile l'évaluation des risques que posent actuellement ces substances. Parmi les autres enjeux pour lesquels on dispose de peu de

renseignements au Canada, il y a lieu de mentionner les concentrations et les effets sur la santé humaine et l'environnement des médicaments qui pénètrent dans les eaux de surface à partir des eaux usées domestiques (Franke *et al.* [1995] et Wilken *et al.* [1997] ont présenté des données pour l'Europe). On peut également souligner l'importance écologique de dinoflagellés marins toxiques, comme *Pfiesteria piscicida* récemment découvert, qui provoquent d'importantes hécatombes de poissons dans les estuaires peu profonds riches en substances nutritives de la côte est des États-Unis (Lewitus *et al.*, 1995; Noga *et al.*, 1996).

Notre examen des EEUM au Canada montre que la dégradation à grande échelle de l'environnement découlant du rejet d'eaux usées est rare. On note cependant des effets nuisibles pour l'environnement et la santé humaine en aval de collectivités urbaines qui déversent d'importantes quantités d'eaux usées ou pluviales peu ou aucunement traitées ou en aval de collectivités où le taux de renouvellement des eaux réceptrices est faible. Il y a aussi les problèmes que pose la prestation de services à des collectivités largement dispersées et de faible population, comme celles des zones rurales et nordiques. Il n'existe guère de renseignements sur les réactions à une exposition à long terme à de faibles concentrations de substances chimiques ou sur la dégradation de l'habitat et les incidences environnementales cumulatives.

Au niveau international, on reconnaît que la pollution marine dépend de façon appréciable de sources de pollution dans les cours d'eau, dont les rejets d'eaux usées municipales. Le PNUE a mis sur pied le « Plan d'action mondial pour la protection du milieu marin contre la pollution due aux activités terrestres ». Cette initiative comporte un programme d'action mondial qui a été appuyé par les gouvernements en 1995 (PNUE, 1995). Des conférences récentes des Nations Unies (Nations Unies, 1992a; PNUE, 1995) ont permis de définir des initiatives, des politiques et des mesures pour maintenir ou rétablir la qualité des eaux intérieures et côtières et protéger la santé humaine des conséquences du rejet d'eaux usées :

- adoption du traitement primaire, secondaire et, lorsque justifié et réalisable, tertiaire pour les eaux usées municipales qui sont rejetées dans des cours d'eau, des estuaires et des océans;
- mise en place d'une surveillance continue des incidences de la pollution de l'eau, y compris une surveillance épidémiologique;
- définition de critères, d'objectifs et de normes de qualité pour le traitement et l'élimination des déchets prenant en considération la nature et la capacité d'assimilation des eaux réceptrices;
- implantation des émissaires d'eaux usées de manière à obtenir ou à maintenir le respect des critères de qualité de l'environnement et ainsi à éviter d'exposer les secteurs coquilliers, les prises d'eau et les zones de baignade aux organismes pathogènes et les environnements vulnérables aux charges excessives de substances nutritives;

- élimination du rejet de substances persistantes et bioaccumulables et réduction du rejet d'autres composés organiques synthétiques;
- adoption d'une démarche de précaution et de prévoyance, plutôt que d'une démarche réactive, en matière de gestion des eaux côtières et intérieures.

L'adoption de ces mesures suppose de nouvelles initiatives intégrées aux niveaux local, national et, dans le cas des eaux côtières, mondial pour la gestion des EEUM et l'évaluation des risques environnementaux.

Nos résultats quant aux effets du rejet d'eaux usées municipales au Canada et les mesures récemment proposées par les Nations Unies (1992a, 1995) indiquent la nécessité de procéder à un examen des exigences en matière de traitement des eaux usées au Canada. Ces exigences devraient refléter les paramètres des eaux réceptrices locales, notamment la chimie de l'eau, la biodiversité et les utilisations humaines de la ressource. Notre évaluation des incidences du rejet d'eaux usées municipales met aussi l'accent sur le besoin de recherches sur les réactions interdépendantes et cumulatives à l'exposition à long terme à des substances chimiques et à la dégradation de l'habitat. Enfin, notre examen souligne, en matière de gestion des eaux usées, la nécessité d'une démarche intégrée prenant en considération les charges ayant pour origine les usines de traitement, les eaux pluviales et les TPEU, ainsi que d'autres sources d'eaux usées. Dans les régions où le traitement des eaux usées est poussé, la gestion des eaux pluviales et la régulation ou le traitement des TPEU sont aussi avancés car en l'absence d'une démarche intégrée de réduction des sources de pollution ponctuelles et diffuses, il est impossible d'améliorer la qualité des eaux réceptrices.

Références

- Alexander, D.G., K.J. Supeene, B.C. Chu et H.D. Maciorowski. 1977. The lethal and sublethal effects of secondary-treated sewage effluent on various fish and invertebrates. Rapport technique 709, Service des pêches et des sciences de la mer, Direction générale de la recherche et du développement, Ministère de l'Environnement, Winnipeg (Man.).
- Anderson, R.S., A.M. Anderson, A.M. Akena, J.S. Livingstone, A. Masuda, P.A. Mitchell, T.B. Reynoldson, D.O. Trew et M. Vukadinovic. 1986. North Saskatchewan River: Characterization of Water Quality in the Vicinity of Edmonton (1982-1983). Part 1. Introduction, Water Chemistry, Chlorophyll, Bacteriology. Pollution Control Division, Alberta Environment, Edmonton (Alb.).
- Bennie, D.T., C.A. Sullivan, H.-B. Lee, T.E. Peart et R.J. Maguire. 1996. Occurrence of alkylphenol ethoxylate surfactant metabolites in sewage treatment plant effluents and sludge, p. 150-151. In J.S. Goudey, S.M. Swanson, M.D. Treissman et A.J. Niimi (responsables de la publication), Comptes rendus du 23^e Atelier annuel sur la toxicité aquatique, du 7 au 9 octobre 1996, Calgary (Alb.). Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2144.
- Bennie, D.T., C.A. Sullivan, H.-B. Lee, T.E. Peart et R.J. Maguire. 1997. Occurrence of alkylphenols and alkylphenol mono- and diethoxylates in natural waters of the Laurentian Great Lakes basin and the upper St. Lawrence River. *Sci. Total Environ.* 193: 263-275.
- Birtwell, I.K., G.L. Greer, M.D. Nassichuk et I.H. Rogers. 1983. Studies on the impact of municipal sewage discharged into an intertidal area within the Fraser River estuary, British Columbia. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 1170.
- Birtwell, I.K., C.D. Levings, J.S. Macdonald et I.H. Rogers. 1988. A review of fish habitat issues in the Fraser River system. *Water Pollut. Res. J. Can.* 23: 1-30.
- Blackburn, M.A. et M.J. Waldock. 1995. Concentrations of alkylphenols in rivers and estuaries in England and Wales. *Water Research* 29:1623-1629.
- Borchardt, D. et B. Statzner. 1990. Ecological impact of urban stormwater runoff studied in experimental flumes: population loss by drift and availability of refugial space. *Aquat. Sci.* 52: 299-314.
- Burns, D.L. et J. Reffle. 1995. State of the environment: Recreational water quality. Middlesex-London Health Unit, London (Ont.).

- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1996a. Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Cadmium. CCME, Ottawa (Ont.).
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1996b. Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Hydrocarbures aromatiques polycycliques - acénaphthène, acridine, anthracène, benz(*a*)anthracène, benzo(*a*)pyrène, chrysène, fluoranthène, fluorène, naphthalène, phénanthrène, pyrène, quinoline. CCME, Ottawa (Ontario).
- CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, Ottawa, Canada.
- Chambers, P.A. 1993. Nutrient dynamics and aquatic plant growth: the case of the South Saskatchewan River. NHRI Contribution 93001. Environnement Canada, Saskatoon (Sask.).
- Chambers, P.A. 1996. Nutrient Enrichment in the Peace, Athabasca and Slave Rivers: Assessment of Present Conditions and Future Trends. Northern River Basins Study Synthesis Report 4. Environnement Canada / Alberta Environmental Protection, Edmonton (Alb.).
- Chambers, P.A. et T. Mills. 1996. Dissolved Oxygen Conditions and Fish Requirements in the Athabasca, Peace and Slave Rivers: Assessment of Present Conditions and Future Trends. Northern River Basins Study Synthesis Report 5. Environnement Canada / Alberta Environmental Protection, Edmonton (Alb.).
- Chambers, P.A. et E.E. Prepas. 1994. Nutrient dynamics in riverbeds: the impact of sewage effluent and aquatic macrophytes. *Water Res.* 28: 453-464.
- Chambers, P.A., G.J. Scrimgeour et A. Pietroniro. Sous presse. Winter oxygen conditions in ice-covered rivers: the impact of pulp mill and municipal effluents. *J. can. sci. halieut. aquat.*
- Chambers, P.A., E.E. Prepas, M.L. Bothwell et H.R. Hamilton. 1989. Roots versus shoots in nutrient uptake by aquatic macrophytes in flowing waters. *J. can. sci. halieut. aquat.* 46: 435-439.
- Chapman, P.M., M.D. Paine, A.D. Arthur et L.A. Taylor. 1996. A triad study of sediment quality associated with a major, relatively untreated marine sewage discharge. *Mar. Pollut. Bull.* 32: 47-61.
- Charlton, S.E.D. et D. Bayne. 1986. Phosphorus Removal: the Impact upon Water Quality in the Bow River downstream of Calgary, Alberta (Bow River Data Base

- 1980-1985). Water Quality Control Branch, Alberta Environment, Edmonton (Alb.).
- Charlton, S.E.D., H.R. Hamilton et P.M. Cross. 1986. The Limnological Characteristics of the Bow, Oldman and South Saskatchewan Rivers (1979-82) Part II. The Primary Producers. Pollution Control Division, Alberta Environment, Edmonton (Alb.).
- Chuchland, L.M., G. Kan et A. Ages. 1982. Variation in the fecal pollution indicators through tidal cycles in the Fraser River estuary. *Journal canadien de microbiologie* 28:239-247
- Ville de Saskatoon. 1986. The City of Saskatoon River Study (Base Line Data Report) 1984 - 1985: Summary Report. Saskatoon (Sask.).
- Cole, R.A. 1973. Stream community response to nutrient enrichment. *J. Water Pollut. Control Fed.* 45: 1875-1888.
- Colodey, AG, R.A. Salmon et P.G. Lim. 1992. Environmental monitoring near the Macaulay Point and Clover Point marine sewage outfalls at Victoria, British Columbia in 1989 and 1990. Regional Data Report 92-14. Environnement Canada, Protection de l'environnement (Pacifique et Yukon), Vancouver (C.-B.).
- Cross, P.M., H.R. Hamilton et S.E.D. Charlton. 1984. The Limnological Characteristics of the Bow, Oldman and South Saskatchewan Rivers (1979-82) Part I. Nutrient and Water Chemistry. Pollution Control Division, Alberta Environment, Edmonton (Alb.).
- Culp, J.M. et C.L. Podemski. 1996. Design and application of a novel stream microcosm system for assessing effluent impacts to large rivers. *In* M.R. Servos, K.R. Munkittrick, J.H. Carey et G.V. Van Der Kraak [responsables de la publication], *Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents*. St. Lucie Press, Boca Raton (Floride), États-Unis.
- Culp, J.M., H.R. Hamilton, A.J. Sosiak et R.W. Davies. 1992. Longitudinal zonation of the biota and water quality of the Bow River system in Alberta, Canada. *In* C.D. Becker et D.A. Neitzel (responsables de la publication), *Water Quality in North American River Systems*. Battelle Press, Columbus, Ohio.
- Culp, J.M., C.L. Podemski, K.J. Cash et R.B. Lowell. 1996. Utility of field-based artificial streams for assessing effluent effects on riverine ecosystems. *J. Aquat. Ecosyst. Health* 5: 117-124.
- CUM (Communauté urbaine de Montréal). 1994. Analyse de la qualité des eaux brutes et de l'eau traitée à la station d'épuration et évaluation du rendement des

- installations. Env/94.10.06/P2.A. Service de l'environnement, Communauté urbaine de Montréal, Montréal (Qc).
- Desbrow, C., E. Routledge, D. Sheehan, M. Waldock et J. Sumpter. 1996. The identification and assessment of oestrogenic substances in sewage treatment works effluents. MAFF Fisheries Laboratory and Brunel University P2 - i490/7.
- Deschamps, G. et P.J. Cejka. 1993. Les contaminants toxiques dans les eaux usées acheminées à la station d'épuration de la Communauté urbaine de Montréal en 1992. Rapport synthèse. Service de l'environnement, Communauté urbaine de Montréal, Montréal (Qc).
- Dewailly, E., C. Poirier et P.M. Meyer. 1986. Health hazards associated with windsurfing on polluted water. *Am. J. Public Health* 76: 690-691.
- Dillon, P.J. et F.H. Rigler. 1974. The phosphorous-chlorophyll relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 19: 767-773.
- Dutka, B.J. et J. Marsalek. 1993. Urban impacts on river shoreline microbiological pollution. *J. Great Lakes Res.* 19: 665-674.
- Dutka, B.J., J. Marsalek, A. Jurkovic, R. McInnis et K.K. Kwan. 1994a. A seasonal ecotoxicological study of stormwater ponds. *Z. Angew. Zool.* 80: 361-381.
- Dutka, B.J., J. Marsalek, A. Jurkovic, R. McInnis et K.K. Kwan. 1994b. Ecotoxicological study of stormwater ponds under winter conditions. *Z. Angew. Zool.* 80: 25-42.
- Edsall, T. et M. Charlton. 1996. Nearshore Waters of the Great Lakes. Document d'information présenté à la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (CEEGL 96), tenue du 6 au 8 novembre 1996 à Windsor (Ont.).
- Ellis, J.B., R.B. Shutes et D.M. Revitt. 1995. Ecotoxicological approaches and criteria for the assessment of urban runoff impacts on receiving water, p. 113-125. *In* Stormwater Runoff and Receiving Systems: Impact, monitoring and assessment. CRC Lewis Publishers, Boca Raton.
- Enns, V. et E. Soprovich. 1995. Extended Aeration Sewage Treatment Performance Evaluation, Carmacks, Yukon Territory. Regional Program Report 95-01. Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Région du Pacifique et du Yukon, Vancouver (C.-B.).
- Environnement Canada. 1991. Recommandations de classification, Programme de salubrité des eaux coquillières, Direction de la protection de l'environnement, Conservation et protection, Ottawa (Ont.).
- Environnement Canada. Sans date. Les mollusques et la qualité de l'eau.

- Environnement Canada. 1986. Inventaire national des équipements en eau, municipalités du Canada. Environnement Canada, Ottawa (Ont.).
- Environnement Canada. 1992. L'état de l'environnement dans le bassin inférieur du fleuve Fraser. Rapport EDE n° 92-1. Ministère des Approvisionnements et des Services, n° de cat. En1-11/92-1F, Ottawa (Ont.).
- Environnement Canada. 1995. Interim Sediment Quality Assessment Values. Ébauche. Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Direction générale de la conservation des écosystèmes, Ottawa (Ont.).
- Environnement Nouveau-Brunswick. 1982. Effects of Sewage Treatment Plant Effluents on Phyllis Creek, Fredericton, New Brunswick, 1981. Direction des services environnementaux, Fredericton (N.-B.).
- Environmental Management Associates et Hydroqual Laboratories Ltd. 1993. Chemistry and Toxicity of Three Wastewaters. Fraser River Action Program Report 1993-08. Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon, Vancouver (C.-B.).
- Erickson, R.J. 1985. An evaluation of mathematical models for the effects of pH and temperature on ammonia toxicity to aquatic organisms. *Water Res.*: 1047-1058.
- EVS Consultants. 1992. Sediment and Related Investigations off the Macauley and Clover Point Sewage Outfalls. Préparé pour le Capital Regional District Engineering Department, Victoria (C.-B.). Projet EVS 3/073-11.
- Falk, J. 1983. Progress since 1979 in Sweden (in urban hydrology research), p. 79-99. *In* J.W. Delleur et H.C. Torno (responsables de la publication), Proceedings of the International Symposium on Urban Hydrology, May 30 - June 2, 1983. ASCE, New York.
- Pêches et Océans / Environnement Canada. 1992. Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques : manuel des opérations (incluant les révisions de 1994 et de 1995).
- Flood, K., D. Huber, M. Thompson et J. Westwood. 1984. 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.).
- Folmar, L.C., N.D. Denslow, V. Roa, M. Cow, D.A. Crain, J. Enblom, J. Marcino et L.J. Jr. Guillette. 1996. Vitellogenin induction and reduced serum testosterone concentrations in feral male carp (*Cyprinus carpio*) captured near a major metropolitan sewage treatment plant. *Environmental Health Perspectives* 104: 1096-1101.

- Franke, S., S. Hildebrandt, J. Schwarzbauer, M. Link et W. Francke. 1995. Organic compounds as contaminants of the Elbe River and its tributaries. Part II: GC/MS screening for contaminants of the Elbe water. *Fresenius J. Anal. Chem.* 353: 39-49.
- French, T.D. et P.A. Chambers. 1995. Nitrogen and Phosphorus in the Upper Fraser River in relation to Point and Diffuse Source Loadings. Fraser River Action Report 1995-09. Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon, Vancouver (C.-B.).
- Galli, F.J. 1991. Thermal Impacts Associated with Urbanization and BMPs in Maryland. Metro Wash. Coun. Gov., Washington, DC.
- Gameson, A.L.H. et A. Wheeler. 1977. Restoration and recovery of the Thames estuary. *In* : S.J. Cairns, K.L. Dickson et E.E. Herricks (responsables de la publication), Recovery and restoration of damaged ecosystems. University Press of Virginia, Charlottesville, VA.
- Gemza, A.F. 1995. Spatial and temporal water quality trends in Severn Sound, Georgian bay, since the introduction of phosphorus control guidelines: nutrients and phytoplankton, 1973 to 1991. *Water Qual. Res. J. Can.*: 30: 565-591.
- Gobas, F.A.P.C. et X. Zhang. 1994. Interactions of organic chemicals with particulate and dissolved organic matter in the aquatic environment, p. 83-91. *In* J.L. Hamelink, P.F. Landrum, H.L. Bergman, W.H. Benson (responsables de la publication), Bioavailability: Physical, Chemical and Biological Interactions. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Golder Associates Ltd. 1995a. Joint Industry-Municipal North Saskatchewan River Study. Préparé pour AT Plastics Inc., la Capital Region Sewage Commission, Celanese Canada Inc., la ville d'Edmonton - Gold Bar WWTP, Dow Chemical Canada Inc., Dupont Canada Inc., Geon Canada Inc., la Compagnie pétrolière impériale Itée (Division des produits), Produits Pétro-Canada Inc., Produits Shell Canada Itée, Edmonton (Alb.); Sherritt Inc., Fort Saskatchewan (Alb.) et Redwater (Alb.).
- Golder Associates Ltd. 1995b. Joint Industry-Municipal North Saskatchewan River Study. Appendices. Préparé pour AT Plastics Inc., la Capital Region Sewage Commission, Celanese Canada Inc., la ville d'Edmonton - Gold Bar WWTP, Dow Chemical Canada Inc., Dupont Canada Inc., Geon Canada Inc., la Compagnie pétrolière impériale Itée (Division des produits), Produits Pétro-Canada Inc., Produits Shell Canada Itée, Edmonton (Alb.); Sherritt Inc., Fort Saskatchewan (Alb.) et Redwater (Alb.).

- Goss, M.J. et D.A.J. Barry. 1995. Groundwater quality - responsible agriculture and public perceptions. *J. Agric. Environ. Ethics* 8: 52-64.
- Gouvernement du Canada. 1991. L'état de l'environnement au Canada. Ministère des Approvisionnements et des Services. Ottawa (Ont.).
- Gouvernement du Canada. 1993. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. Liste des substances d'intérêt prioritaire, Rapport d'évaluation : Eaux usées chlorées. Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada, Ottawa (Ont.).
- Gray, M.A. et C.D. Metcalfe. 1997. Induction of testis-ova in Japanese *Medaka* (*Oryzias latipes*) exposed to p-nonylphenol. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16:1082-1086.
- Gurney, S. 1991. Proposed Water Quality Objectives through Manitoba's Watershed Classification Process: Red and Assiniboine Rivers and their Tributaries within and downstream of the City of Winnipeg. Section de la gestion de l'environnement, Environnement Manitoba, Winnipeg (Man.).
- Hall, K.J. et B.C. Anderson. 1988. The toxicity and chemical composition of urban stormwater runoff. *Revue canadienne de génie civil* 15: 98-105.
- Hamilton, H.R. et L.J. North. 1986. The Bow River Water Quality Monitoring. Environmental Protection Services, Alberta Environment, Edmonton (Alb.).
- Harding, L., M. Pomeroy, A. Colodey et L.L. Grooms. 1988. Fraser River Estuary Marine Environmental Monitoring Results 1984-86. Regional Program Report 97-18. Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon, Vancouver (C.-B.).
- Harremoës, P. 1988. Stochastic models for estimation of extreme pollution from urban runoff. *Water Res.* 22: 1017-1026.
- Harries, J.E., D.A. Sheahan, S. Jobling, P. Matthiessen, P. Neall, E.J. Routledge, R. Rycroft, J.P. Supter et T. Tylor. 1997. A survey of estrogenic activity in U.K. inland waters. *Environ. Toxicol. Chem.* 16: 534-542.
- Santé Canada. 1995a. Sommaire des maladies à déclaration obligatoire. Relevé des maladies transmissibles au Canada 21-18: 166.
- Santé Canada. 1995b. Intoxications alimentaires et maladies d'origine hydrique au Canada : sommaires annuels. Direction générale de la protection de la santé, Ottawa (Ont.).

- Santé et Bien-être social Canada. 1992. Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada. Santé et Bien-être social Canada. Ottawa (Ont.).
- Higgs, T.W. 1977a. Municipal Wastewater Toxicity Program Summary, Région du Pacifique, 1976. Rapport 77-13. Pêches et Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Vancouver (C.-B.).
- Higgs, T.W. 1977b. A Study of Municipal Wastewater Toxicity, Iona Island Sewage Treatment Plant, août 1976. Rapport 77-11. Pêches et Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Vancouver (C.-B.).
- Higgs, T.W. 1977c. A Study of Municipal Wastewater Toxicity, Iona Island Sewage Treatment Plant, août 1976. Rapport 77-3. Pêches et Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Vancouver (C.-B.).
- Horner, R.R., J.J. Skupien, E.H. Livingston et H.E. Shaver. 1994. Fundamentals of urban runoff management: technical and institutional issues. Terrene Institute, Washington, D.C.
- Hvitved-Jacobsen, T. 1982. The impact of combined sewer overflows on the dissolved oxygen concentration of a river. *Water Res.* 16: 1099-1105.
- Hvitved-Jacobsen, T. 1986. Conventional pollutant impacts on receiving waters, p. 345-378. In H.C. Torno, J. Marsalek et M. Desbordes (responsables de la publication), *Urban Runoff Pollution. Series G: Ecological Sciences, Vol. 10.* Springer-Verlag, Berlin.
- Jobling, S. et J.P. Sumpter. 1993. Detergent components in sewage effluent are weakly oestrogenic to fish: an *in vitro* study using rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquat. Toxicol.* 27: 361-372.
- Jobling, S., D. Sheahan, J.A. Osbourne, P. Matthiessen et J.P. Sumpter. 1996. Inhibition of testicular growth in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to estrogenic alkylphenolic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 15: 194-202.
- Kapitain, J. 1995. Ontario's Sewage Treatment Plants and their Effect on the Environment. EV-527. Environment Probe, Toronto.
- Lamberti, G.A. et A.D. Steinman. 1993. Research in artificial streams: applications, uses and abuses. *J. North Am. Benthol. Soc.* 12: 313-384.
- Lee, H.-B, T.E. Peart, D.T. Bennie et R.J. Maguire. 1997. Determination of nonylphenol polyethoxylates and their carboxylic acid metabolites in sewage treatment plant sludge by supercritical carbon dioxide extraction. *J. Chromatogr.* (sous presse).

- Lewistus, A.J., R.V. Jesien, T.M Kana, J.M. Burkholder, H.B. Glasgow Jr. et E. May. 1995. Discovery of the "phantom" dinoflagellate in Chesapeake Bay. *Estuaries* 18: 373-378.
- Lijklema, L., J.M. Tyson et A. Lesouf. 1993. Interactions between sewers, treatment plants and receiving waters in urban areas: a summary of the INTERURBA '92 workshop conclusions. *Water Sci. Technol.* 27: 1-29.
- L'Italien, S., R. Roy, C. Langlois et A. Germain. 1991. Evaluation with statistical tests of the impact on the St. Lawrence River of the wastewater discharges from the CUM outfall. *Sci. Tech. Eau* 24: 45-55.
- Lorant, F.I. 1988. Erosion processes in urban areas. *In Proc. Int. Symp. on Urban hydrology and municipal engineering, Section C, Town of Markham, Markham (Ont.)*.
- Lowell, R.B. et J.M. Culp. 1996. Effects on Mayfly of Dissolved Oxygen Level combined with Bleached Kraft Mill Effluent and Municipal Sewage: Assessments using Artificial Stream. Northern River Basins Study Report 98. Environnement Canada et Alberta Environmental Protection, Edmonton (Alb.).
- MacRae, C.R. et J. Marsalek. 1992. The role of stormwater in sustainable urban development, p. 372-389. *In Comptes rendus du Symposium canadien d'hydrologie n° 19, L'hydrologie : sa contribution au développement durable, Winnipeg, (Man.), 15-17 juin 1992*.
- Makepeace, D.K., D.W. Smith et S.J. Stanley. 1995. Urban stormwater quality: summary of contaminant data. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 25: 93-139.
- Manno, J., S. Myers, D. Riedel et N. Trembley. 1995. Effects of Great Lakes Basin environmental contaminants on human health. Document de travail présenté à la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (CEEGL). EPA 905-R-95-013. United States Environmental Protection Agency, Chicago, IL.
- Marsalek, J. et S. Kok (responsables de la publication). 1997. Great Lakes 2000 Cleanup fund program: stormwater management and control of combined sewer overflows. *Water Qual. Res. J. Can.* 32 (numéro thématique): 1-226.
- Marsalek, J. et H.Y.F. Ng. 1989. Evaluation of pollution loadings from urban nonpoint sources: methodology and applications. *J. Great Lakes Res.* 15: 444-451.
- Marsalek, J. et H.O. Schroeter. 1988. Annual loadings of toxic contaminants in urban runoff from the Canadian Great Lakes Basin. *Water Pollut. Res. J. Can.* 23: 360-378.

- Marsalek, J., W.E. Watt et D. Henry. 1992. Retrofitting stormwater ponds for water quality control. *Water Pollut. Res. J. Can.* 27: 403-422.
- Marsalek, J., T.O. Barnwell, W.F. Geiger, M. Grottker, W.C. Huber, A.J. Saul, W. Schilling et H.C. Torno. 1993. Urban drainage systems: design and operation. *Water Sci. Technol.* 27: 31-70.
- Marsalek, J., B.J. Dutka et I.K. Tsanis. 1994. Urban impacts on microbiological pollution of the St.Clair River in Sarnia, Ontario. *Water Sci. Technol.* 30: 177-184.
- Marsalek, J., B.J. Dutka, A.J. McCorquodale et I.K. Tsanis. 1996. Microbiological pollution in the Canadian Upper Great Lakes connecting channels. *Water Sci. Technol.* 33: 349-356.
- Mayer, F.L. Jr. et M.R. Ellersieck. 1988. Experiences with single-species tests for acute toxic effects in freshwater animals. *Ambio* 17: 367-375.
- Mayer, F.L. Jr., L.L. Marking, T.D. Bills et G.E. Howe. 1994. Physicochemical factors affecting toxicity in freshwater: Hardness, pH and Temperature, p. 5-22. *In* J.L. Hamelink, P.F. Landrum, H.L. Bergman et W.H. Benson (responsables de la publication), *Bioavailability: Physical, Chemical and Biological Interactions*. Lewis Publishers, Boca Raton.
- MEFQ (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec). 1995. Rapport d'évaluation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux du Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ) - Année 1993. *Envirodoq* EN920144 AE-59, Québec.
- Menon, A.S. 1988. Molluscan shellfish and water quality problems in Atlantic Canada. *Toxicity Assessment* 3: 679-686.
- Meybeck, M., D. V. Chapman et R. Helmer (responsables de la publication). 1989. *Global Freshwater Quality: A First Assessment*. Organisation mondiale de la santé et Programme des Nations Unies pour l'environnement. Basil Blackwell Ltd., Oxford, R.-U.
- Moore, J.W., J.D. Somers, D.L. Fritz, K.L. Smiley, B. Goski, B. Dew et K Blumhagen. 1993. Toxicity of municipal wastewater to two species of fish, the cladoceran *Daphnia magna*, and the mollusc *Anodonta grandis*, p. 145-155. *In* E.G. Baddaloo, S. Ramamoorthy et J.W. Moore (responsables de la publication), *Comptes rendus du dix-neuvième atelier annuel sur la toxicité aquatique, du 4 au 7 octobre 1992, Edmonton (Alb.)*, Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 1942.

- Mullholland, P.J., A.D. Steinman et J. W. Elwood. 1990. Measurement of phosphorus uptake length in streams: comparison of radiotracer and stable PO_4 release. *J. can. sci. halieut. aquat.* 47: 2351-2357.
- Munawar, M., I.P. Munawar, L. McCarthy, W. Page et G. Gilron. 1993. Assessing the impact of sewage effluent on the ecosystem health of the Toronto waterfront (Ashbridges Bay), Lake Ontario. *J. Aquat. Ecosyst. Health* 2: 287-315.
- Nantel, M. 1995. Sewage Treatment and Disposal in Quebec: Environmental Effects. EV-532. Environment Probe, Toronto (Ont.).
- Nantel, M. 1996a. Municipal Wastewater Pollution in British Columbia. EV-535. Environment Probe, Toronto (Ont.).
- Nantel, M. 1996b. Troubled Waters: Municipal Wastewater Pollution on the Atlantic Coast. EV-536. Environment Probe, Toronto (Ont.).
- National Research Council (U.S.). Committee on Wastewater Management for Urban Coastal Areas. 1993. Managing Wastewater in Coastal Urban Areas. National Academy of Sciences, Washington, DC.
- Nelson, H. 1994. Fecal Coliform Contamination in Georgia Strait. Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon, Programme sur les eaux coquillières et l'aquaculture, Vancouver (C.-B.).
- Newbold, J.D., J.W. Ellwood, R.V. O'Neill et W. Van Winkle. 1981. Measuring nutrient spiralling in streams. *J. can. sci. halieut. aquat.* 38: 860-863.
- Nicholls, K.H. et L. Heintsch. 1992. Short-term changes in "caged" phytoplankton at three locations in Severn Sound, Southern Georgian Bay, Lake Huron. *J. Great Lakes Res.* 18: 3-10.
- Nix, P.G., M.M. Daykin et K.L. Vilkas. 1994. Fecal pollution events reconstructed and sources identified using a sediment bag grid. *Water Environ. Res.* 66: 814-818.
- Noga, E.J., L. Khoo, J.B. Stevens, Z. Fan et J.M Burkholder. 1996. Novel toxic dinoflagellate causes epidemic diseases in estuarine fish. *Mar. Pollut. Bull.* 32: 219-224.
- OCDE. 1995. Données OCDE sur l'environnement : Compendium 1995. OCDE, Paris, France.
- MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). 1988. Thirty Seven Municipal Water Pollution Control Plants: Pilot Monitoring Study. Volume 1, Interim Report, and Volume II, Appendix "A". Préparé par Canviro Consultants pour la Direction des ressources en eau du ministère de l'Environnement de l'Ontario.

- MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). 1991. Fluctuations of Trace Contaminants in Municipal Sewage Treatment Plants. Phase II Field Studies. Rapport préparé par Canviro Consultants (division de CH2M Hill Ltd.).
- MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). 1993. Report on the 1991 Discharges from Municipal Sewage Treatment Plants in Ontario. Vol. 1. Summary of Performance and Compliance. Toronto (Ont.).
- O'Neil, A.E. 1984. Epidemic of acute infections and non-bacterial gastroenteritis - Alberta. Rapport hebdomadaire des maladies au Canada 10: 117-119.
- O'Neil, A. E., D. Richen et P. Lundrie. 1985. Water-borne epidemic of acute infectious non-bacterial gastroenteritis in Alberta, Canada. *Revue canadienne de santé publique* 76: 199-203.
- Orr, P., G.R. Craig et S.G. Nutt. 1992. Evaluation of acute and chronic toxicity of Ontario sewage treatment plant effluents. Préparé pour la Section des projets municipaux de la Stratégie municipale et industrielle de dépollution, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto (Ont.).
- Osborne, L.L. et R.W. Davies. 1987. Effects of a chlorinated discharge and a thermal outfall on the structure and composition of the aquatic macroinvertebrate communities in the Sheep River, Alberta, Canada. *Water Res.* 21: 913-921.
- Osborne, L.L., D.R. Iredale, F.J. Wrona et R.W. Davies. 1981. Effects of chlorinated sewage effluents on fish in the Sheep River, Alberta. *Trans. Am. Fish. Soc.* 110: 536-540.
- Payment, P., L. Richardson, J. Siemaitycki, R. Dewar, M. Edwardes et E. Franco. 1991. A randomized trial to evaluate the risk of gastrointestinal disease due to consumption of drinking water meeting current microbiological standards. *Am. J. Public Health* 81: 702-708.
- Perrin, C.J., N.T. Johnston et S.C. Samis. 1988. Effects of treated sewage effluent on periphyton and zoobenthos in the Cowichan River, British Columbia. *Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 1591.
- Peterson, B.J., J.E. Hobbie, A.E. Hershey, M.A. Lock, T.E. Ford, J.R. Vestal, V.L. Mckinley, M.A.J. Hullar, M.C. Miller, R.M. Ventullo et G.S. Volk. 1985. Transformation of a tundra river from heterotrophy to autotrophy by addition of phosphorus. *Science* 229: 1383-1386.
- Pham, T.-T. et S. Proulx. 1996. Caractérisation des biphényles polychlorés et des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les eaux de la station d'épuration de la Communauté urbaine de Montréal et dans le panache de son effluent dans le

- Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-43, Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Montréal (Qc).
- Purdom, C.E., P.A. Hardiman, V.J. Bye, N.C. Eno, C.R. Tyler et J.P. Sumpter. 1994. Estrogenic effects of effluents from sewage treatment works. *Chem. Ecol.* 8: 275-285.
- Routledge, E.J. et J.P. Sumpter. 1996. Oestrogenic activity of surfactants and some of their degradation products assessed using a recombinant yeast screen. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15:241-248.
- Routledge E., C. Desbrow, G. Brighty, M. Waldock et J. Sumpter. 1995. Identification of oestrogenic chemicals in effluent from sewage treatment works. Communication présentée au congrès SETAC-Europe, Copenhague, Danemark, mai 1995.
- Rutherford, L. A., K. G. Doe, S. J. Wade et P. A. Hennigar. 1994. Aquatic Toxicity and Environmental Impact of Chlorinated Wastewater Effluent Discharges from Four Sewage Treatment Facilities in the Atlantic Region, p. 179-195. *In* R. van Coillie, Y. Roy, Y. Bois, P.G.C. Campbell, P. Lundahl, L. Martel, M. Michaud, P. Riebel et C. Thellen, *Comptes rendus du vingtième Colloque annuel de toxicologie aquatique*, 17-21 octobre 1993, Québec. *Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 1989.
- Rutherford, L.A., K.E. Day, K.G. Doe, A. Huybers, P.A. Hennigar, G.R.J. Julien, S.L. Matthews, D. Milani, D. Vaughan et S. Wade. 1995. Environmental occurrence and toxicity of chlorobenzenes in freshwater and marine sediments. *Rapport de surveillance EPS-5-AR-96-2*. Environnement Canada, Protection de l'environnement (Région de l'Atlantique), Halifax (N.-É.).
- Saskatchewan Environment and Public Safety. 1989. Ammonia and Residual Chlorine Monitoring Study, South Saskatchewan River at Saskatoon, July and August 1987. *Rapport WQB 116*. Regina (Sask.).
- Schindler, D.W., F.A.J. Armstrong, S.K. Holmgren et G.J. Brunskill. 1971. Eutrophication of Lake 227, Experimental Lakes Area, northwestern Ontario, by addition of phosphate and nitrate. *Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada* 28: 1763-1782.
- Schueler, T.R. 1987. *Controlling Urban Runoff: A Practical Manual for Planning and Designing Urban BMPs*. Washington Metropolitan Water Resources Planning Board, Washington, DC.
- Schweinfurth, H., R. Lange et P. Gunzel. 1996. Environmental fate and ecological effects of steroidal estrogens. *Compte rendu de « Oestrogenic Chemicals in the Environment »*, 9 et 10 mai 1996. Londres (R.-U.).

- Seager, J. et R.G. Abrahams. 1990. The impact of storm sewage discharges on the ecology of a small urban river, p. 163-171. *In* R.H. Aalderink, L. Lijklema et B.J. Ellis (responsables de la publication), Urban stormwater quality and ecological effects upon receiving waters. Pergamon Press, Oxford (Angleterre).
- Servizi, J.A. et D.W. Martens. 1974. Preliminary survey of toxicity of chlorinated sewage to sockeye and pink salmon. Progress Report 30. Commission internationale des pêcheries, New Westminster (C.-B.).
- Seyfried, P.L., N.E. Brown, C.L. Cherwinsky, G.D. Jenkins, D.A. Cotter, J.M. Winner et R.S. Tobin. 1984. Impacts of sewage treatment plants on surface waters. *Revue canadienne de santé publique* 75: 25-31.
- Seyfried, P.L., R.S. Tobin, N.E. Brown et P.F. Ness. 1985a. A prospective study of swimming-related illness. I. Swimming-associated health risk. *Am. J. Public Health*. 75: 1068-1070.
- Seyfried, P.L., R.S. Tobin, N.E. Brown et P.F. Ness. 1985b. A prospective study of swimming-related illness. II. Morbidity and microbiological quality of water. *Am. J. Public Health*. 75: 1071-1075.
- Sherman, R.K. et S.L. Brown. 1995. Strategy for phosphorus control from estimated phosphorus loads and predicted total phosphorus concentration in Penetang Bay, Georgian Bay, 1973 to 1992. *Water Qual. Res. J. Can.* 30: 619-633.
- Sierra Legal Defence Fund. 1994. The National Sewage Report Card: Rating the treatment methods and discharges of 20 Canadian cities. Préparé pour la Save Georgia Strait Alliance. Vancouver (C.-B.) .
- Sly, P.G. 1991. The effect of land use and cultural development on the Lake Ontario ecosystem since 1750. *Hydrobiol.* 213: 1-75.
- Sosiak, A.J. 1990. An Evaluation of Nutrients and Biological in the Bow River, 1986 to 1988. Environmental Assessment Division, Alberta Environment, Calgary (Alb.).
- Soto, A.M., C. Sonnenschein, K.L. Chung, M.F. Fernandez, N. Olea et F. Olea-Serrano. 1995. The E-Screen assay as a tool to identify estrogens: an update on estrogenic environmental pollutants. *Environmental Health Perspectives* 103, Supp. 7:173-178.
- Spink, D. et T. Thackeray. 1979. Municipal Lethality Survey at the Winnipeg South End Water Pollution Control Centre. Rapport EPS-MS-NW-79-1. Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Région des Prairies et du Nord, Edmonton (Alb.).

- Taylor, L.A., P.M. Chapman, R.A. Miller et R.V. Pym. 1995. Victoria's wastewater discharges: effects of the marine environment. *In Proc. Puget Sound Research 1995*, Volume 2. Puget Sound Water Quality Authority, Olympia, WA, USA.
- Taylor, W.D., J.H. Carey, D.R.S. Lean et D.J. McQueen. 1991. Organochlorine concentrations in the plankton of lakes in southern Ontario and their relationship to plankton biomass. *J. can. sci. halieut. aquat.* 48: 196-1966.
- Thomson, R. et R. Wilson. 1995. Environmental effects of sewage discharge from the CRD's Macaulay and Clover Point Outfalls. Rapport interne. Pêches et Océans Canada, Institute for Ocean Science, Sidney (C.-B.).
- Tsanis, I.K., J. Wu et J. Marsalek. 1995. Feasibility of modeling remedial measures for microbiological pollution of the St. Clair River at Sarnia Bay. *J. Great Lakes Res.* 21: 138-154.
- UMA Engineering Ltd. 1993. Municipal Wastewater Treatment Technologies capable of Achieving Compliance with the Fisheries Act in the Northwest Territories. Rapport 93-49-1. Environnement Canada, Protection de l'environnement (Région de l'Ouest et du Nord), Yellowknife (T.N.-O.).
- UMA Engineering Ltd. 1994. Inventory of municipal Stormwater Discharges within the Fraser River Estuary. Fraser River Action Plan Report 1993-38. Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon, Vancouver (C.-B.).
- UMA Engineering Ltd. 1995. Combined Sewer Overflow Inventory for the Fraser River Basin and Burrard Inlet. Fraser River Action Plan Report 1993-21. Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon, Vancouver (C.-B.).
- Nations Unies (Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement). 1992a. Action 21: Programme d'action pour un développement durable. Nations Unies, New York.
- Nations Unies (Commission de statistique de l'ONU et Conférence des statisticiens européens de la CEE-ONU). 1992b. L'environnement en Europe et en Amérique du Nord : statistiques commentées 1992. Normes et études statistiques n° 42. Nations Unies, New York.
- Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE). 1995. Programme d'action mondial pour la protection du milieu marin contre la pollution due aux activités terrestres. Conférence intergouvernementale chargée d'adopter un programme d'action mondial pour la protection du milieu marin contre la pollution due aux activités terrestres. Washington, D.C., 23 octobre - 3 novembre 1995. UNEP(COA)/LBA/IG.2/7.

- U.S. EPA. 1983. Chesapeake Bay Program: Findings and Recommendations. Environmental Protection Agency, Philadelphie.
- U.S. EPA. 1986. Report to Congress on the Discharge of Hazardous Wastes to Publicly Owned Treatment Works (The Domestic Sewage Survey). EPA/530-SW-86-004. Office of Water Regulations and Standards, Washington, DC.
- Villeneuve, J.-P. et P. Lavallée. 1986. Measured CSO contribution to river quality deterioration and methodologic approach for negative influence evaluation, p. 379-421. *In* H.C. Torno, J. Marsalek et M. Desbordes (responsables de la publication), Urban Runoff Pollution, NATO ASI Series G: Ecological Sciences, Vol. 10, Springer Verlag, Heidelberg.
- Waldichuk, M. 1989. The State of Pollution in the Marine Environment. *Mar. Pollut. Bull.* 20: 598-602.
- Waller, D.H. 1969. Combined sewers in Canada. *Eng. J.* 52: 22-30.
- Waller, D.H. et Z. Novak. 1981. Municipal Pollutant Loadings to the Great Lakes from Ontario Communities. Res. Report 94, Accord Canada-Ontario relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, Environnement Canada, Ottawa (Ont.).
- Ward, R.E. 1990. Metal concentrations and digestive gland lysosomal stability in Mussels from Halifax Inlet, Canada. *Mar. Pollut. Bull.* 21: 237-240.
- Weatherbe, D.G. et I.G. Sherbin. 1994. Urban drainage control demonstration program of Canada's Great Lakes Cleanup Fund. *Water Sci. Technol.* 29: 455-462.
- Wells, P.G. et S.J. Rolston (responsables de la publication). 1991. Health of Our Oceans: A Status Report on Canadian Marine Environmental Quality. Groupe consultatif sur la qualité de l'environnement marin, Environnement Canada, Conservation et Protection, Ottawa (Ont.) et Dartmouth (N.-É.).
- White, R., S. Jobling, S.A. Hoare, J.P. Sumpter et M.G. Parker. 1994. Environmentally persistent alkylphenolic compounds are estrogenic. *Endocrinology* 135:175-182.
- Wichert, G.A. 1995. Effects of improved sewage effluent management and urbanization of fish associations of Toronto streams. *North Am. Fish. Manage.* 15: 440-456.
- Wilken, R.-D., T.A. Ternes, T.P. Knepper, S. Schneider et K. Haberer. 1997. Why do we care about water? European perspectives in water research. *Environmental Professional* 19:14-24.
- Wong, S.L., J.F. Wainwright et L. Nakamoto. 1995. Monitoring toxicity in four wastewaters in the Bay of Quinte, Lake Ontario. *J. Great Lakes Res.* 21:340-352.

Organisation mondiale de la santé. 1993. Directives de qualité pour l'eau de boisson.
Volume 1 : Recommandations. OMS, Genève.

World Resources Institute, Programme des Nations Unies pour l'environnement,
Programme des Nations Unies pour le développement et Banque mondiale. 1997.
Ressources mondiales 1996-1997. Economica, Paris.

Fonds mondial pour la nature. 1995. Toxics from Sewage Treatment Plants (STPs). Eagle's
Eye, numéro du printemps.