

**SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES
SUR LES ASPECTS PHYSIQUES ET CHIMIQUES
DE L'EAU ET DES SÉDIMENTS
DU LAC SAINT-FRANÇOIS**

Rapport technique

Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du lac Saint-François

**Rapport technique
Zones d'intervention prioritaire 1 et 2**

Guy Fortin, Daniel Leclair et Aline Sylvestre
Groupe de travail sur les zones d'intervention prioritaire

AVIS AU LECTEUR

Les rapports sur les zones d'intervention prioritaire (ZIP) sont produits dans le cadre de Saint-Laurent Vision 2000 par le Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada, conjointement avec Pêches et Océans, Santé Canada et le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec.

Publié avec l'autorisation du ministre de l'Environnement
© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1994
N° de cat. : En40-434/1992F
ISBN 0-662-97673-8
Version finale 1994

Équipe de réalisation

Coordination

Marie-José Auclair

Analyse cartographique

François Boudreault

Marcel Houle

Révision linguistique et mise en page

Michèle Létienne-Prévost

Traduction

Patricia Potvin

Montage des figures

Denise Séguin

Collaborateurs

Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) du Québec

Direction régionale de Montréal, Secteur faune

Pierre Dumont
Pierre Fournier
Michel Letendre
Martin Léveillé

Direction des écosystèmes aquatiques, Secteur environnement

Francine Richard
Carole Lachapelle
Denis Laliberté

Direction de la qualité des cours d'eau

Pierre Bilodeau

Environnement Canada

Direction de la protection de l'environnement

Caroll Bélanger
Élie Fédida
Gervais Leclair
André Pelletier

Centre Saint-Laurent

Jean Burton
Stéphane Lorrain
Yolaine St-Jacques

Remerciements

De nombreuses personnes ont été consultées dans le cadre de la rédaction du présent rapport, et nous aimerions particulièrement remercier les personnes suivantes de leur collaboration :

Isabelle Guay, Serge Lévesque et Serge Hébert du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF), de même que Jean Monfet du ministère des Affaires municipales du Québec.

Plusieurs de nos collègues du Centre Saint-Laurent ont collaboré directement ou indirectement à ce rapport, toujours avec enthousiasme et professionnalisme. Nous aimerions remercier, au Centre Saint-Laurent, Lucie Olivier et Luc Giroux pour les critères et les données sur les sédiments, Jean Thuot et Bernard Rondeau pour leur aide sur la base de données NAQUADAT, Stéphane Lorrain pour les résultats des analyses physico-chimiques des sédiments prélevés au lac Saint-François en 1989 et Claire Lemieux, Bernadette Quémerais et Suzie Proulx pour les données inédites sur la qualité de l'eau. En plus des personnes mentionnées dans la liste des collaborateurs, nous tenons à souligner le support et la qualité des services rendus par l'équipe du Centre de documentation du Centre Saint-Laurent sous la direction de M^{me} Carmen Schwery.

Perspective de gestion

Le programme des Zones d'intervention prioritaire (ZIP) relève le défi de la concertation entre les gouvernements fédéral et provincial et de l'implication des intervenants et des communautés riveraines, en vue de mettre en oeuvre des mesures de réhabilitation du Saint-Laurent. Ce programme comporte trois grandes étapes, soit l'élaboration d'un bilan régional sur l'état du Saint-Laurent, la consultation auprès de tous les partenaires riverains, avec l'identification de priorités d'intervention, et l'élaboration d'un plan d'action de réhabilitation du milieu naturel.

Le bilan régional est établi à partir d'une synthèse des trois rapports techniques portant sur les aspects biologiques, physico-chimiques et socio-économiques du secteur étudié. Ces rapports sont préparés par l'équipe ZIP du Centre Saint-Laurent en collaboration avec les partenaires fédéraux et provinciaux du Plan d'action Saint-Laurent Vision 2000, dont le programme ZIP est un des volets.

La cueillette et l'analyse des données existantes à l'échelle locale est une première pour le Saint-Laurent. Les rapports techniques vont plus loin encore, en proposant un bilan des connaissances sur l'état actuel d'un secteur à partir de critères de qualité connus.

Le défi consiste donc à poser un jugement scientifique fondé sur l'information disponible. Les embûches sont nombreuses : les données ont été recueillies à d'autres fins, la couverture spatiale ou temporelle n'est pas idéale, les méthodes d'analyses chimiques ne sont pas uniformes, etc.

L'équipe ZIP demeure convaincue qu'il est possible de poser, sans plus attendre, un regard éclairé et prudent sur chaque secteur. Cette première évaluation constitue un point de départ et un document de base rédigé à l'intention des partenaires riverains de chaque secteur d'étude.

Management Perspective

The Priority Intervention Zones program (known as the ZIP program) is a joint initiative of the federal-provincial governments that aims to involve stakeholders and riverside communities in implementing rehabilitation measures for the St. Lawrence River. The program is made up of three phases: the development of a regional assessment report on the state of the St. Lawrence River, the consultation of riverside partners at all levels and identification of intervention priorities, and the development of an ecological rehabilitation action plan.

The regional report is based on a synthesis of three technical reports focusing on the biological, physico-chemical and socio-economic aspects of the study area. These reports are prepared by the ZIP team of the St. Lawrence Centre in cooperation with the federal and provincial partners of the Saint-Laurent Vision 2000 action plan, of which the ZIP program is a component.

The process of gathering and analyzing data at a local scale has never before been undertaken for the St. Lawrence. The technical reports go even further, proposing an assessment report on the current state of a given area based on known quality criteria.

The challenge, then, consists of formulating a scientific opinion based on the available information. The pitfalls are numerous: the data were collected for other purposes, the spatial or temporal cover is less than ideal, the chemical analysis methods are not standardized, etc.

The ZIP team remains nonetheless convinced that an enlightened and thoughtful overview of each sector can be put forward without further delay. This first assessment, written for the benefit of the riverside partners of each sector, thereby constitutes a starting point and a base document.

Résumé

Le présent rapport traite des zones d'intervention prioritaire 1 et 2, qui représentent le lac Saint-François. Ce dernier est le premier élargissement naturel du Saint-Laurent. Il reçoit les eaux principalement des Grands Lacs et de quelques tributaires à faible débit. Une portion de la rive nord du lac, dans sa partie occidentale, est sous la juridiction de l'Ontario, tandis qu'une portion de la rive sud, à l'entrée du lac, tombe sous la juridiction des États-Unis. Le bassin versant du côté canadien est peu étendu en raison du partage des eaux avec la rivière des Outaouais, tandis que la portion américaine est beaucoup plus vaste et est drainée en grande partie par la rivière Oswegatchie qui débouche le long du tronçon international du fleuve Saint-Laurent.

Les substances toxiques trouvées dans le lac proviennent de trois sources majeures, soit dans un ordre décroissant d'importance : les eaux du fleuve provenant des Grands Lacs et de la section internationale, les tributaires et les effluents municipaux. La seule municipalité importante du lac est Cornwall. Aucune industrie importante n'est implantée sur les berges du lac. Cependant plusieurs industries polluantes situées dans la région de Cornwall-Massena à l'entrée du lac Saint-François ont contribué directement à la pollution du lac en rejetant différentes substances toxiques : aluminium, cadmium, cuivre, plomb, mercure, zinc, HAP, BPC, etc.

Durant la période de 1985 à 1990, la qualité des eaux du lac Saint-François était en général plutôt bonne lorsque les teneurs de l'eau en substances toxiques sont comparées aux critères de qualité. Cependant, des données récentes, quoique très peu nombreuses, soulèvent certaines préoccupations en ce qui a trait aux teneurs de l'eau en BPC et en DDT. La pollution présente dans les sédiments du lac atteint un niveau qui est toléré par la majorité des organismes benthiques (seuil d'effets mineurs), sauf dans un cas de contamination locale par l'émissaire de la Courtaulds Fibres, où des effets nuisibles sont appréhendés sur la majorité des organismes benthiques (seuil d'effets néfastes).

Abstract

This report deals with Priority Intervention Zones 1 and 2, representing Lake Saint-François. Lake Saint-François, the first natural widening of the St. Lawrence River, receives water mainly from the international section of the River and from a few tributaries of weaker flow. At its western end, part of the lake's north shore falls under Ontario's jurisdiction, whereas part of its south shore, at its entry, comes under the jurisdiction of the United States. The drainage basin on the Canadian side is not so extensive because it shares water with the Ottawa River. By contrast, the American portion is much more vast and is drained in large part by the Oswegatchie River, which emerges along the international section of the St. Lawrence.

Toxic substances enter the lake via the following three main sources, in descending order of importance: water from the Great Lakes and the River's international section, tributaries, and municipal effluents. The city of Cornwall is the sole major municipality on Lake Saint-François. Not one significant industry is situated on the shores of the lake, although there are several polluting industries located in the Cornwall-Massena region, near the lake's entry. These contribute directly to the pollution of the lake by discharging into it various toxic substances such as aluminum, cadmium, copper, lead, mercury, zinc, PAHs, PCBs, etc.

When concentrations of toxic substances are compared to quality criteria, the water quality of Lake Saint-François was generally quite good from 1985 to 1990. However, more recent data, though few in number, raise a few concerns in terms of concentrations of PCBs and DDTs in the water. The pollution level of lake sediment can be tolerated by most benthic organisms (Minor Effect Threshold) with one exception: local contamination by the discharge outlet of Courtaulds Fibres has had harmful effects on a majority of benthic organisms (Toxic Effect Threshold).

Table des matières

Perspective de gestion	vii
Management Perspective	viii
Résumé	ix
Abstract	x
Liste des tableaux	xiv
Liste des figures	xvii
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
CHAPITRE 2 MILIEU PHYSIQUE	4
2.1 Physiographie du bassin versant	4
2.1.1 Le fleuve Saint-Laurent	4
2.1.2 La section internationale	6
2.1.3 Le lac Saint-François	6
2.2 Hydrologie et hydrodynamique	7
2.2.1 Les masses d'eau	11
2.3 Sédimentologie	11
2.4 Nature des sédiments	14
2.4.1 Granulométrie et sédimentation	16
CHAPITRE 3 LES SOURCES DE POLLUTION	19
3.1 Les sources ponctuelles	19
3.1.1 Rejets municipaux	20
3.1.1.1 Municipalités du Québec	20
3.1.1.2 Municipalités de l'Ontario	21
3.1.1.3 Municipalités américaines	22
3.1.2 Rejets industriels	24
3.1.2.1 Région de Massena	25
3.1.2.2 Région de Cornwall	32
3.1.3 Tributaires	41
3.1.3.1 Tributaires canadiens	42

3.1.3.2	Tributaires américains	46
3.1.4	Apports fluviaux	48
3.2	Sources diffuses	51
3.2.1	Pollution diffuse urbaine	53
3.2.2	Sites de déchets toxiques	53
3.2.2.1	Secteur américain	55
3.2.2.2	Secteur ontarien	60
3.2.2.3	Secteur québécois	60
CHAPITRE 4	CARACTÉRISTIQUES DE L'EAU ET DES SÉDIMENTS	61
4.1	Qualité de l'eau	61
4.1.1	Qualité générale de l'eau	61
4.1.1.1	Eutrophisation	62
4.1.1.2	Variations saisonnières	64
4.1.1.3	Tendances à long terme	65
4.1.2	Comparaison avec les critères de qualité de l'eau	67
4.1.3	Dépassements des critères de qualité	68
4.1.3.1	Paramètres conventionnels	69
4.1.3.2	Bactériologie	70
4.1.3.3	Métaux	73
4.1.3.4	Autres substances toxiques	79
4.1.4	Répartition de la contamination	86
4.2	Qualité des sédiments	87
4.2.1	Description générale	87
4.2.2	Comparaison avec les critères de qualité des sédiments	91
4.2.2.1	Métaux	94
4.2.2.2	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	95
4.2.2.3	Substances organochlorées	97
4.2.3	Répartition de la contamination et sources de pollution	98
4.2.3.1	Indice de contamination	98
4.2.3.2	Répartition de la contamination	101
4.2.3.3	Sources de la pollution	105
4.2.4	Évolution temporelle de la contamination	106
CHAPITRE 5	BILAN DES CONNAISSANCES	108
5.1	Pertes d'usages	108
5.1.1	Pertes potentielles d'usages de l'eau	109
5.1.2	Pertes potentielles d'usages des sédiments	111

5.2	Principales sources de substances toxiques	113
Références		117
Annexes		
1	Méthode d'évaluation des charges municipales de zinc, de cuivre et de plomb	127
2	Description des stations NAQUADAT dans le lac Saint-François	130
3	Critères de qualité pour divers usages de l'eau	132
4	Signification des cotes attribuées par le MEF aux plages de son programme Environnement-plage	139
5	Statistiques de base pour les stations d'échantillonnage de l'eau au lac Saint-François	140

Liste des tableaux

1	Superficie des bassins versants et débits moyens annuels des tributaires du lac Saint-François par ordre décroissant de débits	9
2	Bilan de l'assainissement municipal des eaux usées dans la région du lac Saint-François	20
3	Estimations des rejets de zinc, cuivre et plomb par les municipalités du Québec situées en bordure du lac Saint-François pour l'année 1989	21
4	Municipalités déversant leurs eaux traitées et de débordement (non traitées) dans la partie américaine du bassin versant de la section internationale du Saint-Laurent	24
5	Établissements industriels déversant leurs eaux usées dans la partie américaine du bassin versant de la section internationale du Saint-Laurent en 1989	26
6	Substances toxiques rejetées par les établissements industriels de la région de Massena et par la municipalité d'Ogdensburg	28
7	Estimation des charges déversées dans le Saint-Laurent par les principaux établissements industriels et par l'usine d'épuration des eaux de Cornwall en 1979	35
8	Estimation des charges des principaux contaminants déversées dans le Saint-Laurent par quatre établissements industriels de Cornwall en 1985	37
9	Principales caractéristiques des rejets industriels de la région de Cornwall en 1988	38
10	Estimations des apports de contaminants en provenance des principaux tributaires du lac Saint-François en 1991-1992	43
11	Estimations des apports annuels moyens de contaminants en provenance du Saint-Laurent à l'entrée du lac Saint-François	50
12	Sommaire des charges annuelles de certains contaminants dans les eaux de ruissellement de la ville de Cornwall	54
13	Inventaire des sites de déchets dangereux dans la partie américaine du bassin versant du fleuve Saint-Laurent	56
14	Classification des sites américains de déchets dangereux et mesures entreprises en vue de leur restauration	59
15	Évaluation des tendances monotones à long terme entre 1978 et 1988	66

16	Paramètres conventionnels dépassant les critères de qualité pour différents usages de l'eau du lac Saint-François entre 1985 et 1992	69
17	Classification des plages du lac Saint-François qui ont fait l'objet d'analyses par le MEF dans le cadre de son programme Environnement-plage	71
18	Métaux dépassant les critères de qualité pour différents usages de l'eau du lac Saint-François entre 1985 et 1990	74
19	Teneurs en BPC et en substances organochlorées mesurées dans des échantillons d'eau de grand volume prélevés dans le Saint-Laurent à la hauteur de Cornwall en 1991	80
20	Fréquence de détection des substances organochlorées dans le Saint-Laurent entre 1985 et 1990	81
21	Teneurs en BPC mesurées dans des échantillons de petit et de grand volumes d'eau du lac Saint-François	84
22	Variations des teneurs en substances volatiles et organochlorées aux différentes stations de la section internationale du Saint-Laurent et dans le lac Saint-François en 1986	85
23	Paramètres présentant un potentiel de risque dans l'eau du lac Saint-François	87
24	Statistiques comparatives des teneurs en mercure et en BPC totaux des secteurs nord et sud du lac Saint-François durant les campagnes de 1979-1981 et 1989	90
25	Paramètres analysés dans les échantillons prélevés en 1989 au lac Saint-François et critères intérimaires retenus pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent	93
26	Concentrations de métaux lourds dans le lac Saint-François en 1989 dépassant les critères de qualité des sédiments	95
27	Concentrations d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans le lac Saint-François en 1989 dépassant les critères de qualité des sédiments	96
28	Concentrations de substances organochlorées dans le lac Saint-François en 1989 dépassant les critères de qualité des sédiments	97
29	Indices de contamination (Ic) des sédiments du lac Saint-François en 1989, calculés en fonction des critères de qualité du SEM et du SEN	99
30	Pertes potentielles d'usages de l'eau dans les ZIP du lac Saint-François et liste des polluants responsables de la contamination	110
31	Pertes potentielles d'usages des sédiments dans les ZIP du lac Saint-François et liste des polluants responsables de la contamination	112

32	Principales sources de contamination de l'eau et des sédiments du lac Saint-François	114
----	--	-----

Liste des figures

1	Secteurs d'étude du Programme des zones d'intervention prioritaire	2
2	Bassin versant du fleuve Saint-Laurent	5
3	Lac Saint-François (ZIP 1 et 2)	8
4	Bathymétrie du lac Saint-François	10
5	Localisation des sites de carottage	15
6	Classification des sédiments du lac Saint-François selon leur composition granulométrique en 1989	17
7	Localisation des effluents municipaux et industriels rejetés dans la partie américaine du bassin versant du lac Saint-François	23
8	Localisation des sources ponctuelles de contaminants dans la région de Cornwall	33
9	Localisation des sites de déchets dangereux dans la partie américaine du bassin de drainage du lac Saint-François	44
10	Évolution spatiale du débit médian et des débits massiques d'azote, du phosphore et des matières en suspension dans le Saint-Laurent durant les étés 1990 et 1991	52
11	Stations NAQUADAT d'échantillonnage de l'eau dans les ZIP du lac Saint-François	63
12	Indices de contamination (Ic) et substances toxiques dont la teneur excède le SEM dans les sédiments du lac Saint-François en 1989	102
13	Sites reconnus comme étant contaminés au lac Saint-François	104

CHAPITRE 1 **Introduction**

Saint-Laurent Vision 2000 est un plan d'action pour la sauvegarde et la protection du Saint-Laurent et de son environnement qui vise à redonner l'usage du fleuve aux citoyens et aux citoyennes dans une perspective de développement durable. Tout en poursuivant le travail accompli de 1988 à 1993 dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent, ce nouveau plan d'action d'une durée de cinq ans (1993-1998) mettra l'accent sur la prévention de la pollution et la conservation de l'écosystème du Saint-Laurent en favorisant des interventions qui s'inscrivent dans une approche globale de la gestion de l'environnement. Saint-Laurent Vision 2000 est le résultat d'un exercice de concertation et d'harmonisation entre plusieurs ministères fédéraux et provinciaux. Ce plan d'action compte sur la coopération active de partenaires du secteur privé, des universités, des groupes environnementaux, des centres de recherche et d'autres organismes du milieu pour atteindre ses objectifs. Aux volets protection et restauration de l'environnement mis de l'avant dans le Plan d'action Saint-Laurent, Saint-Laurent Vision 2000 en ajoute de nouveaux comme la biodiversité, l'agriculture, l'implication communautaire, l'aide à la prise de décision et la santé.

Le territoire visé par Saint-Laurent Vision 2000 englobe toute la section québécoise du fleuve, entre Cornwall et l'île d'Orléans, les estuaires moyen et maritime, le golfe du Saint-Laurent et certains tributaires tels que les rivières L'Assomption, Boyer, Chaudière, Richelieu, Saguenay, Saint-Maurice et Yamaska. De plus, à cause de sa vaste étendue et de sa grande hétérogénéité, le fleuve a été divisé en 23 zones d'intervention prioritaires (ZIP) regroupées en secteurs d'étude (figure 1). Ces zones ont été délimitées en fonction des régions biogéographiques (Ghanimé *et al.*, 1990), du régime hydrologique (Frenette *et al.*, 1989), de l'importance des ressources biologiques (Langlois et Lapierre, 1989), des caractéristiques socio-économiques et des possibilités éventuelles de restauration (Roy, 1989).

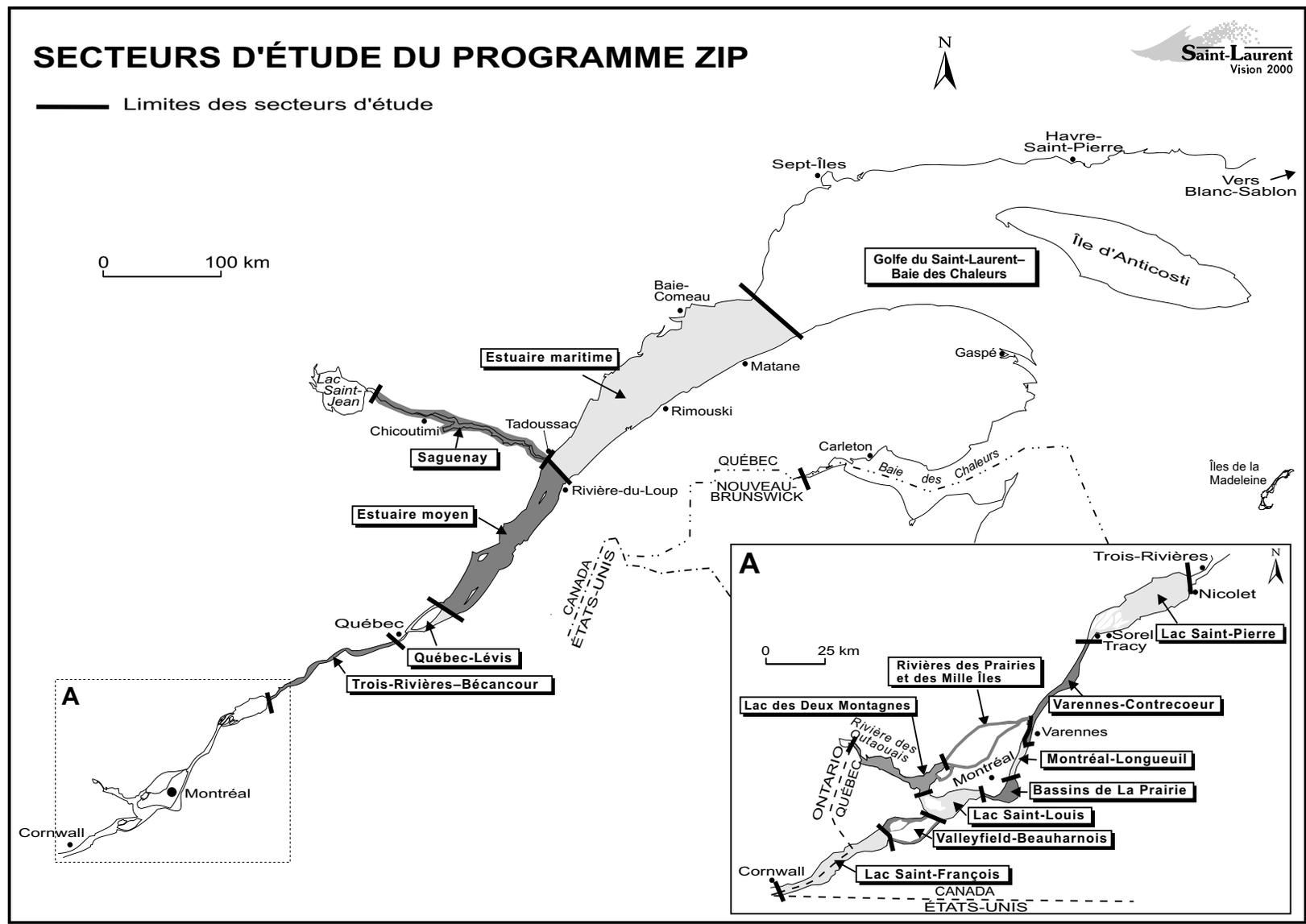


Figure 1 Secteurs d'étude du Programme des zones d'intervention prioritaire

Le présent rapport traite des caractéristiques physiques et chimiques de l'eau et des sédiments des ZIP 1 et 2 du lac Saint-François et de leur impact sur les usages de ce plan d'eau. Après une description générale du milieu physique, le rapport examine les diverses sources de pollution, municipales, industrielles, en provenance des tributaires et diffuses, ainsi que les apports. Ensuite, les résultats des études existantes sont comparés aux critères de qualité de l'eau du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MENVIQ, 1990a, rév. 1992) et aux critères de qualité des sédiments récemment développés par Procéan (1991) sous la direction d'un comité intergouvernemental (CSL et MENVIQ, 1992). Cette démarche permet de cerner la nature et l'étendue de la contamination et d'identifier les pertes potentielles d'usages du milieu.

Les efforts ont surtout porté sur l'identification des problèmes environnementaux suscités par la présence de substances toxiques. Les conclusions du présent rapport devront être comparées aux résultats des rapports biologique et socio-économique afin d'obtenir une image complète et réaliste de la santé environnementale du lac Saint-François.

CHAPITRE 2 **Milieu physique**

Long d'une cinquantaine de kilomètres, le lac Saint-François est circonscrit par les ZIP 1 et 2, dont les limites ont été définies dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent. La ZIP 1 couvre la partie ouest du lac sur une distance de 24 km entre Cornwall et la pointe Dupuis. La ZIP 2 s'étend sur 23 km et comprend la partie aval du lac jusqu'à la pointe est de l'île de Salaberry.

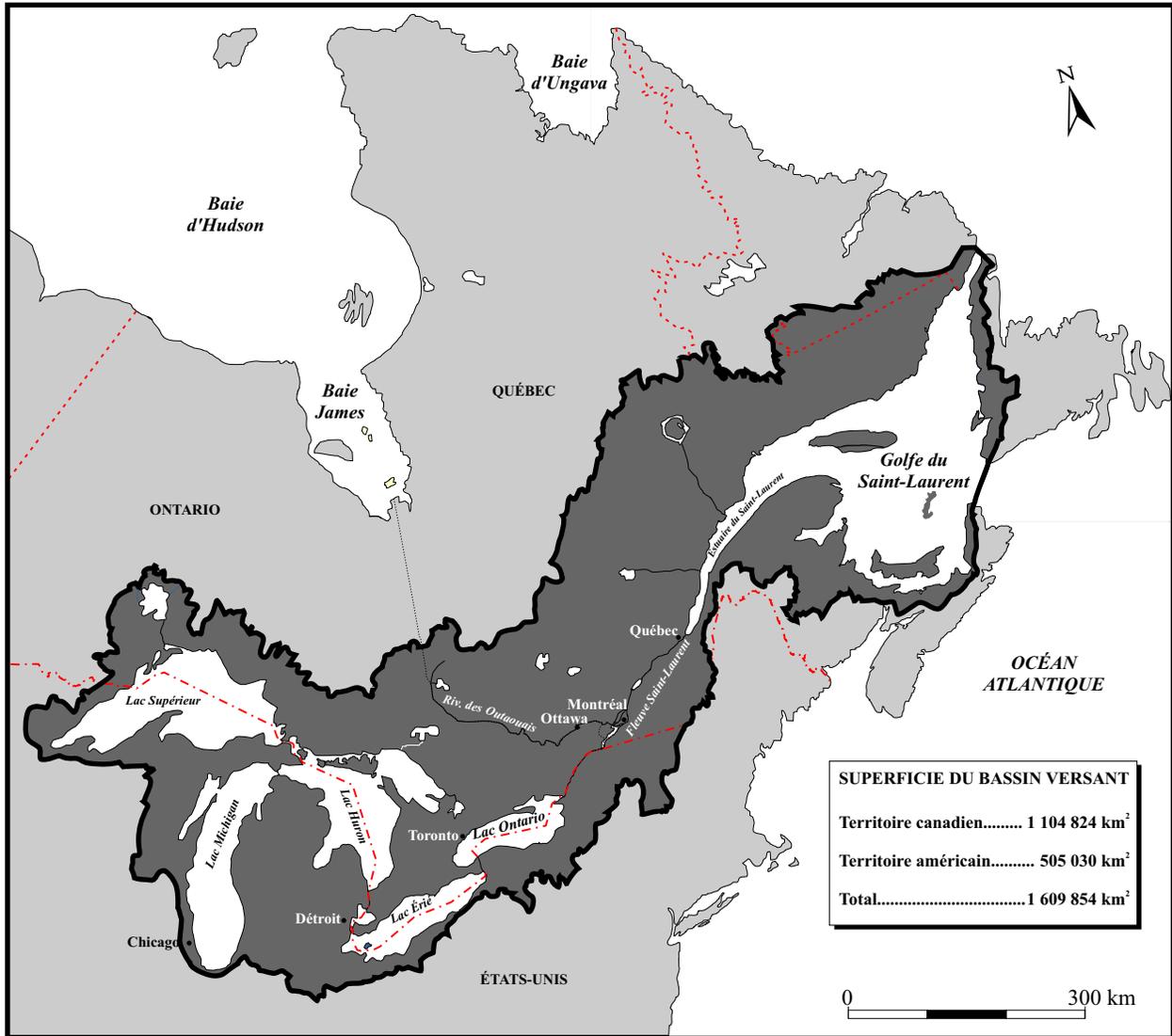
2.1 Physiographie du bassin versant

Les basses-terres de la vallée du Saint-Laurent sont formées de roches sédimentaires et métamorphiques recouvertes de dépôts meubles et d'argile glacio-marine de la mer de Champlain qui datent du Quaternaire. Ces terres sont bordées, au nord, par le Bouclier canadien, constitué de roches cristallines âgées de 600 millions à quatre milliards d'années et, au sud, par les Appalaches, composées de roches sédimentaires déformées datant de plusieurs millions d'années.

2.1.1 Le Saint-Laurent

Le bassin de drainage du Saint-Laurent est limité par ceux de nombreuses rivières se déversant dans la mer du Labrador, la baie d'Ungava, la baie James, le golfe du Mexique et l'océan Atlantique (figure 2). D'une superficie totale de 1 183 324 km², ce bassin s'étend sur 678 294 km² (57 p. 100) au Canada et sur 505 030 km² (43 p. 100) aux États-Unis (Germain et Janson, 1984; Frenette *et al.*, 1989).

Le Saint-Laurent n'a atteint son état actuel que depuis environ 3000 ans (Dionne, 1988). Les glaciations successives et les effets combinés de leurs retraits et progressions ont laissé derrière elles les Grands Lacs, les vallées fluvio-glaciaires et de nombreux plateaux parsemés de lacs. Le fleuve a creusé son lit dans les dépôts quaternaires, les érodant graduellement avec le relèvement isostatique. Le réseau hydrologique actuel du fleuve reflète ces événements.



Source : Germain et Janson, 1984.

Figure 2 Bassin versant du Saint-Laurent

Ce réseau et son bassin de drainage se divisent en trois grandes régions : les Grands Lacs, le fleuve proprement dit et la région maritime. Cette dernière constituant le golfe du Saint-Laurent, seules les deux premières régions seront considérées ici. Du bassin versant total du fleuve, 60 p. 100 (709 994 km²) alimentent le système des Grands Lacs, qui couvre une superficie de 250 000 km² et qui contient 42 500 km³ d'eau, soit la plus grande réserve d'eau douce au monde. Le fleuve proprement dit, du lac Ontario au golfe, coule sur près de 750 km et draine 40 p. 100 (473 330 km²) du bassin versant total (Frenette *et al.*, 1989). Il comporte un tronçon fluvial, qui s'étend de Kingston (à la sortie du lac Ontario) à Trois-Rivières, et un tronçon estuarien, de Trois-Rivières à Pointe-des-Monts.

2.1.2 La section internationale

Le lac Saint-François est situé en aval de la section internationale du fleuve Saint-Laurent qui se termine dans la région de Cornwall en Ontario. Ce tronçon du fleuve est sous la juridiction des États-Unis et du Canada (Ontario). Cette section du fleuve a une grande importance à cause de l'influence de la région sur la qualité des eaux et des sédiments du lac Saint-François en particulier et du fleuve en général. Du côté américain, la section internationale du fleuve débute à la sortie du lac Ontario à Cape Vincent et se termine à l'embouchure de la rivière Saint-Régis sur la rive sud, en aval de Massena (NY). Du côté canadien, cette section débute à Kingston pour se terminer en aval de Cornwall. La partie canadienne du bassin versant est peu étendue en raison du partage des eaux avec la rivière des Outaouais. La portion américaine du bassin est beaucoup plus vaste et est drainée en grande partie par la rivière Oswegatchie.

2.1.3 Le lac Saint-François

Ce tronçon du fleuve se divise en deux parties : en amont, une partie deltaïque comprenant plusieurs chenaux bordant de nombreuses îles et, en aval, une partie fluvio-lacustre formée par un gonflement du fleuve (figure 3). Le lac Saint-François se situe un peu en aval de deux régions industrielles : celle de Cornwall en Ontario et celle de Massena dans l'État de New York. Les eaux du lac se déversent dans le lac Saint-Louis en empruntant le canal de Beauharnois

et deux bras situés de chaque côté de l'île de Salaberry. Le lac a une longueur de 50 km, une profondeur moyenne de 6 m, une superficie de 233 km² et un volume de 2,8 km³ (Sydor, 1978; Allen, 1986; Frenette *et al.*, 1989). La bathymétrie du lac est présentée à la figure 4. Celle-ci est complexe avec cinq bassins profonds ($z \leq 10$ m) et plusieurs chenaux plus profonds ($z \leq 26$ m), localisés en amont du lac, qui se rejoignent en un chenal unique par où passe la voie maritime, plusieurs hauts-fonds ($z \leq 1,5$ m) et plusieurs îles (Lorrain *et al.*, 1993). Les zones peu profondes ($z \leq 3$ m) sont colonisées par des herbiers de macrophytes où dominant *Miriophyllum spicatum*, *Vallisneria americana* et *Potamogeton richardsonii* (Béland et Demers, 1977, cité dans Lorrain *et al.*, 1993).

2.2 Hydrologie et hydrodynamique

Le lac Saint-François reçoit les eaux du Saint-Laurent, qui draine le système des Grands Lacs, le bassin versant le plus industrialisé de l'Amérique du Nord. Après un temps de résidence moyen de huit ans (INRS, 1974), les eaux du lac Ontario se déversent dans le fleuve Saint-Laurent à un débit moyen estimé à 6853 m³/s (données de 1900 à 1986 d'Environnement Canada). Notons que le débit à la source du Saint-Laurent est régularisé par une entente canado-américaine, dite «plan 1958 D», qui vise à stabiliser le niveau du lac Ontario tout en maintenant un niveau minimal garanti dans le port de Montréal (INRS, 1974). En amont du lac Saint-François, trois barrages importants (Moses-Saunders, Long-Sault et Iroquois) permettent de régulariser les débits du fleuve entre le lac Ontario et Cornwall.

À Cornwall, le débit moyen durant les années 1986 à 1990 s'élevait à 7720 m³/s (ASSEAU, 1992). Ainsi, près de 90 p. 100 des eaux qui se déversent à l'entrée du lac Saint-François proviennent du lac Ontario, et le reste peut être attribué aux tributaires dont l'embouchure se situe le long de la section internationale du fleuve. Le niveau du lac Saint-François est contrôlé partiellement par le barrage de Beauharnois, qui libère 84 p. 100 du débit total à la sortie du lac, et par quatre barrages à Coteau-du-Lac. Une entente Québec-Ontario régit le niveau des eaux du lac Saint-François afin de maintenir les variations du plan d'eau à l'intérieur d'une limite stricte fixée à 30 cm (St. Lawrence RAP Team, 1992).

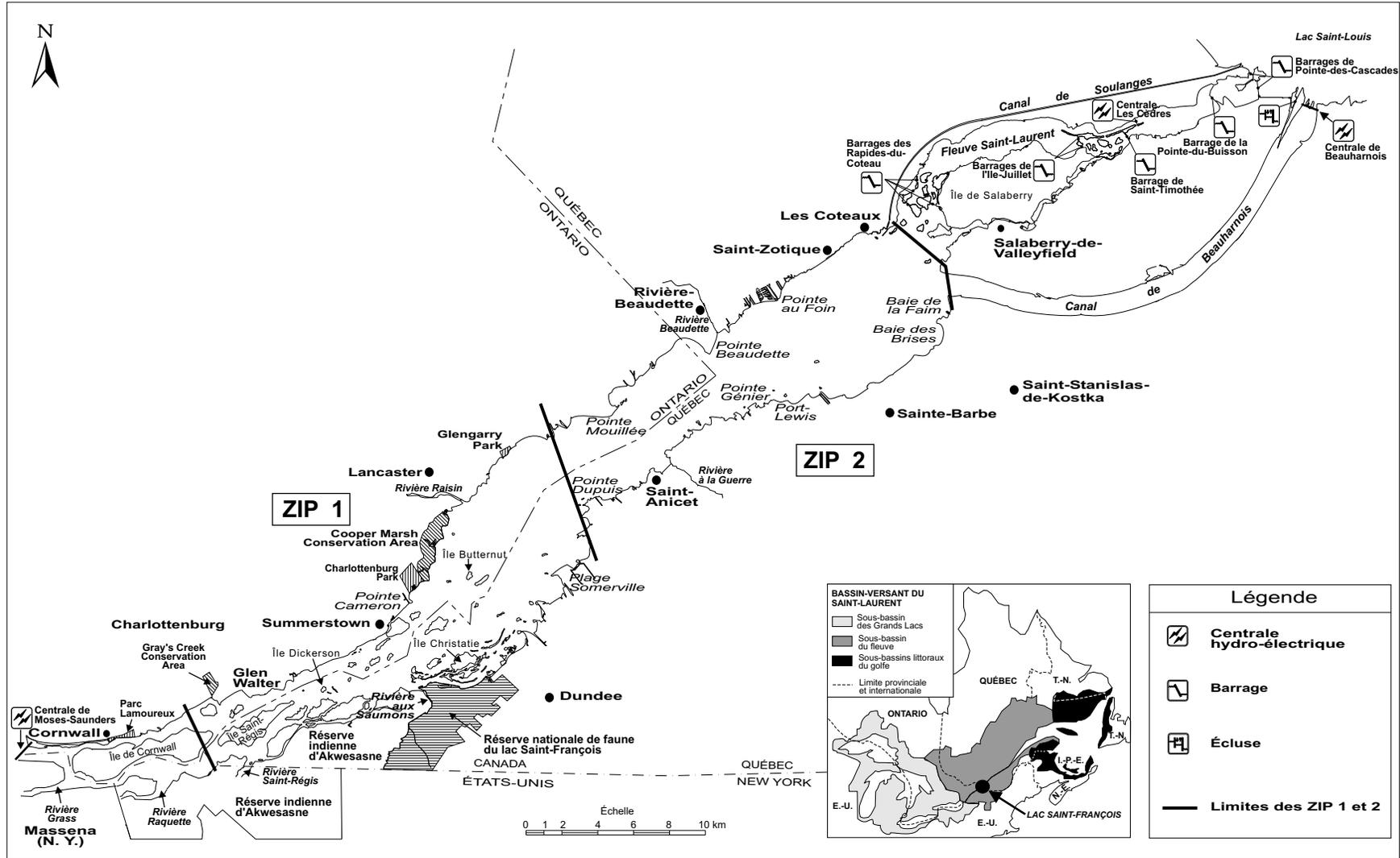


Figure 3 Lac Saint-François (ZIP 1 et 2)

Les eaux de cinq tributaires contribuent à une très légère augmentation du débit du lac Saint-François. Il s'agit, de l'amont vers l'aval, de la rivière Raisin et de la rivière Beaudette ayant leur embouchure sur la rive nord du lac et des rivières Saint-Régis, aux Saumons et à la Guerre débouchant sur la rive sud du lac (figure 3). Il faut également mentionner la contribution des rivières Grass et Raquette, dont l'embouchure est située un peu en amont du lac Saint-François. Les débits moyens annuels des tributaires et la superficie de leur bassin versant sont présentés au tableau 1.

Tableau 1
Superficie des bassins versants et débits moyens annuels des tributaires
du lac Saint-François par ordre décroissant de débits

<i>Tributaires</i>	<i>Débit moyen annuel (m³/s)</i>	<i>Bassin versant (km²)</i>
Raquette*	44	3257
Saint-Régis*	41	2180
Grass*	31	1574
Aux Saumons**	18,5	1070
Raisin**	4,25	404
Beaudette**	3,3	189
À la Guerre**	1,4	83

* Données tirées de New York State Department of Environmental Conservation, 1990.

** Données tirées de Sylvestre, 1989.

Le faible apport des affluents, qui totalise moins de 2 p. 100 du débit en provenance des Grands Lacs et de la section internationale, a pour résultat que les eaux du lac Saint-François sont souvent considérées comme homogènes. Le temps de résidence des eaux du lac Saint-François varie entre un et six jours selon les auteurs : 32 heures d'après Frenette *et al.* (1989), environ six jours d'après Allen (1986) et entre 24 et 48 heures d'après l'INRS (1974). Par conséquent, la stratification thermique des eaux est très peu développée, et les contaminants qui sont transportés à l'état dissous et particulaire résident, en moyenne, au plus quelques jours dans le lac Saint-François.

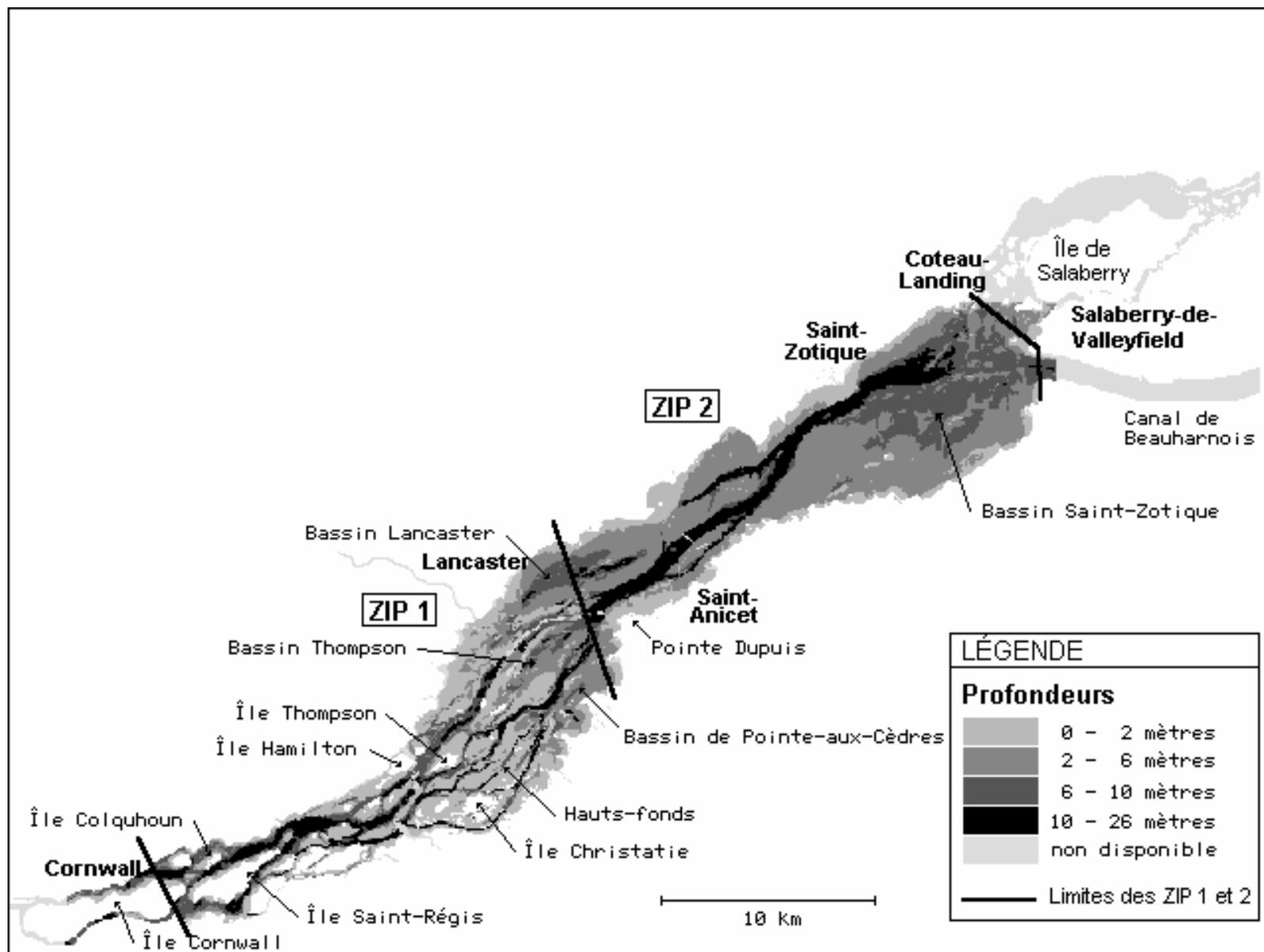


Figure 4 Bathymétrie du lac Saint-François

2.2.1 Les masses d'eau

Des études portant sur la délimitation des principales masses d'eau du Saint-Laurent (CEFSL, 1978; Désilets et Langlois, 1989; Verrette, 1990) ont montré que le lac Saint-François contient une seule masse d'eau et que celle-ci provient des Grands Lacs. Sauf dans le cas de petites zones à l'embouchure des tributaires, cette masse d'eau est très homogène sur toute la largeur et la profondeur de l'écoulement pendant toute l'année. En raison de leur faible débit, les tributaires influencent donc très peu la masse des eaux vertes en provenance des Grands Lacs. En l'absence de masses d'eau différentes qui pourraient produire des cisaillements latéraux importants, la turbulence produite par le frottement de l'écoulement sur le lit est en grande partie responsable de la dispersion des contaminants dans le lac Saint-François.

2.3 Sédimentologie

En raison de la régularisation du niveau des eaux et de la dimension des Grands Lacs qui favorisent la sédimentation des matières en suspension dans leur bassin, la contribution du lac Ontario à la charge sédimentaire du Saint-Laurent est relativement faible. Les concentrations des matières en suspension à la source du fleuve sont en général de 1 à 2 mg/L (Sylvestre, 1987). Frenette *et al.* (1989) estiment la charge sédimentaire en provenance des Grands Lacs à environ 500 000 à 1 000 000 t/an, sur la base d'un bilan moyen à long terme. Ceci correspond à approximativement 8 à 16 p. 100 des apports observés à Québec, qui se chiffrent à environ 6 500 000 t/a. À Cornwall, la concentration des matières en suspension augmente à 2 à 4 mg/L (Frenette *et al.*, 1989), à cause de l'influence des apports du secteur international. À l'entrée du lac Saint-François, la charge sédimentaire passe ainsi à environ 800 000 t/an (Frenette *et al.*, 1989). Durant la période de 1985 à 1990, la concentration moyenne de matières en suspension s'établissait à 2,5 mg/L ($n = 154$) dans la masse d'eau du lac Saint-François (Rondeau, 1993).

On ne possède à peu près pas d'information sur la contribution des tributaires du lac Saint-François, sauf des données qui ne sont que très approximatives, c'est-à-dire 70 000 t/an pour la rivière aux Saumons et 150 000 t/an pour les autres tributaires de la rive sud du lac. Les rivières de la rive nord du lac contribuent pour seulement 40 000 t/a en raison du partage des eaux

avec la rivière des Outaouais (Frenette *et al.*, 1989). Curieusement, Frenette *et al.* (1989, p. 87) estiment à environ 2 000 000 t/an la charge solide à la sortie du lac Saint-François, laissant supposer des apports locaux beaucoup plus importants que les charges déversées par les tributaires du lac même. Ce bilan fait ressortir également une caractéristique importante du lac Saint-François; en effet, contrairement aux apports liquides provenant à plus de 98 p. 100 de la partie amont du fleuve, une portion importante de la charge sédimentaire semble provenir de tributaires débouchant sur la rive sud du lac. Cette charge sédimentaire assez élevée peut s'expliquer par la densité démographique et l'industrialisation des sous-bassins américains, dont la région de Massena dans l'État de New York, et de la région des Mille-Îles (Frenette *et al.*, 1989). Entre 60 et 70 p. 100 de la charge sédimentaire transiteraient durant les trois ou quatre semaines de la fonte printanière. De plus, le bilan sédimentaire moyen du Saint-Laurent peut doubler ou être réduit de moitié durant des années de forte ou de faible hydraulicité des tributaires. Finalement, les barrages hydro-électriques à l'entrée et à la sortie du lac diminuent les écarts limnimétriques et rendent presque nulle la probabilité d'inondations. Ce sont les inondations qui entraînent généralement une charge sédimentaire élevée en provenance de la partie amont du fleuve (INRS, 1974).

L'élargissement et l'approfondissement du chenal naturel contribuent à canaliser une grande partie de l'énergie hydraulique du fleuve dans la voie maritime. Ceci a pour effet de diminuer la vitesse de l'écoulement près des berges et de favoriser ainsi la sédimentation, tout en ralentissant cependant l'érosion (INRS, 1974; Carignan *et al.*, 1993). Selon le bilan des apports sédimentaires, les eaux de la partie sud du lac devraient normalement présenter des concentrations plus élevées de matières en suspension en provenance des tributaires américains et ontariens, incluant la région des Mille-Îles (Frenette *et al.*, 1989). Cette dynamique nous permet de supposer que les particules fines en provenance des Grands Lacs transitent principalement dans la voie maritime jusqu'à la sortie du lac. À l'exception du secteur des brisants Lancaster (Lancaster Bar), les activités de dragage d'entretien de la voie de navigation sont peu fréquentes au lac Saint-François, ce qui pourrait s'expliquer par un faible taux de sédimentation dans le chenal maritime. Par contre, les eaux des tributaires chargées de sédiments, normalement de

nature plus grossière, seraient rabattues sur les berges, favorisant ainsi la sédimentation dans ces zones.

Une étude récente de l'INRS-eau (Carignan, 1990), basée sur l'utilisation de marqueurs chronologiques (radio-éléments, polluants d'origine anthropique), suggère fortement qu'une phase d'accumulation nette de sédiments aurait débuté dans certaines parties du lac vers le début du siècle. La sédimentation de particules fines coïnciderait avec l'élévation du niveau du lac et avec la modification des courants par les aménagements hydro-électriques des Cèdres (1912) et de Beauharnois (1932). Ces conclusions sont basées essentiellement sur l'étude de trois sites de carottage situés dans des milieux sédimentaires différents (figure 5). Selon ces données préliminaires, une zone dynamique et complexe existe dans la partie ouest du lac (site n° 3, à 74° 27' 36" de longitude O. et 45° 4' 9" de latitude N.), où une forte valeur locale de sédimentation (> 10 mm/an) a été observée. Une sédimentation assez constante de 3 à 5 mm/an, depuis les trente ou quarante dernières années, a été observée sur la pente d'un chenal secondaire situé entre la pointe Beaudette et la pointe Mouillée (site n° 2, à 74° 20' 9" de longitude O. et 45° 10' 54" de latitude N.). La sédimentation serait beaucoup plus faible (0,42 mm/an) dans le bassin à l'embouchure du lac, au sud du chenal maritime, où l'épaisseur de la couche de sédiments récents atteint seulement 6 cm (site n° 1, à 74° 11' 30" de longitude O. et 45° 12' 48" de latitude N.). Toutefois, plusieurs carottes prélevées dans ce même bassin en 1989 (Fortin et Desrochers, 1990) ont pénétré des couches de vases molles d'une épaisseur supérieure à 20 cm, suggérant une variabilité horizontale dans le taux de sédimentation.

D'après l'étude de Carignan (1990), une zone de mélange correspondant aux 3 cm superficiels des carottes prélevées aux sites n° 2 et 3 laisse penser que dans certaines parties du lac, la masse de sédiments présentant des structures de remaniement (par bioturbation, remise en suspension par l'action des vagues et des courants avec ou sans transport) peut atteindre des valeurs de 9000 à 14 000 tonnes, en poids sec, par kilomètre carré. En plus de l'élévation du niveau de l'eau, les plantes aquatiques, dont le développement a pu être favorisé dans certains endroits par l'enrichissement des sédiments en éléments nutritifs, de même que la présence d'un grand nombre de coquilles dans les sédiments dans d'autres secteurs du lac semblent être des

facteurs importants qui favorisent l'accumulation et la stabilisation des sédiments fins (Carignan, 1990).

Exception faite des chenaux principaux, les parties profondes ($z > 4,5$ m) semblent former des zones d'accumulation permanente de sédiments fins (Lorrain, 1992). Carignan *et al.* (1993) estiment à 89 600 t/an la sédimentation nette de particules fines dans les parties profondes ($z \geq 4,5$ m) qui s'étendent sur 28 km² au lac Saint-François. Ces auteurs estiment que le taux d'accumulation dans ces zones varie entre 0,13 et 1,91 cm/an. Les résultats de ces études (Carignan, 1990; Carignan *et al.*, 1993) semblent contredire les hypothèses formulées dans d'autres travaux qui soutenaient une sédimentation temporaire dans le lac Saint-François (Allen, 1986; Sloterdijk, 1985).

Les différentes études sédimentologiques menées au lac Saint-François ne permettent pas d'évaluer l'importance relative des sédiments transportés par charriage. Néanmoins, il semble que le transport des matières solides s'effectue surtout en suspension (INRS, 1974; Frenette *et al.*, 1989).

2.4 Nature des sédiments

D'une façon générale, les sédiments du fond du Saint-Laurent sont de texture très différente. Le lit du chenal maritime se caractérise par la présence de roc, de graviers, de sables et d'argiles compactes de la mer de Champlain. Les vases molles d'origine récente sont surtout concentrées dans les bassins formés par les sections lacustres du fleuve et se trouvent généralement à l'extérieur du chenal de navigation. La diminution graduelle de la vitesse des courants causée par l'élargissement du fleuve permet aux eaux de certains bassins de se libérer partiellement de leur charge sédimentaire. Ainsi, dans la partie amont du lac Saint-François, les fonds sont principalement composés de graviers et de sables pour passer graduellement aux limons et aux argiles vers la sortie du lac (Frenette *et al.*, 1989).

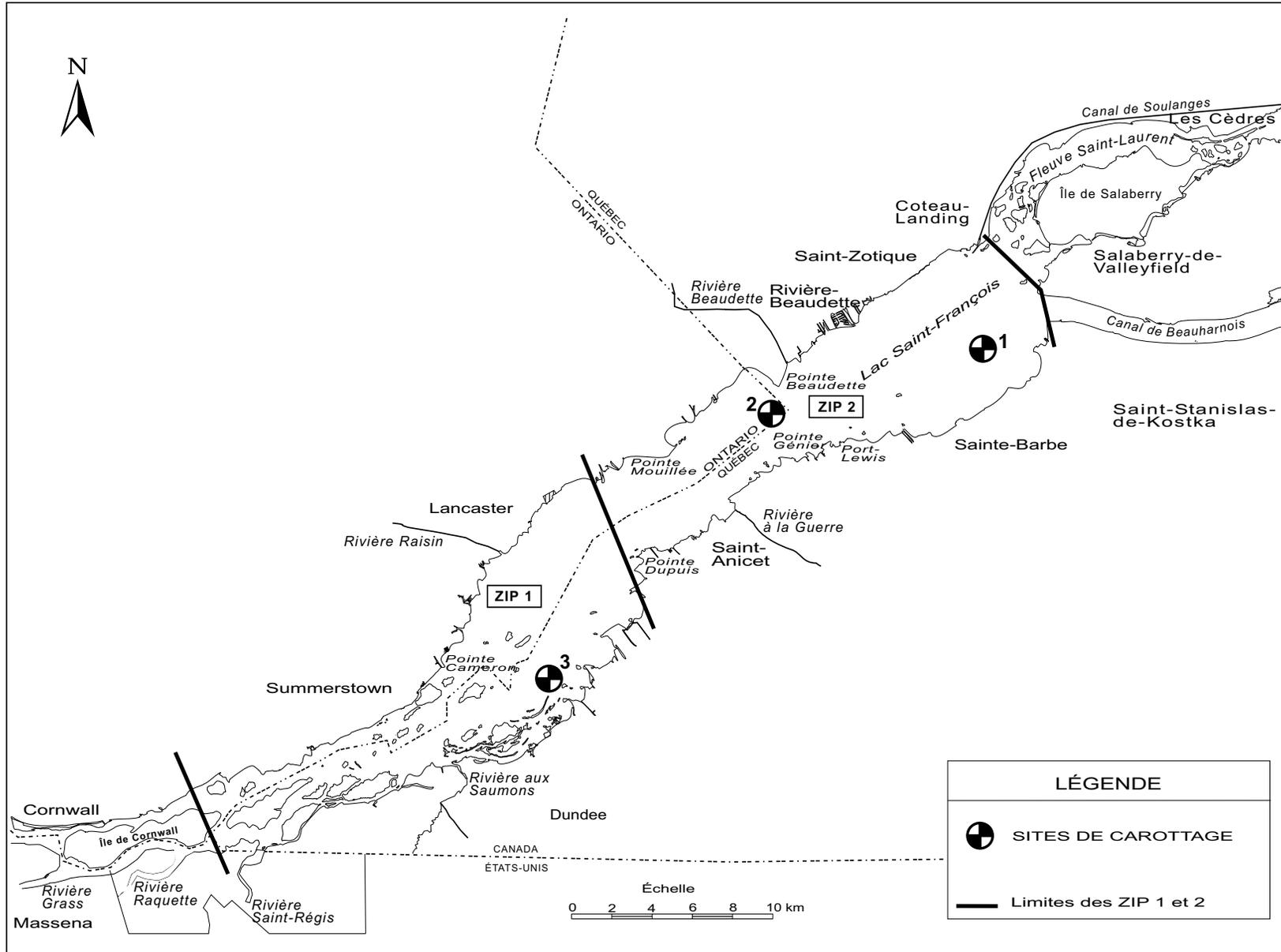
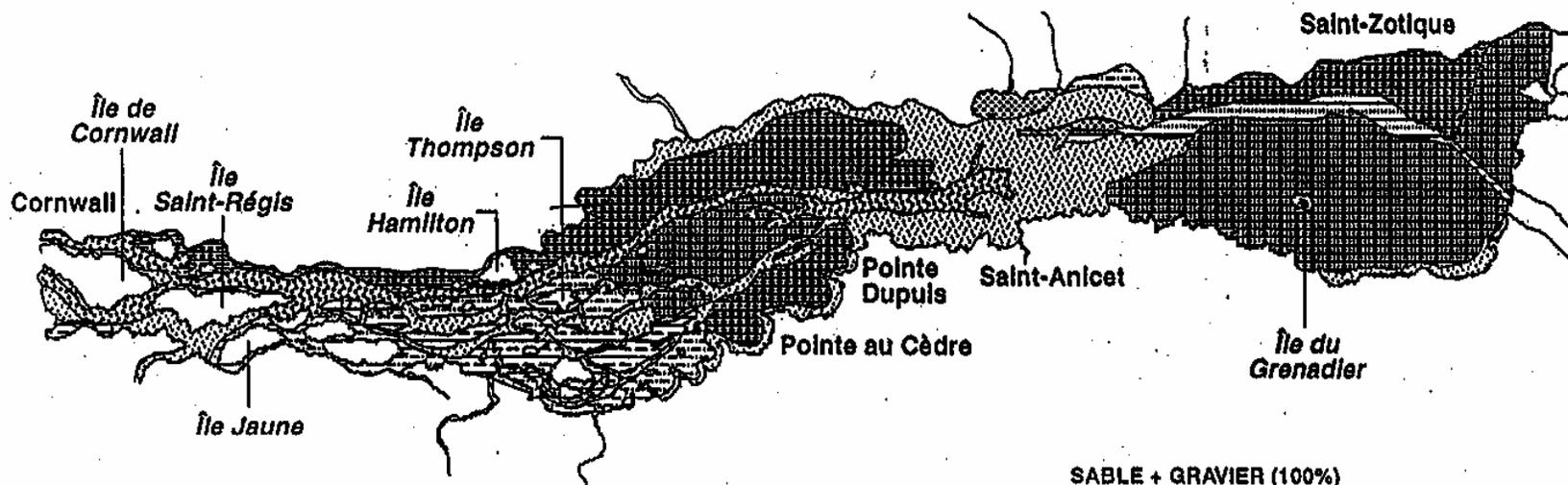


Figure 5 Localisation des sites de carottage

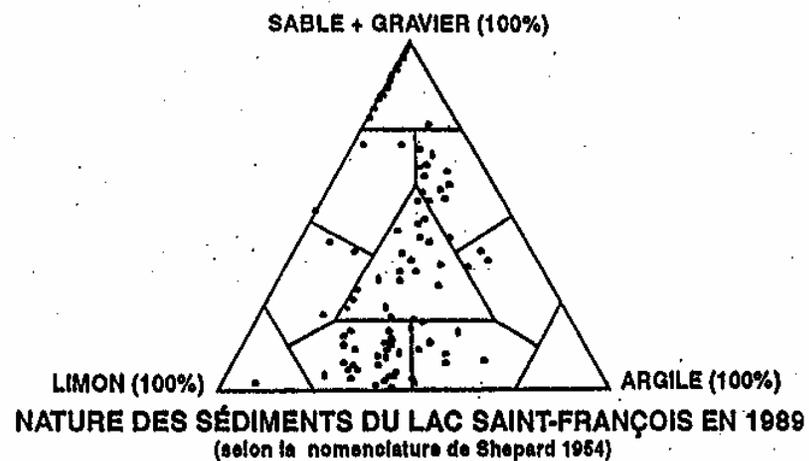
2.4.1 Granulométrie et sédimentation

Deux campagnes de caractérisation de la granulométrie des sédiments de fond ont été réalisées dans l'ensemble du lac Saint-François. Les activités d'échantillonnage ont eu lieu de 1979 à 1981 (Sloterdijk, 1985) et en 1989 (Fortin et Desrochers, 1990). Les résultats de la première campagne ont été rapportés par Sloterdijk (1985), alors que ceux de 1989 sont discutés dans une étude récente de Lorrain *et al.* (1993). Les résultats de la campagne d'échantillonnage menée en 1989 sont illustrés dans la carte de la figure 6. Lorrain *et al.* (1993) ont décrit le mode de sédimentation au lac Saint-François de la façon suivante :

« La représentation des pourcentages des fractions granulométriques sur un diagramme ternaire, permet de distinguer deux groupements de stations correspondant à des environnements sédimentaires distincts au lac Saint-François (figure 6). Un groupe de stations, localisé en bordure du lac et dans les chenaux, est caractérisé par l'absence des fractions limon et argile et correspond à un milieu de haute énergie (forts courants, vagues). Le deuxième groupe de stations est caractérisé par une augmentation du pourcentage des fractions limon et argile, ayant un rapport limon : argile égal à 1,6 et correspond à un milieu de moindre énergie que sont les zones d'accumulation (figure 6). À l'amont du lac sur les hauts fonds, la couche de sédiments de surface est constituée de limon argileux avec quelques zones de sable boueux et de limon sableux près de l'île Thompson. Dans les bassins de la pointe au Cèdre et de Lancaster, on observe du limon argileux, alors que dans le bassin de Thompson les sédiments de surface sont constitués de sable boueux. Dans la partie centrale du lac, les sédiments de surface sont constitués de sable et s'affinent vers le bassin du Grenadier où l'on trouve un sable boueux. Dans le bassin de Saint-Zotique, au nord de la voie maritime, on retrouve un limon argileux, et le sédiment devient plus grossier vers l'aval de ce bassin avec un sable boueux dans la région de Coteau-Landing. Malgré la texture fine des sédiments dans certaines zones, le sable est un constituant majeur (> 30 p. 100) des sédiments sur environ 75 p. 100 de la superficie du lac Saint-François. La forte proportion de sable dans les sédiments sur la partie centrale du lac, en particulier près de la pointe Dupuis et près de l'embouchure de la rivière Raisin, indique une source proximale des sédiments grossiers » (Lorrain *et al.*, 1993).



Légende			
(selon la nomenclature de Shepard 1954)			
	Gravier		Sable limoneux-Limon argileux
	Sable		Limon
	Sable boueux		Limon argileux
	Sable argileux		Roche-mère



Source : Lorrain *et al.*, 1993.

Figure 6 Classification des sédiments du lac Saint-François selon leur composition granulométrique en 1989

Les sédiments échantillonnés en 1989 contenaient en moyenne $3,2 \pm 2,3$ p. 100 de carbone organique (C org.) ($n = 127$), avec des valeurs extrêmes de 0,24 et 12 p. 100 (Lorrain *et al.*, 1993). Les valeurs les plus faibles ont été mesurées dans la partie centrale du lac, et les valeurs maximales ont été obtenues sur les hauts fonds et le long de la rive nord et là où, généralement, l'épaisseur de la couche de sédiments est la plus importante (Lorrain *et al.*, 1993). Ces auteurs ont observé une corrélation très hautement significative ($\tau = 0,56$; $p = 0,0001$) entre l'épaisseur de la couche sédimentaire et le pourcentage de C org., suggérant que les matières organiques proviennent de l'extérieur des zones de sédimentation et qu'elles s'accumulent sous la forme de débris organiques.

CHAPITRE 3 **Les sources de pollution**

Les substances toxiques et les polluants parviennent au lac Saint-François (ZIP 1 et 2) de trois sources majeures : les eaux du fleuve provenant des Grands Lacs et de la section internationale, les tributaires et les effluents municipaux. Soulignons qu'aucune industrie importante n'est implantée sur les berges du lac Saint-François. Cependant, des contaminants ont été déversés directement dans le fleuve par des effluents industriels, et des polluants peuvent migrer vers les cours d'eau à partir de sites d'élimination de déchets dangereux localisés dans la région immédiate de Cornwall-Massena. En l'absence de données récentes, il est difficile d'évaluer l'impact présent de ces polluants sur le milieu récepteur après les mesures correctrices appliquées depuis quelques années dans la région de Cornwall-Massena. Toutefois, ces apports toxiques ont modifié et peuvent influencer encore aujourd'hui la qualité de l'eau et des sédiments du lac Saint-François. Pour cette raison, une description succincte de ces industries et des sites de déchets dangereux servira à évaluer leur importance dans la problématique de la contamination du lac Saint-François.

3.1 Les sources ponctuelles

Les sources ponctuelles de contamination se rangent dans quatre principaux groupes : les effluents municipaux, les rejets industriels, les tributaires et les apports fluviaux. Les eaux usées des municipalités et les eaux résiduaires industrielles sont en grande partie responsables de la pollution des cours d'eau. Ces rejets peuvent être de nature très différente, et selon les usages de l'eau et des sédiments, ils n'ont pas tous le même impact sur la qualité du milieu récepteur. À l'exception de la ville de Cornwall, située à l'entrée du lac Saint-François, les municipalités riveraines ont une population permanente ne dépassant pas une dizaine de milliers d'habitants (tableau 2). Cependant, il faut tenir compte des apports des agglomérations urbaines et des zones industrialisées que l'on retrouve en amont. Ces sources extérieures de contamination ont sans doute une influence appréciable sur la qualité des eaux et des sédiments du lac.

Tableau 2
Bilan de l'assainissement municipal des eaux usées dans la région du lac Saint-François

<i>Municipalité</i>	<i>Population totale (1991)</i>	<i>Présence d'un réseau d'égout^a</i>	<i>Population desservie (%)</i>	<i>Date de mise en opération de la station d'épuration</i>
Québec*				
Coteau-Landing	1 552	Oui	1 552 (100)	Décembre 1995 ^b
Dundee	382	Non	0 (0)	
Rivière-Beaudette	1 292	Oui	200 (15,5)	
Saint-Anicet	2 215	Non	0 (0)	
Saint-Stanislas-de-Kostka	1 590	Non	0 (0)	
Saint-Zotique	2 515	Oui	2 515 (100)	Novembre 1995 ^b
Sainte-Barbe	1 307	Non	0 (0)	
Ontario**				
Cornwall	53 400	Oui	53 400 (100)	1980

Sources : * Montfet, 1994. ** St. Lawrence RAP Team, 1992.

^a Les municipalités qui ne sont pas équipées d'un réseau d'égout déversent généralement leurs eaux usées dans des fosses septiques.

^b Prévision.

3.1.1 Rejets municipaux

3.1.1.1 Municipalités du Québec

Sept municipalités québécoises, comptant au total un peu plus de 10 000 habitants (tableau 2), déversent leurs eaux usées domestiques dans des fosses septiques, dans des tributaires ou encore directement dans le lac Saint-François.

En 1994, aucune des municipalités québécoises n'était équipée d'une usine de traitement des eaux usées (Montfet, 1994). Les apports en zinc, en cuivre et en plomb des municipalités riveraines du lac Saint-François ont été estimés par ASSEAU (1992) pour l'année 1989, et les résultats sont présentés au tableau 3. Ces estimations sont basées sur une consommation moyenne d'eau de 830 litres par personne par jour en l'absence de mesures des débits des effluents municipaux (voir annexe 1). Pour des populations de moins de 25 000 habitants, le calcul des charges est basé sur des concentrations de cuivre de 0,020 mg/L, des concentrations de plomb de 0,025 mg/L et des concentrations de zinc de 0,050 mg/L dans les

effluents municipaux (ASSEAU, 1992). À titre indicatif, la ville de Salaberry-de-Valleyfield (29 000 habitants) déverserait dans le fleuve (ZIP 4), selon les estimations de ASSEAU (1992), au moins dix fois plus de cuivre et de plomb que l'ensemble des municipalités riveraines du lac Saint-François.

Tableau 3
Estimation des rejets de zinc, cuivre et plomb par les municipalités du Québec situées en bordure du lac Saint-François pour l'année 1989

<i>Municipalité</i>	<i>Population desservie (1989)</i>	<i>Débit (m³/s)</i>	<i>Zn (kg/d)</i>	<i>Cu (kg/d)</i>	<i>Pb (kg/d)</i>
Akwasasne	1 455	0,014	0,024	0,060	0,030
Dundee	353	0,003	0,006	0,015	0,007
Coteau-Landing	1 435	0,014	0,024	0,060	0,030
Rivière-Beaudette	1 047	0,010	0,017	0,043	0,022
Saint-Zotique	2 025	0,019	0,034	0,084	0,042
Saint-Anicet	2 104	0,020	0,035	0,087	0,044
Sainte-Barbe	1 178	0,011	0,020	0,049	0,024
Total	9 597	0,091	0,160	0,398	0,199

Source : ASSEAU, 1992.

Remarque. - L'imprécision sur le calcul des charges est de 50 p. 100.

Légende. - kg/d : kilogramme par jour.

3.1.1.2 **Municipalités de l'Ontario**

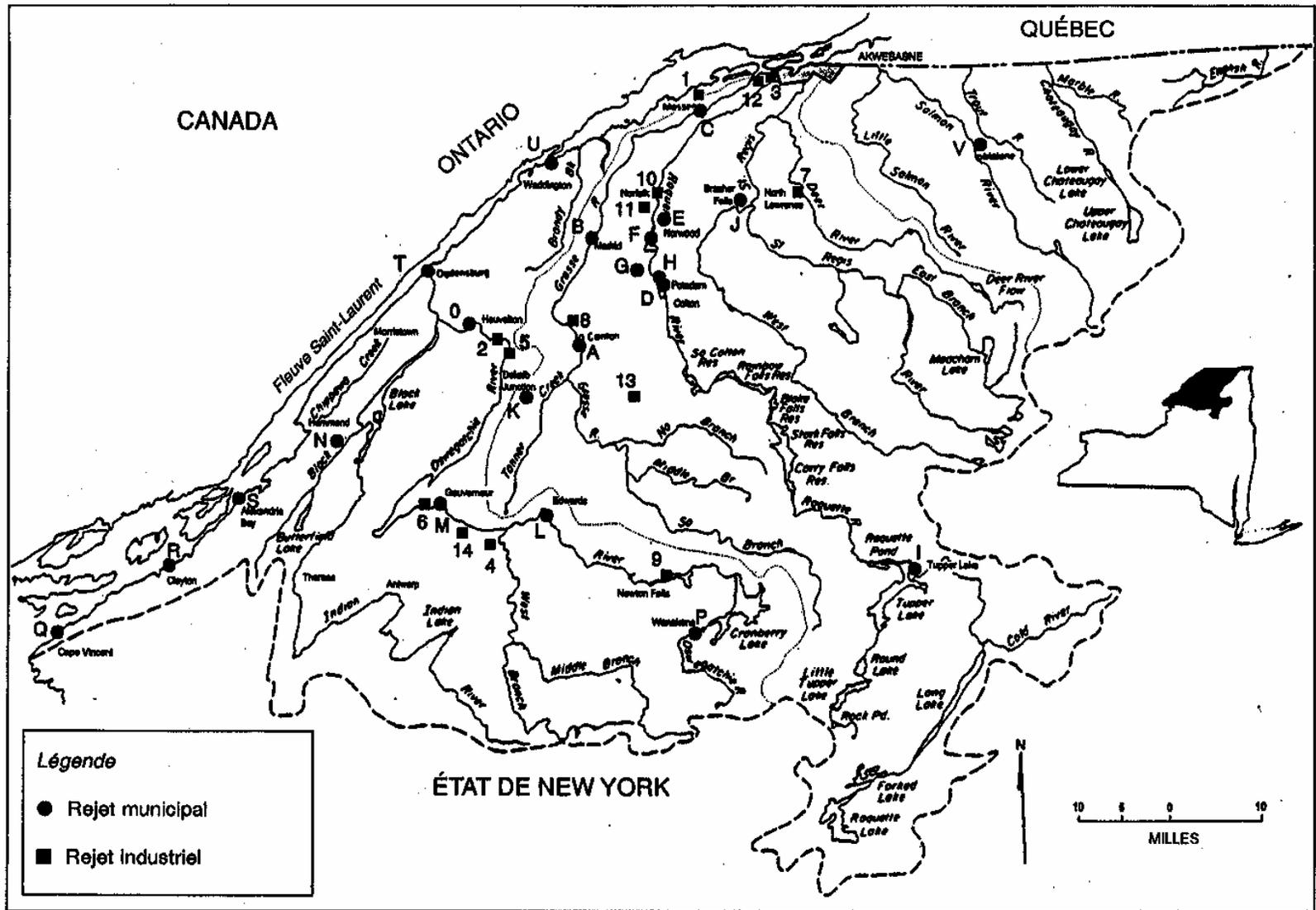
La rive ontarienne du lac Saint-François compte un petit nombre de municipalités dont la ville de Cornwall (tableau 2) et les villages de Glen Walter, Summertown et South Lancaster. La ville de Cornwall, avec ses 53 400 habitants, est de loin la principale agglomération urbaine et industrielle située en bordure du lac Saint-François. La municipalité de Cornwall possède une usine de traitement des eaux usées domestiques et des eaux résiduaires industrielles dont la majeure partie provient, ou provenait, des usines BASF (fermée), Marimac (fermée), Richelieu Knitting Mills et Champlain Industries. Des bassins de rétention ont été aménagés, et des agrandissements ont été apportés à l'usine en 1988, portant sa capacité de 38 000 m³/d à

50 000 m³/d. Il est donc possible que des débordements occasionnels aient pu se produire avant 1988. L'usine est équipée d'un système qui permet de retirer le phosphore des eaux usées. En 1979, les rejets de l'usine d'épuration des eaux de Cornwall contenaient des quantités appréciables de métaux lourds (voir le tableau 7).

Glen Walter dispose d'un système de traitement au charbon activé dans son usine de traitement de l'eau potable. Ce système permet de réduire au minimum les risques pour la santé encourus par la présence de contaminants en provenance de l'amont et qui parviennent à la prise d'eau de cette municipalité (Nettleton, 1989).

3.1.1.3 *Municipalités américaines*

Les effluents municipaux de la région de Massena ont été identifiés comme des sources ponctuelles de métaux et de phosphore; cependant, les informations sur les teneurs en contaminants des eaux usées sont incomplètes et ne permettent pas une évaluation adéquate des charges municipales (New York State Department of Environmental Conservation, 1990). La partie américaine du bassin versant du Saint-Laurent reçoit les eaux usées de 22 municipalités (figure 7). Les eaux usées de cinq de ces municipalités sont rejetées après traitement dans le secteur international du fleuve, alors que celles des 17 autres municipalités sont déversées dans des tributaires ayant leur embouchure le long du Saint-Laurent (tableau 4). Il est intéressant de noter que la ville de Massena est équipée de six émissaires par lesquels les eaux de débordement de réseaux unitaires (réseaux de collecte d'eaux usées municipales et d'eaux pluviales) sont évacuées vers les eaux de surface lors des orages violents et de la fonte des neiges. Ces eaux de débordement constituent une source importante de pollution des eaux de surface (New York State Department of Environmental Conservation, 1990).



Source : New York State Department of Environmental Conservation, 1990.

Figure 7 Localisation des effluents municipaux et industriels rejetés dans la partie américaine du bassin versant du lac Saint-François

Tableau 4
Municipalités déversant leurs eaux traitées et leurs eaux de débordement (non traitées)
dans la partie américaine du bassin versant de la section internationale du Saint-Laurent

<i>Municipalité*</i>	<i>Bassin/sous-bassin</i>	<i>Débit prévu</i>		<i>Émissaires de débordement</i>
		<i>(10⁶ gal/d)</i>	<i>(m³/s)</i>	
A. Canton (V)	Rivière Grass	2,00	0,088	-
B. Madrid (T)	Rivière Grass	0,12	0,005	-
C. Massena (V)	Rivière Grass	2,70	0,118	6
D. Colton (T)	Rivière Raquette	0,07	0,003	-
E. Norfolk (T)	Rivière Raquette	0,16	0,007	-
F. Norwood (V)	Rivière Raquette	0,43	0,019	-
G. Potsdam (T)	Rivière Raquette	0,04	0,002	-
H. Potsdam (V)	Rivière Raquette	3,30	0,145	-
I. Tupper Lake (V)	Rivière Raquette	1,10	0,048	-
J. Brasher Falls (T)	Rivière Saint-Régis	0,12	0,005	-
K. DeKalb Junction (T)	Rivière Oswegatchie	0,03	0,001	-
L. Edwards (V)	Rivière Oswegatchie	0,08	0,004	1
M. Gouverneur (V)	Rivière Oswegatchie	3,50	0,153	-
N. Hammond (V)	Rivière Oswegatchie	0,04	0,002	-
O. Heuvelton (V)	Rivière Oswegatchie	0,45	0,002	-
P. Wanakena (T)	Rivière Oswegatchie	0,015	0,0007	-
Q. Cape Vincent (V)	Fleuve Saint-Laurent	0,14	0,006	3
R. Clayton (V)	Fleuve Saint-Laurent	0,31	0,014	2
S. Alexandria Bay (V)	Fleuve Saint-Laurent	0,75	0,032	2
T. Ogdensburg (C)	Fleuve Saint-Laurent	6,5	0,285	18
U. Waddington (V)	Fleuve Saint-Laurent	0,16	0,007	-
V. Malone (V)	Rivière aux Saumons	3,70	0,162	-

Source : New York State Department of Environmental Conservation, 1990.

* Voir la figure 6 pour la localisation des municipalités.

Légende. - (V): Village. (T) : Commune. (C) : Ville.

3.1.2 Rejets industriels

Les rives québécoises du lac Saint-François sont très peu industrialisées et, par conséquent, on ne dénombre au Québec aucune industrie visée par le Plan d'action Saint-Laurent ou participant au Programme de réduction des rejets industriels (PRRI), sauf pour l'établissement Montupet de Rivière-Baudette qui pourrait faire l'objet d'un suivi dans le cadre de Saint-Laurent Vision 2000. Cependant, il en est autrement dans le pôle Cornwall-Massena. Plusieurs usines

américaines déversaient, après un traitement primaire, leurs eaux de procédé directement dans le fleuve et(ou) dans des tributaires (rivières Grass, Raquette et Saint-Régis) qui débouchent près de l'entrée du lac Saint-François. Dans l'État de New York, les rejets industriels sont réglementés par le State Pollution Discharge Elimination System (SPDES) qui est administré par le New York State Department of Environmental Conservation (NYSDEC). Les trois principaux établissements industriels de la région de Massena (ALCOA, General Motors et Reynolds Metals) ont entrepris depuis 1980 des mesures supplémentaires de prévention et d'assainissement de leurs rejets pour se conformer aux règlements du SPDES.

Plusieurs usines établies dans la région de Cornwall ont rejeté d'importantes quantités de substances toxiques directement dans le Saint-Laurent. Un certain nombre de ces usines, Domtar par exemple, sont toujours exploitées et continuent à déverser des quantités importantes d'eaux usées dans le fleuve.

La détérioration de la qualité du milieu, à la suite d'apports importants de contaminants organiques et inorganiques provenant de la région de Cornwall-Massena, est particulièrement évidente dans le biote du lac Saint-François (Sylvestre, 1989; St. Lawrence RAP Team, 1992). Pour ces raisons, il est important de décrire brièvement les principales activités de chacune de ces industries afin d'identifier sommairement les sources locales de contaminants d'origine industrielle.

Ces descriptions sont basées sur des rapports techniques qui ont été préparés pour des plans d'assainissement du Saint-Laurent (*remedial action plans*, ou RAP). Ces rapports ont été publiés récemment et couvrent les régions de Massena (New York State Department of Environmental Conservation, 1990, 1991 et 1992) et de Cornwall (St. Lawrence RAP Team, 1992).

3.1.2.1 Région de Massena

D'après le New York State Department of Environmental Conservation (NYSDEC) (1990, 1991 et 1992), des effluents industriels importants ont été déversés dans la partie américaine du bassin versant du Saint-Laurent par 14 usines (figure 7 et tableau 5). Deux usines

(Reynolds Metals Co. et General Motors) déversent leurs eaux usées traitées directement dans le Saint-Laurent à l'entrée du lac Saint-François. Parmi les usines établies en bordure des tributaires, quatre rejettent leurs effluents dans la rivière Grass (ALCOA, Corning Glass Co., Kraft Food et Zinc Corp. of America), trois, dans la rivière Raquette (General Motors, Norfolk Paper Co. et Potsdam Paper Co.), et une, dans la rivière Saint-Régis (Kraft Inc. Dairy Group). La rivière Oswegatchie, dont l'embouchure est à plus de 70 km en amont du lac Saint-François, reçoit les rejets de cinq usines (Gouverneur Talc Co., Heuvelton Whey Co., James River Paper Co., Newton Falls Paper Co. et Zinc Corp. of America).

Tableau 5
Établissements industriels déversant leurs eaux usées dans la partie américaine du bassin versant de la section internationale du Saint-Laurent en 1989

<i>Industries*</i>	<i>Bassin/sous-bassin</i>	<i>Débit moyen des effluents</i>	
		<i>(10⁶ gal/d)</i>	<i>(m³/s)</i>
1. ALCOA	Rivière Grass	4,6	0,582
2. Corning Glass Co.	Rivière Grass	0,31	0,014
3. General Motors	Rivière Raquette et Saint-Laurent	0,22	0,010
4. Gouverneur Talc Co.	Rivière Oswegatchie	0,35	0,015
5. Heuvelton Whey Co.	Rivière Oswegatchie	1,00**	0,044
6. James River Paper Co.	Rivière Oswegatchie	0,75	0,033
7. Kraft Inc. Dairy Group	Rivière Saint-Régis	0,90	0,039
8. Kraft Food	Rivière Grass	0,50***	0,022
9. Newton Falls Paper Co.	Rivière Oswegatchie	6,70	0,293
10. Norfolk Paper Co.	Rivière Raquette	0,37	0,016
11. Potsdam Paper Co.	Rivière Raquette	1,10	0,048
12. Reynolds Metals Co.	Fleuve Saint-Laurent	3,70	0,162
13. Zinc Corp. of America	Rivière Grass	0,36	0,015
14. Zinc Corp. of America	Rivière Oswegatchie	1,90	0,083

Source : New York State Department of Environmental Conservation, 1990.

* Voir la figure 7 pour la localisation des établissements industriels.

** Débit permis et non une mesure.

*** Eau de refroidissement seulement.

Trois des 14 usines rejettent leurs eaux de procédé à un débit supérieur à 0,1 m³/s (tableau 5). Ces usines sont l'ALCOA, la Newton Falls Paper Co. et la Reynolds Metals Co. Finalement, quatre usines oeuvrent dans le secteur des pâtes et papiers (James River Paper Co., Newton Falls Paper Co., Norfolk Paper Co. et Potsdam Paper Co.), trois dans le secteur métallurgique (Gouverneur Talc Co. et deux usines de Zinc Corp. of America), trois dans le secteur alimentaire (Heuvelton Whey Co., Kraft Inc. Dairy Group et Kraft Food), deux dans le secteur de l'aluminium (ALCOA et Reynolds Metals Co.), une dans le secteur de l'automobile (General Motors) et une dernière dans les verres spéciaux (Corning Glass Co.).

Le NYSDEC a identifié dix effluents contenant des substances toxiques rejetés par neuf usines et une municipalité, la ville d'Ogdensburg, située à environ 70 km en amont du lac Saint-François. Le tableau 6 indique la nature des substances toxiques qui étaient déversées en 1989 par les usines de la région de Massena et par le système de traitement primaire des eaux usées de la municipalité d'Ogdensburg. La présence de ces contaminants dans les eaux de surface est une cause reconnue de pertes d'usages dans le milieu récepteur. Les usines d'**ALCOA**, **General Motors** et **Reynold Metals Co.**, situées dans la région immédiate de Massena, déversaient à la fin des années 1980 plusieurs contaminants (tableau 6) dont des BPC, des HAP, des cyanures et des métaux (Al, Cu et Zn) à un débit parfois très important (par exemple 0,582 m³/s à l'usine d'ALCOA, tableau 5).

En ce qui a trait aux BPC, le NYSDEC a élaboré en 1989 un projet de règlement qui limite considérablement les concentrations permises de BPC dans les effluents liquides de l'ALCOA, de la Reynolds Metals et de la General Motors. Les BPC ne devront pas être détectés dans les rejets de ces compagnies, c'est-à-dire que la concentration des BPC dans l'effluent devra être inférieure à la limite de détection de la méthode analytique (méthode n° 608) recommandée par l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis, qui est de 0,065 µg/L. Suite aux efforts d'assainissements et de modernisation entrepris depuis quelques années, les rejets liquides de ces trois compagnies rencontrent la norme fixée à 0,065 µg/L pour les rejets de BPC (Fédida, 1994).

Tableau 6

Substances toxiques rejetées par les établissements industriels de la région de Massena et par la municipalité d'Ogdensburg

<i>Paramètres</i>	<i>ALCOA</i>	<i>Corning Glass</i>	<i>General Motors</i>	<i>Gouverneur Talc</i>	<i>James River Paper Co.</i>	<i>Newton Falls Paper Co.</i>	<i>Ogdensburg STP</i>	<i>Potsdam Paper Co.</i>	<i>Reynolds Metals</i>	<i>Zinc Corp. of America</i>
DDT	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dioxines	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mirex	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HAP totaux	X	-	-	-	-	-	-	-	X	-
BPC totaux	X	-	X	-	-	-	-	-	X	-
Aluminium	X	-	X	-	-	-	-	-	X	X
Arsenic	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-
Cadmium	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X
Chrome	-	-	X	-	X	-	-	-	-	-
Cuivre	X	X	X	-	X	X	X	-	-	X
Cyanures	X	-	-	-	-	X	X	-	X	X
Fer	-	X	X	X	-	-	-	-	-	X
Mercure	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X
Nickel	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Plomb	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X
Zinc	X	-	-	X	X	-	X	X	X	X

Source : New York State Department of Environmental Conservation, 1990.

Aluminum Company of America (ALCOA). - L'ALCOA fabrique des lingots d'aluminium et des produits en aluminium (câbles, tiges et barres) sur une propriété de 3500 acres dans la région de Massena. Le terrain de l'usine est délimité en partie par le fleuve Saint-Laurent, la rivière Grass et le canal de Massena. L'alimentation en eau de l'usine provient du Saint-Laurent, et l'eau est chlorée avant son utilisation. Les eaux du procédé primaire utilisées dans la fabrication des lingots d'aluminium sont traitées sur les lieux, et la qualité des effluents est régie par l'État de New York (normes du State Pollution Discharge Elimination System ou SPDES). Après un traitement à la chaux des eaux utilisées dans le procédé de lavage des émissions atmosphériques, les eaux de procédé reposent dans des bassins de rétention avant d'être déversées, une fois stabilisées, dans la rivière Grass via l'émissaire 001. En 1985, l'ALCOA réduisait le niveau des BPC dans ses rejets à moins de 2 µg/L (Anderson, 1990). Les eaux domestiques sont également traitées dans des bassins de rétention où elles sont périodiquement chlorées avant d'être rejetées dans la rivière Grass par l'émissaire 001. L'émissaire 002 sert principalement à l'évacuation des eaux pluviales vers la rivière Grass. Cependant, cet émissaire peut être utilisé en cas d'urgence pour déverser des eaux de procédé après un traitement à la chaux. Les émissaires 003 et 004 acheminent les eaux de pluie et de refroidissement dans le canal de Massena et la rivière Grass respectivement. Les conduites d'évacuation des eaux pluviales sont équipées d'un séparateur huile-eau.

En juin 1991, l'ALCOA mettait en service un système de traitement qui utilise une colonne d'adsorption sur charbon afin de réduire ses rejets de BPC par l'émissaire 004. En août 1991, ALCOA acceptait d'entreprendre les mesures d'assainissement nécessaires afin de réduire la concentration des BPC dans les rejets liquides à un niveau de non-détection, c'est-à-dire sous la limite de détection analytique de 0,065 µg/L. Ces mesures correctrices comprennent l'installation d'un épurateur (filtration à sec) pour augmenter l'efficacité du traitement des émissions atmosphériques et éliminer les rejets liquides qui étaient produits par l'ancien épurateur. La construction du nouvel épurateur et la mise en place de nouvelles mesures de réduction de consommation d'eau a permis une diminution du débit des effluents de 0,6 m³/s (12 millions de gallons par jour) à 0,3 m³/s (6 millions de gallons par jour). En mars 1992, l'ALCOA procédait à

l'installation d'un deuxième système de traitement au charbon activé de l'effluent évacué par l'émissaire 006 (eaux usées remises en circulation dans le procédé). Finalement, l'ALCOA prévoit diminuer de façon plus marquée ses rejets liquides par des mesures de réduction-recirculation pour atteindre un débit de 0,05 m³/s (1 million de gallons par jour). L'usine rencontre présentement la norme du SPDES qui fixe à 0,065 µg/L la concentration des BPC permise dans les rejets liquides.

General Motors Corporation - Central Foundry Division (GMC-CFD). - Les installations de GMC-CFD couvrent une superficie de 228 acres entre le Saint-Laurent au nord et la rivière Raquette au sud. Des huiles hydrauliques contenant des BPC ont été utilisées dans les machines servant au moulage de moteurs en aluminium entre 1959 et 1968, puis pour d'autres pièces (collecteurs, boîtes de transmission et pistons) d'automobiles jusqu'en 1973. On estime qu'une quantité équivalente à 100 000 gallons d'huile hydraulique s'est écoulée des machines opérées sous très haute pression. Depuis le début des années 1960, ces fuites d'huile ont été acheminées vers un système de récupération. Ainsi, les eaux contaminées du système de récupération et les eaux pluviales séjournaient dans un bassin de rétention, d'une capacité de 1,5 million de gallons, avant d'être évacuées dans le fleuve Saint-Laurent par un déversoir. Les boues du bassin de rétention ont été périodiquement enfouies sur le site.

Dans les années 1968-1969, on a ajouté un deuxième bassin de rétention pour augmenter le temps de résidence des eaux usées. Toutefois, la concentration de BPC résiduels dans le système de traitement est demeurée supérieure à 50 ppm. Entre 1972 et 1980, GMC-CFD a mis à l'essai différentes méthodes de traitement des eaux de procédé sans être en mesure de rencontrer les normes du SPDES. De 1980 à 1985, GMC-CFD a installé un système d'épuration incluant un traitement par boues activées, un traitement au charbon activé et des coagulants chimiques afin de rencontrer les normes du SPDES à partir de 1984. Ces normes fixaient à 0,65 µg/L la teneur maximale en BPC des rejets de l'usine. Les eaux usées rencontrent maintenant la norme du SPDES qui fixe à 0,065 µg/L la concentration permise de BPC dans les rejets.

Depuis 1988, GMC-CFD traite ses eaux usées domestiques; celles-ci étaient auparavant acheminées à la Reynolds Metals Co. qui en effectuait le traitement.

Reynolds Metals Co. - L'usine de la Reynolds occupe une superficie de 122 acres sur une propriété qui couvre au total 1600 acres. La propriété est entourée en partie par le fleuve Saint-Laurent et la rivière Grass au nord, et par la rivière Raquette au sud. Construite en 1958, l'usine de la Reynolds fabrique de l'aluminium à partir d'oxyde d'aluminium dans une série de cuves individuelles. Le terrain de l'usine est contaminé par des fuites et des déversements d'huiles contenant des BPC utilisées dans l'échangeur de chaleur, dans les transformateurs et dans les équipements hydrauliques. Malgré de nombreuses purges, les concentrations de BPC sont demeurées à environ 10 à 20 mg/L dans l'échangeur de chaleur. Les eaux utilisées dans le moulage de l'aluminium, dans le recyclage des cuves, dans les systèmes d'épuration des émissions atmosphériques et les systèmes de refroidissement sont déversées dans le Saint-Laurent par l'émissaire 001 après un traitement primaire. Les eaux usées domestiques sont traitées au moyen d'un procédé par boues activées et sont chlorées avant d'être rejetées dans le fleuve par l'émissaire 003. L'émissaire 002 déverse dans le fleuve les eaux de refroidissement des fournaies, du procédé de moulage et des compresseurs. Les eaux de ruissellement sont également traitées au moyen d'un système de boues activées et sont filtrées sur du charbon, afin d'en retirer les BPC avant de les déverser dans le Saint-Laurent par l'émissaire 004.

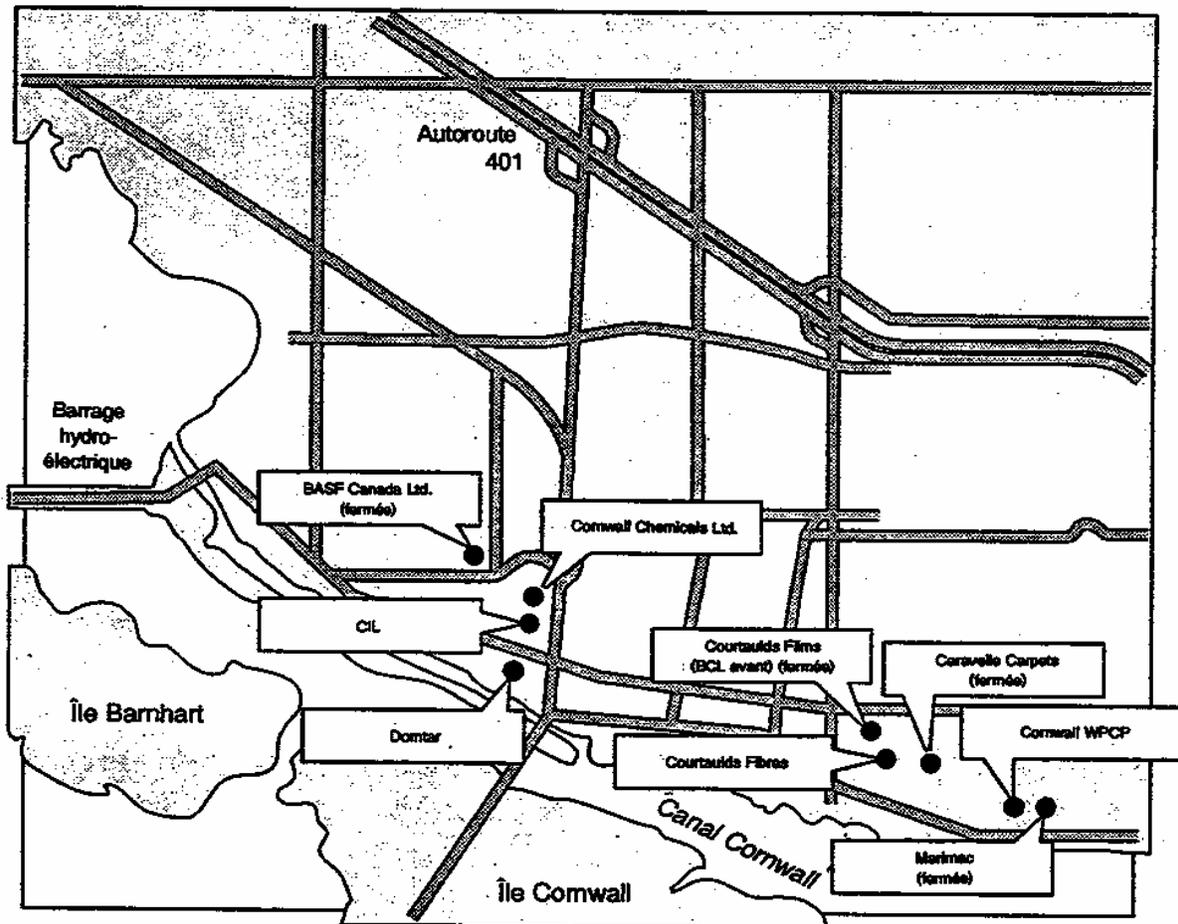
Les limites permises de BPC dans les rejets, qui ont été consenties à Reynolds Metals par le NYSDEC jusqu'en mars 1992 sur une base intérimaire, s'élèvent à 0,150 µg/L pour les émissaires 001 et 002, à 0,125 µg/L pour l'émissaire 003, à 0,250 µg/L pour l'émissaire 005 et à 0,400 µg/L pour l'émissaire 006. En mars 1992, Reynolds Metals acceptait d'entreprendre les mesures d'assainissement et les efforts de modernisation nécessaires pour respecter le règlement du NYSDEC, qui fixe un niveau de non-détection (<0,065 µg/L) pour les BPC dans les effluents liquides de la compagnie. De plus, Reynolds Metals s'engageait à réaliser des études sur la bioaccumulation des BPC dans le milieu aquatique et à poursuivre les travaux de restauration de son site. Les rejets liquides de la Reynolds Metals respectent maintenant la norme du SPDES fixée à 0,065 µg/L pour les BPC.

Finalement, il y a lieu de noter que les sédiments du fond du fleuve en bordure de la propriété de l'ALCOA contiennent de fortes teneurs en cuivre (10 à 100 mg/kg), en fluorures (100

à 1000 mg/kg) et en ammoniacale (> 1000 mg/kg). Les sédiments du fleuve dans les zones adjacentes aux usines de la General Motors et de la Reynolds Metals Co. présentent des concentrations de BPC pouvant atteindre 5700 mg/kg et 1300 mg/kg respectivement.

3.1.2.2 *Région de Cornwall*

Le St. Lawrence RAP Team dénombrait dans son rapport de 1992, en plus de l'usine d'épuration des eaux usées municipales, trois usines importantes dans la région de Cornwall : la **Domtar Fine Papers**, le complexe **ICI** (auparavant la CIL) et la **Courtaulds Fibres** (figure 8). Il y a lieu de noter que Courtaulds Fibres et le complexe ICI ont fermé leurs portes en 1993 et 1994, respectivement. De plus quatre autres grosses entreprises localisées dans la région de Cornwall, la BASF Canada Ltd., la Courtaulds Films, La Caravelle Carpets et la Marimac, ont présentement cessé leurs opérations (figure 8). Les effluents de la Domtar, de l'ICI, de la Cornwall Chemicals et de la Stanchem étaient combinés avant d'être déversés dans le fleuve par le diffuseur de la Domtar. Les rejets de la Courtaulds Fibres (fermée en 1993) et de la Courtaulds Films (fermée en 1989) étaient déversés directement dans le fleuve par trois autres émissaires. Les tableaux 7 et 8 montrent que ces établissements ont déversé des charges importantes de contaminants dans le lac Saint-François. Plus, récemment, une campagne d'échantillonnage menée en 1987 et 1988 a permis de caractériser les effluents des principales industries de Cornwall. Ces caractérisations constituent la phase initiale du programme Municipal and Industrial Strategy for Abatement (MISA), mis en place par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO), qui vise à réglementer les rejets industriels et municipaux. La seconde phase de ce programme est maintenant en vigueur et oblige les industries et les municipalités de la région à effectuer une surveillance de leurs effluents afin que les normes prescrites par l'Industrial Effluent Objective (IEO) de l'Ontario soient respectées.



Source : St. Lawrence RAP Team, 1992.

Figure 8 Localisation des sources ponctuelles de contaminants dans la région de Cornwall

Domtar Fine Papers. - La Domtar est la source la plus importante de déchets liquides de la région de Cornwall. Cette usine fabrique des papiers fins servant à la production de papier à cigarettes et de papeterie de bureau. Le moulin à papier de l'usine produit une pâte brune à partir de copeaux de bois, qui sont cuits sous pression avec de l'hydroxyde de sodium et du sulfate de sodium. La pâte est par la suite blanchie par un procédé de type «kraft» dans lequel le chlore, l'oxygène, l'hydroxyde de sodium et le dioxyde de chlore servent à blanchir la pâte. Un traitement primaire est appliqué à presque tous les effluents. Les matières en suspension sont retirées d'une partie des effluents par décantation, et les boues sont par la suite enfouies. Les eaux usées à faibles teneurs en matières en suspension sont déviées du procédé de décantation et sont rejetées directement dans le fleuve, une fois combinées à l'effluent traité. L'émissaire combiné de la Domtar rejette de grandes quantités d'eaux usées à un débit moyen de 100 000 m³/d (tableau 9).

Les substances trouvées dans l'effluent sont typiques du procédé kraft. En effet, les déchets liquides de cette industrie contiennent des résines, des acides gras, des phénols, de l'aluminium et du chlore (chloroforme) en fortes concentrations. L'usine de la Domtar rejette aussi d'autres substances toxiques, en concentrations supérieures aux valeurs observées à la prise d'eau, dont des composés volatils comme le benzène, le dibromochlorométhane, l'éthylbenzène et le trichloro-1,1,1 éthane. Des HAP, dont l'acénaphthylène, l'anthracène, le fluoranthène, le naphthalène et le phénanthrène, ont été identifiés dans les rejets ainsi que plusieurs métaux (cadmium, chrome, cuivre, plomb, zinc). La plupart de ces substances sont retrouvées dans l'effluent à des concentrations plus de deux fois supérieures à celles mesurées à la prise d'eau. Il y a lieu de noter qu'en 1987, les teneurs en cadmium (0,0008 à 0,0013 mg/L) dépassaient occasionnellement la norme IEO de 0,001 mg/L. La présence de dioxines et de furannes n'a pu être mise en évidence lors de l'échantillonnage ($n = 4$) de 1987, mais certaines de ces substances ont été identifiées dans les boues de décantation.

Tableau 7
Estimation des charges déversées dans le Saint-Laurent par les principaux établissements industriels
et par l'usine d'épuration des eaux usées de Cornwall en 1979

Paramètres	Charges (kg/d)						
	Cornwall Chemicals	Domtar	ICI	Émissaires (3) de Courtaulds			Usine d'épuration
				Sulfureux	Viscose	Acide	
Débits (m³/d)*	910	142 280	2 370	1 900	7 330	7 070	45 030
Conventionnels							
DBO ₅	15	14 405	1,7	685	1 421	901	4 671
DCO	64	45 528	152	1 365	5 059	2 968	7 317
Matières en suspension	19	16 753	23	17	2 764	304	3 231
Matières dissoutes	761	107 489	5 891	3 530	17 096	79 932	33 195
Substances inorganiques toxiques							
<i>Métaux lourds</i>							
Cadmium	0,0014	9,25	0,005	0,0042	N.D.	N.D.	0,12
Chrome	0,01	9,96	0,01	0,04	0,75	0,35	1,80
Cuivre	0,02	10	0,06	0,08	0,15	0,29	7,65
Plomb	N.D.	1,42	0,09	0,13	0,57	1,02	0,0007
Mercure	0,0008	0,0053	0,0635	0,0067	0,0095	0,0083	0,0026
Zinc	0,08	18,85	0,25	0,75	31,90	48,06	4,95
<i>Autres métaux</i>							
Aluminium	0,17	566	0,96	0,11	0,59	7,24	38
Fer	1,19	184	3,96	2,37	5,28	28,27	32,98
<i>Anions et autres</i>							
Nitrates et nitrites	0,04	39	0,55	0,05	N.D.	N.D.	5,37
Fluorures	0,64	28	1,6	0,48	1,65	1,94	21
Cyanures	0,0091	18	0,0178	N.D.	N.D.	N.D.	3,60
Chlorures	284	21 875	2 973	1 140	2 090	853	5 155
Sulfures	3,52	4,27	N.D.	69	319	173	N.D.
Phosphore total	0,35	81	0,36	0,18	0,93	1,10	98
Azote ammoniacal	0,02	7,97	0,14	0,09	0,65	0,37	315

Paramètres	Charges (kg/d)						
	Cornwall Chemicals	Domtar	ICI	Émissaires (3) de Courtaulds			Usine d'épuration
				Sulfureux	Viscose	Acide	
Substances organiques toxiques							
<i>Phénols chlorés</i>							
Trichloro-2,4,6 phénol	N.D.	0,086 (2)	N.D.	N.D.	N.D.	0,0003 (2)	N.D.
Pentachlorophénol	0,009 (1)	0,186 (2)	0,0001 (2)	0,0003 (3)	0,006 (2)	0,005 (2)	0,033 (2)
<i>Phénols non chlorés</i>							
Phénols totaux	0,004	235	0,004	0,004	0,110	0,030	2,12
<i>BPC</i>							
BPC totaux	0,0001	0,058	0,0017	0,0004	0,0006	0,0004	0,0087

Source: Kauss et al., 1988.

* Moyenne de quatre jours.

Légende. - (-) : charges calculées à partir de quatre échantillons, si non spécifié. N.D. : paramètre non détecté.

Tableau 8
Estimation des charges^a des principaux contaminants déversés dans le Saint-Laurent
par quatre établissements industriels de Cornwall en 1985

Paramètres	Charges (kg/d)			
	Domtar, ICI, Cornwall Chemicals	Courtaulds (3 émissaires)		
		Sulfureux	Viscose	Acide
Débits (m³/d)	116 990	1 296	3 456	3,715
Substances inorganiques toxiques				
<i>Métaux lourds</i>				
Arsenic	0,17	0,001	0,004	0,007
Cadmium	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Chrome	Trace	N.D.	0,32	0,13
Cuivre	4,7	0,06	0,06	0,19
Mercure	0,22	0,006	0,018	0,036
Plomb	N.D.	Trace	0,25	1,15
Zinc	7,6 ^d	0,17	9,31	115,78
<i>Autres métaux</i>				
Fer	50,3	0,60	2,2	13,6
Substances organiques toxiques				
<i>COV halogénés</i>				
Chloroforme	41,2	1,3	Trace	0,036
Tétrachlorure de carbone	53,0	N.D.	N.D.	N.D.
Bromodichlorométhane	Trace	0,036	Trace	N.D.
<i>COV non halogénés</i>				
Benzène	1,64	N.D.	N.D.	N.D.
Toluène	Trace	0,012	Trace	Trace
Ortho-Xylène	1,64	Trace	N.D.	N.D.
<i>Phénols non chlorés</i>				
Gaiacol	27,5	---	---	---
Phénols	16,5	---	---	---
Phénols totaux	168,6	---	---	---

^a Estimation des charges à partir des débits et des concentrations rapportés dans Anderson (1990).

^b Moyenne de neuf échantillons prélevés sur des périodes de deux heures du 18 au 20 juin 1985.

^c Moyenne de six échantillons prélevés sur des périodes de deux heures le 19 et le 20 juin 1985.

^d Concentrations à la prise d'eau supérieures aux valeurs normalement mesurées dans l'eau du Saint-Laurent, suggérant une contamination de l'échantillon.

Légende. - N.D. : paramètre non détecté. --- : paramètre non mesuré.

Tableau 9
Principales caractéristiques des rejets industriels de la région de Cornwall en 1988

<i>Rejets industriels</i>	<i>Variations</i>	<i>Moyenne</i>
Effluent décanté de la Domtar		
Débit	80 000 à 110 000 m ³ /d	92 000 m ³ /d
DBO ₅	100 à 300 mg/L	150 mg/L
DCO	300 à 900 mg/L	480 mg/L
Matières en suspension	40 à 150 mg/L	80 mg/L
Matières totales dissoutes	800 à 1 500 mg/L	950 mg/L
Effluent dévié de la Domtar		
Débit	4 000 à 12 000 m ³ /d	8 000 m ³ /d
DBO ₅	50 à 1 200 mg/L	200 mg/L
DCO	100 à 3 000 mg/L	800 mg/L
Matières en suspension	5 à 150 mg/L	25 mg/L
Matières totales dissoutes	300 à 3 500 mg/L	850 mg/L
ICI (auparavant CIL)		
Débit	2 500 à 4 500 m ³ /d	3 100 m ³ /d
DBO ₅	< 1 à 20 mg/L	4 mg/L
DCO	10 à 300 mg/L	80 mg/L
Matières en suspension	20 à 200 mg/L	90 mg/L
Matières totales dissoutes	1 500 à 5 000 mg/L	2 700 mg/L
Mercurure	0,006 à 0,100 mg/L	0,014 mg/L
Cornwall Chemicals		
Débit	-	850 m ³ /d
DBO ₅	10 à 250 mg/L	105 mg/L
DCO	30 à 350 mg/L	210 mg/L
Matières en suspension	2 à 25 mg/L	10 mg/L
Matières totales dissoutes	1 500 à 4 000 mg/L	2 500 mg/L
Marimac (fermée en 1990)		
Débit	2 500 à 4 000 m ³ /d	2 800 m ³ /d
DBO ₅	80 à 300 mg/L	180 mg/L
DCO	190 à 800 mg/L	460 mg/L
Matières en suspension	5 à 80 mg/L	35 mg/L
Courtaulds - Effluent acide		
Débit	4 500 à 9 000 m ³ /d	7 500 m ³ /d
DBO ₅	100 à 300 mg/L	180 mg/L
DCO	200 à 800 mg/L	400 mg/L
Matières en suspension	20 à 250 mg/L	100 mg/L
Courtaulds - Effluent de viscosité		
Débit	1 000 à 5 000 m ³ /d	2 500 m ³ /d
DBO ₅	200 à 500 mg/L	300 mg/L
DCO	200 à 1 200 mg/L	600 mg/L
Matières en suspension	30 à 500 mg/L	100 mg/L

<i>Rejets industriels</i>	<i>Variations</i>	<i>Moyenne</i>
Courtaulds - Effluent sulfureux		
Débit	1 000 à 2 500 m ³ /d	1 500 m ³ /d
DBO ₅	20 à 200 mg/L	50 mg/L
Matières en suspension	1 à 20 mg/L	4 mg/L

Source : St. Lawrence RAP Team, 1992.

L'usine de la Domtar est en voie de modernisation et applique un programme d'assainissement pour se conformer aux deux règlements fédéral et provincial sur les fabriques de pâtes et papiers qui seront en vigueur en 1995 (Fédida, 1994). Domtar utilise présentement à son usine de Cornwall une nouvelle technologie de recyclage du carton dans sa production de papiers fins. Domtar détient tous les droits de propriété du procédé RBC (Recycled Bleached Corrugated) par lequel les vieux cartons sont raffinés et blanchis pour produire une pâte de très haute qualité qui est mélangée à celle de type kraft. Le blanchiment de la pâte RBC est effectué par un traitement moderne qui utilise seulement des produits chimiques conventionnels (oxygène, peroxyde, soude caustique et dioxyde de chlore) sans l'emploi de gaz chlorés.

Avant 1970, la Domtar utilisait le mercure comme produit bactéricide. Cette usine a ainsi été à l'époque une source importante de contamination du lac Saint-François par le mercure.

ICI (Cornwall Chemicals et Stanchem). - Les effluents de ces trois usines (dont deux fermées en 1994) étaient combinés avant d'être déversés directement dans le fleuve Saint-Laurent par le diffuseur de la Domtar à un débit moyen de 3950 m³/d (tableau 9). Le complexe **ICI** produit de l'hydroxyde de sodium et du chlore par électrolyse en utilisant des cellules au mercure. Ses effluents se caractérisent par une faible DBO₅ (demande biochimique en oxygène en cinq jours) et par des concentrations élevées de matières dissoutes (tableau 9). Les eaux de procédé sont traitées pour en retirer une grande partie du mercure de manière à respecter la norme fédérale de 0,0025 kg de mercure par tonne de chlore produit. Ainsi en 1979, l'ICI déversait l'équivalent de 23 kg/an de mercure dans le Saint-Laurent (tableau 7), ce qui représente une diminution très importante en comparaison des 590 kg/an rejetés au début des années 1970

(Kauss *et al.*, 1988). Cependant, les résultats de la campagne de surveillance MISA des effluents effectuée en 1988, avant la réglementation fédérale, ont démontré que les teneurs en mercure (0,0029 à 0,0073 mg/L) excédaient, lors de quatre contrôles, la norme (0,001 mg/L) prescrite par l'IEO de l'Ontario. Cette surveillance a également permis d'observer des dépassements de la norme de 15 mg/L relative aux matières en suspension (2 à 160 mg/L) et aux huiles et graisses (1 à 57 mg/L) dans les rejets industriels. Les déchets liquides contenaient également des composés organiques tels que le tétra- et le pentachlorodibenzofuranne et le phtalate de bis(éthyl-2 hexyle) en faibles concentrations.

La **Cornwall Chemicals** fabriquait différents produits chimiques utilisés dans l'industrie. Les principales caractéristiques de son effluent sont présentées au tableau 9. Les rejets de cette usine contenaient en 1987, soit avant la réglementation ontarienne des effluents industriels (MISA), des concentrations appréciables de tétrachlorure de carbone (21 mg/L; $n = 6$) de même que des quantités mesurables de chloroforme (0,6 mg/L; $n = 6$), substances qui sont considérées comme des agents potentiellement cancérigènes. Les effluents de cette usine ne contenaient pas moins de 25 autres substances volatiles halogénées (COV), tels les chlorures de méthylène et de vinyle et le trichloroéthylène, à des concentrations jusqu'à dix fois supérieures à celles mesurées à la prise d'eau. D'autres composés chimiques comme le toluène, le xylène, l'acroléine, l'acrylonitrile, le disulfide de carbone, l'octachlorodibenzo-*p*-dioxine, les fluoranthènes, le benzyl-butyle, les phtalates et le di-*n*-octyl-phtalate dépassaient la concentration mesurée à la prise d'eau. De surcroît, les teneurs en mercure (0,002 à 0,0037 mg/L) et en zinc (0,14 à 2,93 mg/L) mesurées dans l'effluent de la Cornwall Chemicals dépassaient en 1987 les normes de l'IEO établies à 0,001 mg/L et 1,0 mg/L respectivement.

L'usine de la **Stanchem** fabriquait des produits chimiques en petites quantités qui étaient embouteillées à l'usine et qui étaient destinées aux laboratoires et aux industries. Cette activité produisait peu de rejets industriels, et ces derniers étaient neutralisés avant d'être combinés à ceux de la Cornwall Chemicals. Néanmoins, les effluents de la Stanchem contenaient des composés organiques dont des HAP, des phtalates (le bis[éthyl-2 hexyle] phtalate et le di-*n*-butylphtalate), du bromochlorométhane, du tétrachloroéthane, de l'hexachloroéthane, de

l'hexachlorobenzène et des BPC. En 1988, la surveillance de l'effluent de l'usine dans le cadre du programme MISA a montré, dans au moins un prélèvement, des dépassements des normes atteignant 0,017 à 0,029 mg/L pour le cadmium (norme IEO = 0,001 mg/L), 2,0 mg/L pour le cuivre (norme IEO = 1,0 mg/L), 1,2 à 2,2 mg/L pour le plomb (norme IEO = 1,0 mg/L) et 0,003 à 0,0054 pour le mercure (norme IEO = 0,001 mg/L).

Courtaulds Fibres (fermée en 1993) et **Courtaulds Films** (fermée en 1989). - L'usine de **Courtaulds Fibres** produisait de la rayonne (type de viscose), une fibre synthétique qui possède des propriétés similaires à celles du coton. Le traitement de la pâte de bois, avec de l'hydroxyde de sodium et du disulfure de carbone, est à la base de la fabrication de cette fibre. Ce traitement passe par un procédé intermédiaire qui produit une substance visqueuse contenant du zinc et du sulfate de sodium. Cette substance visqueuse est injectée dans un bain d'acide sulfurique pour produire finalement des fibres de rayonne. L'usine de la **Courtaulds Films**, auparavant BCL Canada Ltd., utilisait la substance visqueuse pour la fabrication de peli-moulante. La substance visqueuse était injectée dans une solution d'acide sulfurique le long d'une étroite fente qui servait à former une mince pellicule de plastique (cellophane).

Les principales caractéristiques des trois effluents de l'usine Courtaulds sont présentées au tableau 9. En 1987, les résultats de la campagne de caractérisation des rejets industriels (MISA) ont montré que, dans au moins un échantillon d'eaux résiduelles, les normes IEO étaient dépassées dans le cas des matières en suspension, du mercure, du zinc et du pH. Les concentrations de zinc étaient jusqu'à 45 fois supérieures à la norme de 1,0 mg/L. Les normes minimale et maximale pour le pH étaient dépassées, alors que l'effluent de l'atelier de viscose atteignait un pH de 11,5 et que l'effluent acide montrait des valeurs de pH aussi faibles que 1,8.

3.1.3 Tributaires

Les rivières contribuent au transport, vers le fleuve, de substances toxiques en provenance de l'atmosphère, de sources ponctuelles et de sources diffuses situées dans leur bassin de drainage. Les tributaires du lac Saint-François comprennent, de l'amont vers l'aval, les rivières Saint-Régis, aux Saumons et à la Guerre sur la rive sud et les rivières Raisin et Beaudette sur la

rive nord du lac. Il est également important de souligner la présence des tributaires américains, dont les rivières Oswegatchie, Grass et Raquette qui ont leur embouchure le long de la section internationale du Saint-Laurent. L'impact des tributaires sur la qualité de l'eau du lac Saint-François est important en raison des nombreuses industries qui déversent directement (effluents) ou indirectement (contamination des eaux souterraines) des substances toxiques dans ces cours d'eau (voir section 3.1.2).

3.1.3.1 Tributaires canadiens

Des données fragmentaires recueillies en 1991 et 1992 par Environnement Canada ont servi à évaluer les apports récents de polluants inorganiques et organiques en provenance des principaux tributaires des ZIP 1 et 2 débouchant en sol canadien (tableau 10).

Rivière Saint-Régis. - D'après l'étude du New York State Department of Environmental Conservation (1990), une seule municipalité, celle de Brasher Falls dans l'État de New York (tableau 4 et figure 7), déverse ses eaux usées traitées dans la rivière Saint-Régis à un débit de 0,12 million de gallons par jour ($0,005 \text{ m}^3/\text{s}$). Une seule industrie américaine, celle de Kraft Inc. Dairy Group (figure 7), rejette des eaux de procédé dans ce cours d'eau à un débit de 0,90 million de gallons par jour ($0,039 \text{ m}^3/\text{s}$). Deux sites de déchets dangereux ont été identifiés dans la partie américaine du bassin versant de la rivière Saint-Régis (New York State Department of Environmental Conservation, 1990).

La compagnie North Lawrence Oil Dump de Lawrence déversait des huiles usées et des boues contaminées sur un terrain de deux acres à proximité d'un marais (site n° 8, figure 9). La contamination des sols par les BPC sur une superficie de 17 acres résulterait des activités de récupération d'huiles usées par la compagnie York Oil à Moira (site n° 11, figure 9). Soulignons finalement la vocation agricole du bassin de drainage de la rivière Saint-Régis.

En 1991-1992, la rivière Saint-Régis transportait des quantités non négligeables de métaux lourds, notamment du cadmium et du zinc (tableau 10). En ce qui a trait aux contaminants organiques, les apports de HAP sont comparables à ceux mesurés dans le bassin versant voisin, celui de la rivière aux Saumons.

Tableau 10
Estimation des apports de contaminants en provenance des principaux tributaires du lac Saint-François en 1991-1992

Contaminants	Charges journalières ^a (kg/d)											
	Rivière Saint-Régis			Rivière aux Saumons			Rivière Raisin			Rivière Beaudette		
	Été	Automne	Printemps	Été	Automne	Printemps	Été	Automne	Printemps	Été	Automne	Printemps
Substances inorganiques toxiques												
Cadmium	0,01	0,11	0,27	0,00	0,03	n.m.	0,00	0,00	n.m.	0,00	0,00	n.m.
Cobalt	0,11	0,61	2,19	0,04	0,62	n.m.	0,00	0,02	n.m.	0,00	0,01	n.m.
Chrome	n.d.	n.d.	1,48	n.d.	0,07	n.m.	0,00	0,00	n.m.	0,00	0,00	n.m.
Cuivre	0,35	0,18	1,82	0,06	0,11	n.m.	0,01	0,01	n.m.	0,00	0,01	n.m.
Fer	35,8	242,6	199,0	8,35	232,1	n.m.	0,47	6,19	n.m.	0,05	2,09	n.m.
Manganèse	11,34	41,13	46,41	1,81	12,80	n.m.	0,27	1,66	n.n.	0,03	0,90	n.m.
Nickel	0,14	1,24	0,35	0,03	0,99	n.m.	0,01	0,04	n.m.	0,00	0,02	n.m.
Plomb	0,03	0,28	1,18	0,02	n.d.	n.m.	0,00	0,01	n.m.	0,00	0,00	n.m.
Zinc	1,25	24,72	4,85	0,21	3,38	n.m.	0,00	0,04	n.m.	0,00	0,01	n.m.
Substances organiques toxiques												
BPC ^b	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	n.m.	0,000	0,000	n.m.	0,000	0,000	n.m.
HAP totaux ^c	0,003	0,014	0,044	0,003	0,014	n.m.	0,000	0,000	n.m.	0,000	0,000	n.m.
Hexachlorobenzène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.m.	n.d.	n.d.	n.m.	n.d.	n.d.	n.m.
BHC totaux ^d	0,000	0,000	n.d.	0,000	0,000	n.m.	0,000	0,000	n.m.	0,000	0,000	n.m.
Chlordane ^e	0,000	0,001	n.d.	0,000	0,000	n.m.	0,000	0,000	n.m.	0,000	0,000	n.m.
DDT totaux ^f	0,000	0,002	0,000	0,000	0,001	n.m.	0,000	0,000	n.m.	0,000	0,000	n.m.
Tétrachloro-2,3,4,6 phénol	0,000	n.d.	n.m.	0,000	n.d.	n.m.	0,000	n.d.	n.m.	0,000	n.d.	n.m.
Pentachlorophénol	0,000	n.d.	n.m.	0,000	n.d.	n.m.	0,000	n.d.	n.m.	0,000	n.d.	n.m.
Atrazine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,016	n.m.	0,000	0,000	n.m.	0,000	0,000	n.m.
Diazinon	0,003	0,011	n.d.	0,000	0,011	n.m.	0,000	0,000	n.m.	0,000	0,000	n.m.

Source : Proulx (1993b).

^a Trois échantillons prélevés à l'été 1991, à l'automne 1991 et au printemps 1992.

^b Sommation de treize congénères (77, 101, 105, 118, 126, 128, 138, 153, 169, 170, 180, 183 et 194).

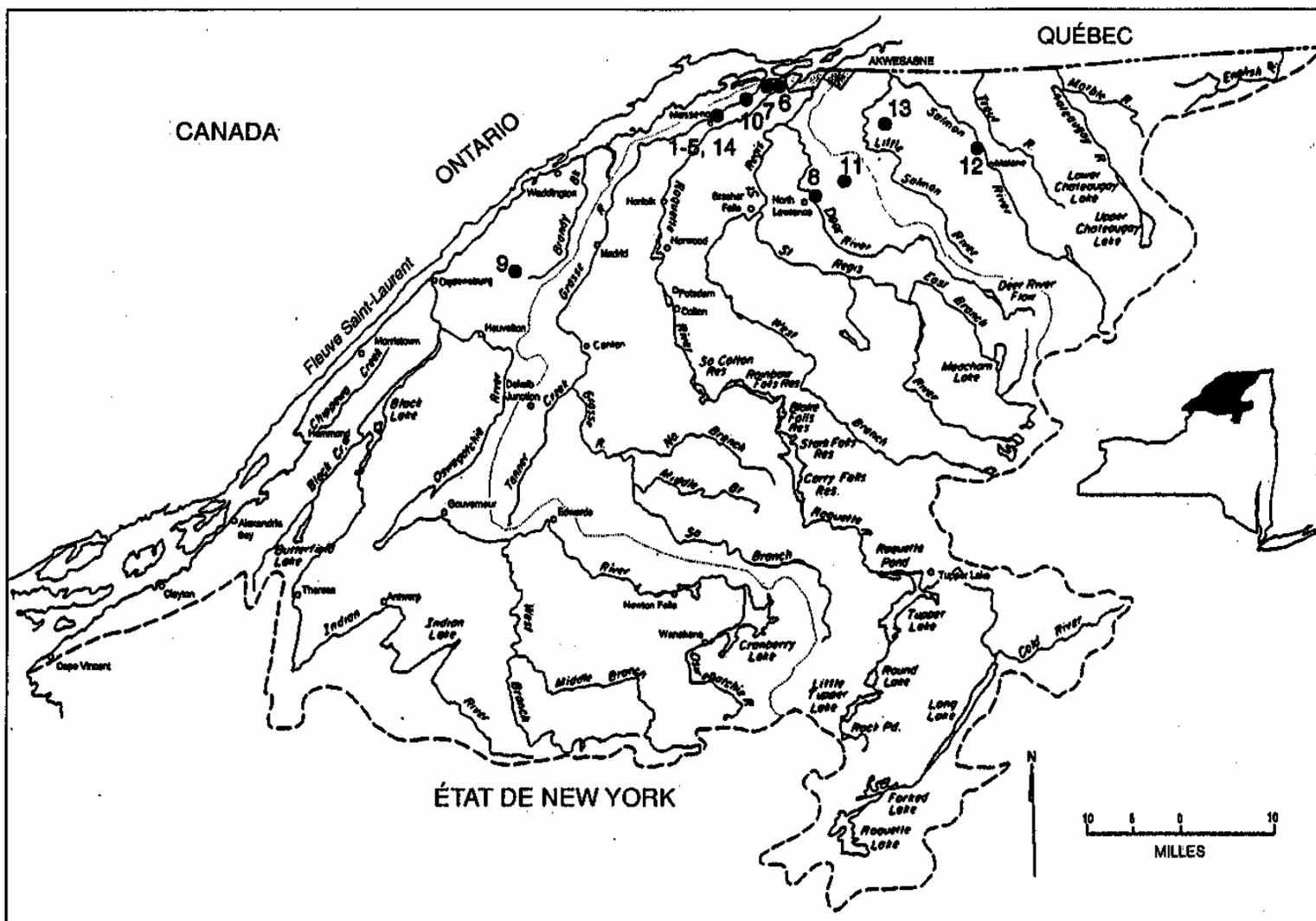
^c Sommation de 16 ou 20 composés.

^d Sommation du lindane, α -BHC et γ -BHC.

^e Sommation du *cis*- et *trans*-chlordane.

^f Sommation de cinq isomères : *o,p'*-DDT, *p,p'*-DDT, *o,p'*-DDD, *p,p'*-DDD et *p,p'*-DDE.

Légende. - 0,000 : détecté à l'état de trace mais non quantifiable avec une précision acceptable. n.m. : non mesuré. n.d. : non détecté.



Source : New York State Department of Environmental Conservation, 1990.

Figure 9 Localisation des sites de déchets dangereux dans la partie américaine du bassin de drainage du lac Saint-François

Il n'y a aucune source locale reconnue de HAP dans le bassin de la rivière Saint-Régis. Cependant, les HAP sont introduits dans l'atmosphère par les procédés industriels et chimiques, l'incinération, la combustion incomplète des matières organiques et les gaz d'échappement des automobiles. Ainsi, les apports atmosphériques dans les bassins versants pourraient être la principale source de contamination de la rivière Saint-Régis par les HAP. On a mesuré en automne une charge journalière de 11 g de diazinon, un insecticide utilisé sur les plantes ornementales, les pelouses et les jardins. On note également la présence du DDT en automne, mais la charge est très faible (tableau 10). Le DDT, qui a été banni au Canada depuis les années 1970, est toujours présent dans l'environnement à cause de sa persistance et des apports atmosphériques outre frontières.

Rivière aux Saumons. - Une seule municipalité, le village de Malone situé à environ 25 km de l'embouchure de la rivière aux Saumons, déverse ses eaux usées après traitement dans la partie américaine du bassin versant de ce tributaire du lac Saint-François. Aucune industrie n'est implantée dans ce sous-bassin. Cependant deux sites de déchets dangereux ont été identifiés dans le secteur américain (New York State Department of Environmental Conservation, 1990). Une infiltration de contaminants (de nature non précisée) dans les eaux souterraines a été observée au site d'enfouissement municipal de Malone, qui couvre une superficie de 60 acres (site n° 12, figure 9). Une surveillance des eaux souterraines au site d'enfouissement de Bombay a également révélé la présence de contaminants (de nature non précisée) dans ce site d'une superficie de 63 acres (site n° 13, figure 9).

Les charges de métaux lourds en provenance de la rivière aux Saumons (tableau 10) sont très faibles et représentent probablement en grande partie les apports naturels. L'atrazine a été détectée en faibles quantités dans l'eau prélevée dans la rivière aux Saumons à l'été et à l'automne 1991, mais pas dans la rivière Saint-Régis. L'atrazine est utilisée comme herbicide sur les cultures de maïs. La charge de DDT de la rivière aux Saumons est comparable à celle de la rivière Saint-Régis dont le débit est deux fois plus élevé.

Rivière Raisin. - La rivière Raisin draine la majorité du territoire entre Cornwall et Lancaster. Le bassin versant a en majeure partie une vocation agricole, et par conséquent, les eaux

de la rivière se caractérisent par de fortes concentrations de substances nutritives. Cependant, il peut arriver qu'une partie du bassin versant reçoive les eaux de pluie s'écoulant du secteur nord de la ville de Cornwall ainsi que les eaux d'infiltration s'échappant de l'ancien site d'enfouissement de la ville (St. Lawrence RAP Team, 1992). Toutefois, la charge polluante de la rivière Raisin en métaux lourds est très faible, et les apports de substances organiques toxiques ne sont pas significatifs (tableau 10).

Rivière Beaudette. - Le bassin de drainage de la rivière Beaudette, de dimensions plutôt modestes, chevauche une région semi-boisée et un secteur faiblement urbanisé en bordure du lac Saint-François. Les sources locales de contamination chimique sont peu nombreuses dans le bassin versant. Cette situation se reflète dans les apports de substances toxiques qui sont extrêmement faibles pour la rivière Beaudette (tableau 10).

3.1.3.2 *Tributaires américains*

En raison de leur débit relativement élevé, de la grande superficie de leur bassin versant et des nombreuses industries établies près de leurs rives, les tributaires américains représentent un potentiel important d'apports toxiques.

Rivière Oswegatchie. - Quoique le confluent de la rivière Oswegatchie avec le Saint-Laurent se situe à environ 70 km en amont du lac Saint-François, ce tributaire est, à cause de son débit, la plus importante des rivières dont les eaux parviennent au lac Saint-François par le Saint-Laurent. Les eaux usées de six municipalités (figure 7 et tableau 4) sont rejetées dans cette rivière, après traitement, à un débit prévu maximal (*design flow*) de 4,1 millions de gallons par jour (0,18 m³/s). Le village de Gouverneur contribue pour 85 p. 100 des eaux usées, et cette municipalité est équipée d'un déversoir de débordement, qui peut constituer une source importante de pollution (New York State Department of Environmental Conservation, 1990). La rivière Oswegatchie reçoit les rejets industriels de six usines (tableau 5) pour un débit total d'environ 10,7 millions de gallons par jour (0,47 m³/s). Enfin, un site de déchets dangereux d'une superficie d'un acre appartenant à **Sealand Restoration** a été identifié à Lisbon (site n° 9, figure 9). Des déchets industriels et des sols contaminés par des déversements d'huile et de solvants ont

été enfouis sur ce terrain. Ce site n'est plus utilisé depuis la mise en place de mesures correctives en 1990 (New York State Department of Environmental Conservation, 1990), mais le transport de contaminants par les eaux souterraines représente une source potentielle de contamination des eaux de la rivière Oswegatchie et du ruisseau Brandy.

Rivière Grass. - Les eaux usées de trois municipalités sont déversées après traitement dans la rivière Grass à un débit maximal pouvant atteindre au total 4,82 millions de gallons par jour, ou 0,21 m³/s (figure 7 et tableau 4). La ville de Massena est équipée de six déversoirs de débordement. Quatre industries, dont l'ALCOA, la Corning Glass Co., la Kraft Food et la Zinc Corp. of America rejettent leurs eaux de procédé dans la rivière Grass (figure 7 et tableau 5). Le débit total atteint environ 14,5 millions de gallons par jour (0,64 m³/s), dont plus de 90 p. 100 proviennent de l'usine d'ALCOA. Treize sites de déchets dangereux sont situés sur le terrain de l'ALCOA (New York State Department of Environmental Conservation, 1990). Les eaux souterraines de cette propriété sont contaminées par plusieurs substances chimiques, dont des substances organiques volatiles, des phénols, des BPC, des cyanures, des fluorures et des HAP. Ces sites font l'objet d'études en vue de l'application de mesures correctives par l'ALCOA, dont l'assèchement des bassins de stabilisation et de décantation et la décontamination des boues et des sols, afin d'obtenir un renouvellement du permis d'exploitation accordé à l'usine par le State Pollution Discharge Elimination System (SPDES) (Fédida, 1992). Les sédiments du fond du Saint-Laurent, de la rivière Grass et du canal de Massena bordant la propriété de l'ALCOA sont contaminés à différents degrés par le cuivre, les HAP, les BPC, les fluorures et l'ammoniaque. Les eaux de ces mêmes cours d'eaux contiennent des concentrations élevées de phénols, de fluorures, de cyanures et de BPC.

Rivière Raquette. - La rivière Raquette reçoit un débit de 5,1 millions de gallons par jour (0,22 m³/s) d'eaux épurées de six municipalités (figure 7 et tableau 4). Les rejets de deux industries, la Norfolk Paper Co. et la Potsdam Paper Co., sont déversés dans la rivière Raquette à un débit de 1,47 million de gallons par jour (0,064 m³/s) (figure 7 et tableau 5). Les effluents de la General Motors Corporation - Central Foundry Division (GMC-CFD) sont rejetés dans la rivière Raquette et dans le fleuve Saint-Laurent à un débit total de 0,22 million de gallons par jour (0,01

m³/s). La propriété de la GMC-CFD, qui est délimitée par le fleuve et la rivière Raquette, est contaminée en partie par l'enfouissement de boues contenant des BPC qui proviennent de la récupération des fuites d'huile hydraulique des machines de l'usine entre 1959 et 1973. On estime que la décharge au nord de la propriété contient 12 000 verges cubes (9174,6 m³) de sols fortement contaminés par les BPC dont les teneurs peuvent atteindre 31 000 mg/kg, alors que la concentration de BPC dans les eaux souterraines atteint 41 000 ng/L (New York State Department of Environmental Conservation, 1990). D'autres sites contaminés par les BPC ont été identifiés sur la propriété de GMC-CFD. Des sols contenant des concentrations de BPC pouvant atteindre 41 000 mg/kg ont été identifiés dans la partie est du terrain. Quatre bassins de rétention contiennent des sols contaminés, dont l'un renferme 300 000 gallons (1135 m³) de boues contenant des BPC. Les effluents de l'usine ont contaminé les eaux de la rivière Raquette (New York State Department of Environmental Conservation, 1990).

Les eaux souterraines près du site d'enfouissement de l'usine de la Reynolds Metals Co. sont fortement contaminées par les BPC (8400 ng/L), les fluorures (290 mg/L), les cyanures (18,5 mg/L), les sulfates (1800 mg/L), le sodium (3120 mg/L) et l'aluminium (18,4 mg/L). Les eaux souterraines sont également contaminées par les eaux usées contenues dans un bassin de rétention d'une capacité de 20 millions de gallons (environ 76 000 m³) appartenant à la Reynolds. Des concentrations de sulfates et de magnésium atteignant respectivement 880 mg/L et 337 mg/L de même que des concentrations de BPC équivalentes à 190 ng/L ont été mesurées dans les eaux souterraines (New York State Department of Environmental Conservation, 1990).

3.1.4 Apports fluviaux

Dans le présent contexte, les apports fluviaux réfèrent à ceux qui proviennent de la partie du fleuve située en amont du lac Saint-François. Leur incidence sur la qualité du lac est donc directe, et par conséquent, une brève description des paramètres toxiques de cette partie du fleuve permettra de mieux cerner son influence sur la qualité des ZIP du lac Saint-François.

Les charges de contaminants transportées par le fleuve à l'entrée du lac Saint-François ont été quantifiées dans le cas de plusieurs contaminants inorganiques et organiques trouvés à la

hauteur de Cornwall pour différentes saisons et pendant trois années d'échantillonnage, c'est-à-dire à l'été 1990, à l'automne 1990, au printemps 1991, à l'été 1991, à l'automne 1991 et au printemps 1992 (Proulx, 1993a, 1993b). Les apports toxiques du fleuve ont été calculés en utilisant des données sur la qualité de l'eau et le débit provenant de trois stations (station nord : $74^{\circ} 36' 52''$ de longitude O. et $45^{\circ} 01' 57''$ de latitude N.; station centre : $74^{\circ} 37' 42''$ de longitude O. et $46^{\circ} 48' 40''$ de latitude N.; station sud : $74^{\circ} 36' 59''$ de longitude O. et $45^{\circ} 00' 21''$ de latitude N.) localisées le long d'un transect situé à la hauteur de Cornwall (Proulx, 1993a). À cet endroit, le fleuve véhicule les eaux contaminées provenant des Grands Lacs, des municipalités et des industries des régions de Cornwall et de Massena, et des tributaires et autres municipalités et industries situées le long du tronçon international du fleuve.

La charge journalière de chaque contaminant, ou classe de contaminants, a été calculée en effectuant une moyenne pondérée à partir des charges journalières moyennes par saison. Les facteurs de pondération retenus pour chaque saison sont : 1/9 pour le printemps, 5/9 pour l'été et 3/9 pour l'automne (Proulx, 1993a). La charge annuelle moyenne (tableau 11) a été obtenue en multipliant la charge journalière moyenne par 365,25 jours par année à cause de l'année bissextile rencontrée tous les quatre ans (Proulx, 1993a).

La valeur obtenue pour les BPC doit être multipliée par quatre, parce que les 13 congénères analysés représentent environ 25 p. 100 des BPC totaux (Quémerais *et al.*, 1994a). L'apport fluvial annuel moyen de BPC passe donc à environ 116 kg/an à l'entrée du lac Saint-François. La situation semble s'être améliorée depuis les campagnes d'échantillonnage effectuées en 1986 et 1987 (Comba *et al.*, 1990). Bien que ces composés soient très persistants dans l'environnement, on a observé une diminution de la concentration des BPC à l'entrée du lac Saint-François de 2,5 ng/L en 1986 (Kaiser *et al.*, 1990b) à une valeur moyenne de 0,2 ng/L ($n = 9$) en 1991 (Quémerais *et al.*, 1994b). De la même façon, la charge annuelle estimée à 116 kg/an à la hauteur de Cornwall au début des années 1990 est moins élevée que celle d'environ 700 kg/an pour l'année 1976 (Kaiser *et al.*, 1990b). D'ailleurs, Kaiser *et al.* (1990b) ont noté une diminution notable des BPC dans l'eau du fleuve entre 1986 et 1987. Ces chercheurs ont attribué cette diminution à l'absence apparente de sources importantes de BPC à la suite de mesures

d'assainissement et de réduction des rejets de BPC de sources locales, notamment celles de la région de Cornwall-Massena. L'utilisation des BPC est présentement limitée aux transformateurs électriques.

Tableau 11
Estimation des apports annuels moyens de contaminants
en provenance du Saint-Laurent à l'entrée du lac Saint-François

<i>Substances inorganiques toxiques</i>	<i>Charges annuelles moyennes (kg/an)</i>	<i>Substances organiques toxiques</i>	<i>Charges annuelles moyennes (kg/an)</i>
Cadmium	4 206	BPC ^a	29
Cobalt	43 690	HAP totaux ^b	2 298
Chrome	363 606	Hexachlorobenzène	1
Cuivre	168 015	BHC totaux ^c	10
Fer	36 120 789	Chlordane ^d	69
Manganèse	1 290 348	DDT totaux ^e	162
Nickel	354 987	Tétrachloro-2,3,4,6 phénol	18
Plomb	52 351	Pentachlorophénol	75
Zinc	597 995	Atrazine	1 544
		Diazinon	704

Source : Modifié de Proulx, 1993a.

^a Sommation de 13 congénères (77, 101, 105, 118, 126, 128, 138, 153, 169, 170, 180, 183 et 194). La valeur obtenue pour les BPC doit être multipliée par quatre, parce que les 13 congénères analysés représentent environ 25 p. 100 des BPC totaux (Quémerais *et al.*, 1994a).

^b Sommation de 16 ou 20 composés.

^c Sommation du lindane, α -BHC et γ -BHC.

^d Sommation du *cis*- et *trans*-chlordane.

^e Sommation de cinq isomères : *o,p'*-DDT, *p,p'*-DDT, *o,p'*-DDD, *p,p'*-DDD et *p,p'*-DDE.

En ce qui a trait aux paramètres conventionnels (azote total, phosphore total et matières en suspension), des débits massiques estivaux ont été calculés à la sortie du lac Saint-François au niveau de Valleyfield par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (Hébert 1993a et 1993b). La figure 10 présente l'évolution amont-aval des débits massiques estivaux médians dans le fleuve Saint-Laurent entre Valleyfield et l'île d'Orléans durant les étés 1990 et 1991. Le débit massique estival d'azote, essentiellement des nitrites-nitrates et de l'azote

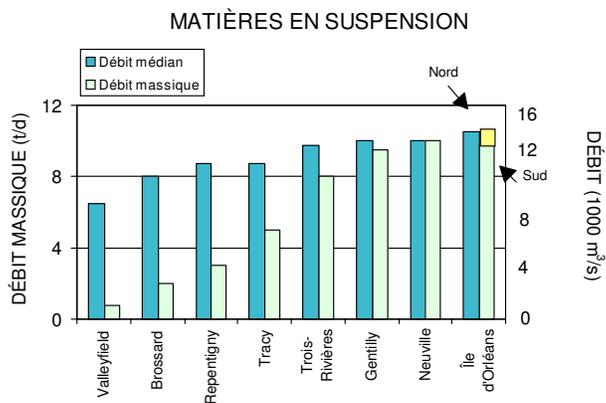
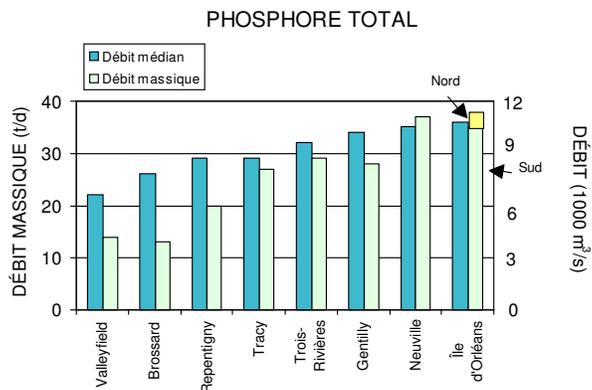
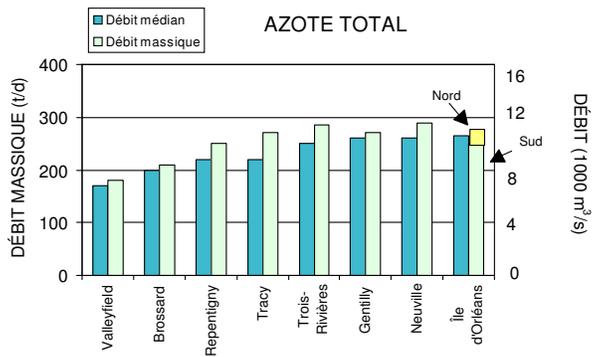
organique, atteint environ 180 t/d à la hauteur de Valleyfield puis augmente régulièrement jusqu'à Trois-Rivières pour se stabiliser aux environs de 280 t/d dans la région de Québec (figure 10). Selon Hébert (1993a), le débit massique annuel d'azote dépasserait 66 000 tonnes à la sortie du lac Saint-François.

Dans le cas du phosphore, le débit massique estival (médian) s'élève à environ 14 t/d à Valleyfield (figure 10). Le débit du fleuve et la concentration de phosphore étant généralement faibles pendant la période estivale, le débit massique annuel de phosphore dépasserait 5100 t/d à la hauteur du canal de Beauharnois (Hébert, 1993a). Le débit massique estival des matières en suspension (MES) atteint 585 t/d à la hauteur de Valleyfield (figure 10). Le débit et la concentration des matières en suspension n'étant pas à leur maximum pendant la période estivale, leur débit massique annuel pourrait dépasser 210 000 tonnes à la hauteur du canal de Beauharnois (Hébert, 1993a).

Les débits massiques annuels réels des éléments nutritifs et des matières en suspension pourraient être environ de une à deux fois plus élevés, car la fréquence d'échantillonnage et la méthode de calcul ne permettent d'obtenir que des estimations grossières (Hébert, 1993a).

3.2 Sources diffuses

Les sources diffuses de contamination sont principalement constituées des sites de déchets toxiques et des eaux de ruissellement qui transportent des contaminants des zones urbaines, industrielles et agricoles vers les cours d'eau. Les apports atmosphériques représentent une source potentielle de contamination des eaux de surface, mais les recherches dans ce domaine sont présentement très peu avancées. Quoiqu'il soit maintenant reconnu que la qualité des eaux souterraines puisse être affectée par l'épandage abusif de pesticides et de fertilisants, par les fosses septiques et par les sites contaminés, la contribution relative des eaux souterraines contaminées à la pollution des eaux de surface demeure inconnue.



Source : Hébert (1993a).

Figure 10 Évolution spatiale du débit médian et des débits massiques de l'azote, du phosphore et des matières en suspension dans le Saint-Laurent durant les étés 1990 et 1991

3.2.1 Pollution diffuse urbaine

Selon Couillard et Lavallée (1981), la toxicité élevée des eaux de ruissellement constituerait la principale source de pollution diffuse urbaine. Ces auteurs ont en effet calculé que dans la rivière des Prairies, les concentrations de plusieurs substances polluantes, dont le plomb et le zinc, peuvent dépasser les critères de qualité du milieu à la suite de pluies abondantes. Des tests effectués à un collecteur de la Communauté urbaine de Montréal (CUM) ont par ailleurs démontré que les eaux provenant des trop-pleins d'égouts pluviaux étaient très toxiques (Environnement Canada, 1985). À titre indicatif, le tableau 12 présente les charges annuelles de certains contaminants de nature persistante et provenant du ruissellement des eaux de pluie à Cornwall. Ces valeurs ont été calculées à l'aide d'un modèle de ruissellement en zone urbaine (modèle STROMS, dans St. Lawrence RAP Team, 1992) et à partir de teneurs mesurées dans les eaux de ruissellement de différents secteurs de la ville à l'automne 1980. Cette étude ne tient donc pas compte des variations saisonnières.

3.2.2 Sites de déchets toxiques

Les sites de déchets toxiques identifiés dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent peuvent constituer des sources diffuses de contamination du lac Saint-François. En effet, les secteurs industriels comprennent des lieux d'élimination de déchets dangereux et des bassins de rétention contenant des substances toxiques qui peuvent migrer vers la nappe aquifère. Les eaux souterraines peuvent atteindre directement le fleuve ou ses tributaires et augmenter ainsi la charge de contaminants transportés par les cours d'eau.

Tableau 12
Sommaire des charges annuelles de certains contaminants dans les eaux de ruissellement de la ville de Cornwall

<i>Ville de Cornwall (par secteur)</i>	<i>Charges annuelles de substances toxiques</i>									
	<i>BPC</i>		<i>Pesticides</i>		<i>Chlorobenzènes</i>		<i>Métaux lourds</i>		<i>HAP</i>	
	<i>Charge (g/an)</i>	<i>Charge/ha (g/ha/an)</i>	<i>Charge (g/an)</i>	<i>Charge/ha (g/ha/an)</i>	<i>Charge (g/an)</i>	<i>Charge/ha (g/ha/an)</i>	<i>Charge (g/an)</i>	<i>Charge/ha (g/ha/an)</i>	<i>Charge (g/a)</i>	<i>Charge/ha (g/ha/an)</i>
Fortement résidentiel	91,75	0,117	52,31	0,067	3,81	0,005	708,57	0,902	73,11	0,093
Faiblement résidentiel	77,76	0,169	44,85	0,098	5,30	0,012	556,20	1,211	101,59	0,221
Non utilisé	31,79	0,055	18,17	0,031	N.D.	N.D.	224,87	0,386	N.D.	N.D.
Fortement commercial	109,43	0,691	20,97	0,137	16,98	0,107	548,01	3,687	363,52	2,295
Faiblement commercial	60,20	0,729	13,87	0,168	8,84	0,107	436,93	5,290	189,24	2,291
Institutionnel	4,15	0,074	2,30	0,041	0,22	0,004	7,93	0,141	N.D.	N.D.
Industriel	86,29	0,290	18,06	0,061	13,72	0,046	1131,89	3,800	299,39	1,005
Total (g)	461,19		170,53		48,87		3650,40		1026,85	

Source : St. Lawrence RAP Team, 1992.

N.D. : Concentration du contaminant dans l'échantillon sous le seuil de détection.

3.2.2.1 *Secteur américain*

La pollution en provenance des sites américains de déchets dangereux a été traitée dans la partie portant sur les tributaires (voir section 3.1.3). Les informations qui suivent présentent un inventaire des sites contaminés et font état des mesures correctives entreprises en vue de leur restauration. Quatorze sites de déchets dangereux ont été dénombrés en 1990 dans la partie américaine du bassin versant du fleuve Saint-Laurent (figure 9). Des études ont montré que certains de ces sites d'élimination de déchets dangereux (inactifs aujourd'hui) ont été des sources de contamination par les BPC (New York State Department of Environmental Conservation, 1990 et 1991). De plus, certains sites ont été identifiés comme étant des sources potentielles de mercure, de DDT, de HAP et de métaux.

Dans le programme de restauration des sols contaminés, mis en oeuvre par l'État de New York, lorsqu'un site est reconnu contaminé, ou potentiellement contaminé, il est porté sur la liste des sites de déchets dangereux. Le tableau 13 contient un inventaire de ces sites et une brève description de la nature des déchets dangereux retrouvés sur ces lieux. Le lecteur devra se reporter à l'annexe B du RAP de Massena (New York State Department of Environmental Conservation, 1990) pour une description détaillée de ces sites.

Une fois qu'un site est inscrit dans l'inventaire, l'État de New York doit a) déterminer si des déchets dangereux sont effectivement présents sur le site et s'ils constituent un danger réel pour l'environnement ou la santé publique, et b) identifier les responsables de la contamination. Ensuite, des études sont réalisées afin de déterminer l'étendue de la contamination. La première phase (Phase I) de caractérisation consiste à évaluer les données disponibles et à identifier les responsables. Cette étape dure entre huit et douze mois. Si des informations additionnelles sont nécessaires pour classer le site, il faut alors passer à une deuxième phase de caractérisation (Phase II). Cette deuxième phase permet de confirmer la présence de contaminants, de déterminer si le site menace réellement l'environnement ou la santé humaine, et si des mesures correctives sont nécessaires. Le temps requis pour la réalisation de cette phase varie entre une et deux années. Un programme mis en place par le NYSDEC permet de réduire le temps de réalisation des deux

phases à une période de douze à dix-huit mois en allouant rapidement des contrats sur appel (*stand-by contracts*).

Tableau 13
Inventaire des sites de déchets dangereux dans la partie américaine
du bassin versant du Saint-Laurent

<i>Nom du site</i> <i>(n° d'identification)</i>	<i>Lieu</i>	<i>Superficie</i> <i>(acres)</i>	<i>Description</i>
ALCOA			
• Potlining Pile I (645001)	Massena	3	Non utilisé, amoncellement de résidus de fonds de cuves électrolytiques (brasques).
• Industrial Landfill and Annex (645002)	Massena	22	Une partie utilisée depuis 1955 (17 acres) pour l'enfouissement de déchets industriels et d'ordures ménagères. Une autre partie (5 acres) exploitée depuis 1903 et présentement non utilisée.
• Potlining Pile A (645003)	Massena	2	Non utilisé, amoncellement de résidus de fonds de cuves électrolytiques (brasques) près du ruisseau Robinson.
• Dennison Road (645004)	Massena	0,75	Ancien dépotoir de boues huileuses, solvants, dégraissants, etc.
• Primary Lagoon and Dredge Spoils Area, Unit 3;	Massena	100	5 bassins de sédimentation servant au traitement des eaux et huiles usées.
• Soluble Oil Lagoon, Unit 1 (645005)			
• Oily Waste Landfill (645016)	Massena	<1	Ce dépotoir contient environ 1000 m ³ de résidus et de boues contaminées d'huiles lourdes.
• West Marsh (645017)	Massena	3	Ce marais contient environ 1600 m ³ de sols et de sédiments contaminés par les BPC.
• Unnamed Tributary (645019)	Massena		Les sédiments (530 m ³) d'un tronçon (120 m) de ce cours d'eau sont contaminés par les BPC et les HAP.
General Motors Corp.			
• Central Foundry Division (654007)	Massena	270	Dépotoir industriel, lieu d'élimination de boues et eaux usées, 5 bassins de sédimentation, sols et sédiments contaminés à différents niveaux, notamment par les BPC.
Reynolds Metals (645009)	Massena	112	Dépotoir industriel, ancien dépôt de fond de cuves électrolytiques, bassin contenant des boues noires (carbone), sédiments contaminés par les BPC.
North Lawrence Oil Dump	Lawrence	2	Lieu d'élimination d'huiles et de boues usées à proximité d'un marécage.

<i>Nom du site (n° d'identification)</i>	<i>Lieu</i>	<i>Superficie (acres)</i>	<i>Description</i>
(645013)			
Sealand Restoration (645014)	Lisbon	1	Ancien dépotoir industriel et site d'élimination de débris huileux, solvants et dégraissants déposés illégalement. Le site a été restauré en 1990.
St. Lawrence - Grass River (645015)	Massena	1000	Contamination sectorielle des sédiments de fond du Saint-Laurent et de la rivière Grass près des émissaires de ALCOA, Reynolds et GMC-CFD, notamment par les BPC.
York Oil Company (517002)	Moira	17	Bassins et réservoirs de sédimentation servant dans un procédé de récupération d'huile. Site contaminé par les BPC.
Malone Landfill (517004)	Malone	60	Contaminants présents dans des échantillons de lixiviats en provenance du dépotoir municipal.
Bombay Landfill (517004)	Bombay	63	Contaminants présents dans l'eau souterraine tirée de puits d'observation.

Source : New York State Department of Environmental Conservation, 1990 et 1991.

Une caractérisation détaillée pour déterminer l'étendue de la contamination et recommander des solutions (*remedial investigation/feasibility study*, ou RI/FI) est entreprise si un site est dangereux pour l'environnement et la santé humaine. Cette étape prend normalement de deux à cinq ans selon la complexité du problème. Une fois la RI/FI réalisée, les voies de solution sont présentées en audience publique. Cette proposition de plan d'action et de restauration (*proposed remedial action plan*, ou PRAP) fait état des mesures correctives privilégiées afin de corriger les sources de contamination et de contrôler la migration des contaminants. Le public est alors invité à examiner et à commenter le PRAP. Par la suite, les autorités responsables retiennent une solution finale de décontamination (*record of decision*, ou ROD).

Finalement, les compagnies responsables de la contamination des lieux préparent un projet de restauration (*remedial design*) qu'ils soumettent aux autorités gouvernementales pour autorisation. Une fois le projet de restauration accepté, les travaux de décontamination sont mis en oeuvre. L'élaboration du projet de restauration requiert normalement une année, alors que la décontamination peut prendre plusieurs années selon le site. Des mesures correctives temporaires

(*interim remedial measures*, ou IRMs) peuvent être mises en place afin de réduire les effets immédiats des sources de contamination.

Des projets de restauration (ROD) ont été acceptés pour un coût total évalué à 250 millions de dollars US, et la décontamination des principaux sites de déchets dangereux de la région de Massena a été entreprise. Les travaux de nettoyage des sédiments de la General Motors ont débuté en septembre 1994. Le projet total consiste à retirer 30 000 verges cubes de sédiments contaminés du Saint-Laurent. Les travaux de dragage et de traitement des sédiments s'étaleront sur cinq ans et leurs coûts, entièrement défrayés par la General Motors, s'élèveront à 20 millions de dollars. La première phase du projet, entamée à l'automne 1994, consiste à enlever près de 8000 verges cubes de sédiments contaminés par des BPC et d'autres toxiques.

L'avancement des travaux de restauration des sites identifiés comme des sources potentielles de contamination est indiqué au tableau 14, qui regroupe les sites en trois catégories. Ces catégories sont basées sur la probabilité que le site soit une source de contamination pouvant avoir un impact négatif sur l'environnement ou la santé humaine.

Les lieux de déchets dangereux identifiés dans la partie américaine du bassin de drainage du Saint-Laurent sont classés dans quatre catégories (New York State Department of Environmental Conservation, 1990 et 1991) :

- Catégorie A : Les caractérisations démontrent que le site est probablement une source de pollution parce que les contaminants sont transportés ou peuvent avoir migré vers un cours d'eau avoisinant par ruissellement, écoulement des eaux souterraines, sédiments contaminés, etc. De plus, la décontamination du site n'est pas complétée.
- Catégorie B : Les informations disponibles ne sont pas suffisantes pour déterminer si le site représente une source potentielle de contamination.

Tableau 14
Classification des sites américains de déchets dangereux et mesures entreprises en vue de leur restauration

<i>Nom du site</i>	<i>Phase I</i>	<i>Phase II</i>	<i>RI/FS</i>	<i>PRAP</i>	<i>ROD</i>	<i>Plan de restauration</i>	<i>Travaux de restauration</i>	<i>Mesures correctives intérimaires (IRM)</i>
Catégorie A : source probable de contamination								
ALCOA (10 sites)								Captage du lixiviat
• Potlining Pile A	X	X	X	X	X	Printemps 1993	12/93	
• General Refuse Landfill	X	X	X	X	X	Printemps 1993		
• Dennison Road	X	X	X	X	X	Printemps 1993		
• Primary Lagoon	X	X	X	X	X	Printemps 1993		
• Oily Waste Landfill	X	X	X	X	X	Printemps 1993		
• Unnamed Tributary	X	X	X	X	X	Printemps 1993		
• East Marsh	X	X	X	X	X	Printemps 1994		
• Soluble Oil Lagoons	X	X	X	X	X	Printemps 1995		
• Waste Lubricating Oil Lagoons	X	X	X	X	X	Printemps 1997		
• 60-acre Lagoon	X	X	X	X	X	Printemps 1997		
• Sanitary Lagoon	X	X	X	X	X	Printemps 1997		
General Motors	NR	NR	X	X	X	12/93		Recouvrement temporaire du site
Reynolds Metals	X	NR	X	X	X	1993		Enlèvement des sols et débris contaminés, reconstruction d'un réseau de drainage des eaux de pluie
St. Lawrence - Grass River								
• ALCOA	NR	NR	10/93					
• Reynolds Metals	NR	NR	04/93					
Catégorie B : caractérisation insuffisante								
Malone Landfill	X	X						
Bombay Landfill	X	X						
Catégorie C : caractérisation incomplète, source peu probable de contamination								
N. Lawrence Oil Dump	X	NR	12/92					
York Oil Co.*	NR	NR	X	X	X	09/94		
Mineral Processing	NR	NR	01/95					
Sealand Restoration*	X	X	X	X	X	X	X	

Source : New York State Department of Environmental Conservation, 1991.

* Réalisation d'une caractérisation supplémentaire en cours afin d'évaluer la contamination autour du site.

Légende. - Phase I : évaluation des informations disponibles. Phase II : caractérisation pour déterminer l'importance de la contamination du site. RI/FS : caractérisation détaillée pour déterminer l'étendue de la contamination et recommander des voies de solution; étude de faisabilité (*remedial investigation/feasibility study*). PRAP : proposition d'un plan de restauration (*proposed remedial action plan*). ROD : choix d'un plan de restauration (*record of decision*). NR : non requis (les informations disponibles permettent de passer à la phase suivante). X : phase complétée. Date : date prévue pour la réalisation d'une étape de la décontamination du site.

Catégorie C : Les caractérisations ne sont pas complétées. Cependant, on estime que le site n'est pas une source probable de contamination à cause de son éloignement d'un cours d'eau, du réseau de drainage, de l'hydrogéologie des lieux, de la topographie, de la nature du sol, etc.

Catégorie D : Les caractérisations sont complétées. On estime que le site n'est pas une source probable de contamination a) à cause de son éloignement d'un cours d'eau, du réseau de drainage, de l'hydrogéologie des lieux, de la topographie, de la nature du sol, etc.; b) parce que les travaux de décontamination sont complétés.

3.2.2.2 Secteur ontarien

Cornwall compte un site d'enfouissement municipal considéré comme une source de contamination des eaux de surface. Ce site a été fermé en 1987 et fait présentement l'objet d'un suivi par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (St. Lawrence RAP Team, 1992).

3.2.2.3 Secteur québécois

Mentionnons ici que la rive québécoise du lac Saint-François n'est pas industrialisée, et par conséquent, qu'aucun site de déchets dangereux n'a été identifié par le Groupe d'étude et de restauration des lieux d'élimination des déchets dangereux (GERLED). Toutefois, il y a lieu de noter qu'il existe un lieu d'enfouissement sanitaire de déchets solides à Saint-Anicet et un dépôt de matériaux secs à Godmanchester.

CHAPITRE 4 **Caractéristiques de l'eau et des sédiments**

Le chapitre qui suit porte sur la qualité de l'eau et des sédiments du lac Saint-François et sur la répartition des zones contaminées dans ce tronçon du Saint-Laurent. Les contaminants qui représentent un potentiel de toxicité pour l'être humain et le biote ont été identifiés par une comparaison de leurs concentrations dans l'eau et les sédiments à des critères de qualité reconnus.

4.1 Qualité de l'eau

Une description des caractéristiques de l'eau du lac Saint-François a permis de caractériser plus précisément la contamination de l'eau du lac. La comparaison des concentrations de contaminants mesurées aux différentes stations d'échantillonnage NAQUADAT avec les critères de qualité de l'eau douce retenus par le Ministère de l'Environnement et de la Faune (MENVIQ, 1990a, rév. 1992) a servi ensuite à établir la répartition de la contamination dans les ZIP 1 et 2.

4.1.1 Qualité générale de l'eau

La qualité générale de l'eau inclut les rubriques suivantes : eutrophisation, variations saisonnières et tendances à long terme. Les données sur la qualité de l'eau proviennent de banques de données fédérales et provinciales et des résultats de différentes études disponibles dans la littérature scientifique. La majorité des données sur la qualité de l'eau provient de la banque de données NAQUADAT (annexe 2).

Cette banque de données contient des informations sur les concentrations de polluants mesurées à 16 stations d'échantillonnage, qui sont réparties à l'entrée et à la sortie du lac Saint-François (figure 11). Afin de mieux représenter la qualité actuelle de l'eau, seuls les résultats d'analyses obtenus depuis 1985 ont été traités en fonction des critères de qualité de l'eau. Cependant, seulement huit des 16 stations NAQUADAT ont été échantillonnées depuis 1985. Il s'agit des six stations (9201 à 9206) localisées à la tête du lac, d'une station (9007) située dans le

canal de Beauharnois, qui forme l'exutoire principal du lac avec près de 85 p. 100 du débit, et de la station (9207) située dans l'embouchure de la rivière Saint-Régis (figure 11).

Enfin, les paramètres conventionnels (phosphore, nitrites-nitrates, turbidité, pH, etc.) ont fait l'objet d'une surveillance continue jusqu'en 1992, tandis que le suivi des contaminants organiques et inorganiques a été effectué de façon sporadique pour être finalement interrompu en 1990. Depuis cette date, Environnement Canada procède à une évaluation du réseau NAQUADAT en vue d'une rationalisation.

4.1.1.1 Eutrophisation

Le degré d'eutrophisation¹ du lac Saint-François est difficile à déterminer car ce dernier présente des caractéristiques hydrodynamiques qui s'apparentent plutôt à celles d'un régime fluvial. Cependant, il est possible de comparer les concentrations des paramètres conventionnels, dont le phosphore total et les nitrites-nitrates, avec les critères de qualité, et les résultats de ces comparaisons sont présentés dans les paragraphes suivants.

Le rapport technique sur les communautés biologiques (Armellin *et al.*, 1994) détermine le niveau d'eutrophisation en se basant sur les caractéristiques biologiques des ZIP du lac Saint-François. Il faudrait y référer pour avoir une meilleure idée du degré d'eutrophisation du lac. De façon générale, ces auteurs considèrent que le lac Saint-François présente les caractéristiques d'un milieu méso-eutrophe.

¹ L'eutrophisation est un processus par lequel un cours d'eau devient très productif à la suite d'apports de grandes quantités d'éléments nutritifs, notamment de phosphore et d'azote. Au début, l'eutrophisation se manifeste par l'accroissement de la biomasse des organismes de photosynthèse (algues, macrophytes). À plus ou moins long terme, l'eutrophisation des eaux naturelles cause une augmentation de la productivité biologique à tous les niveaux du réseau trophique.

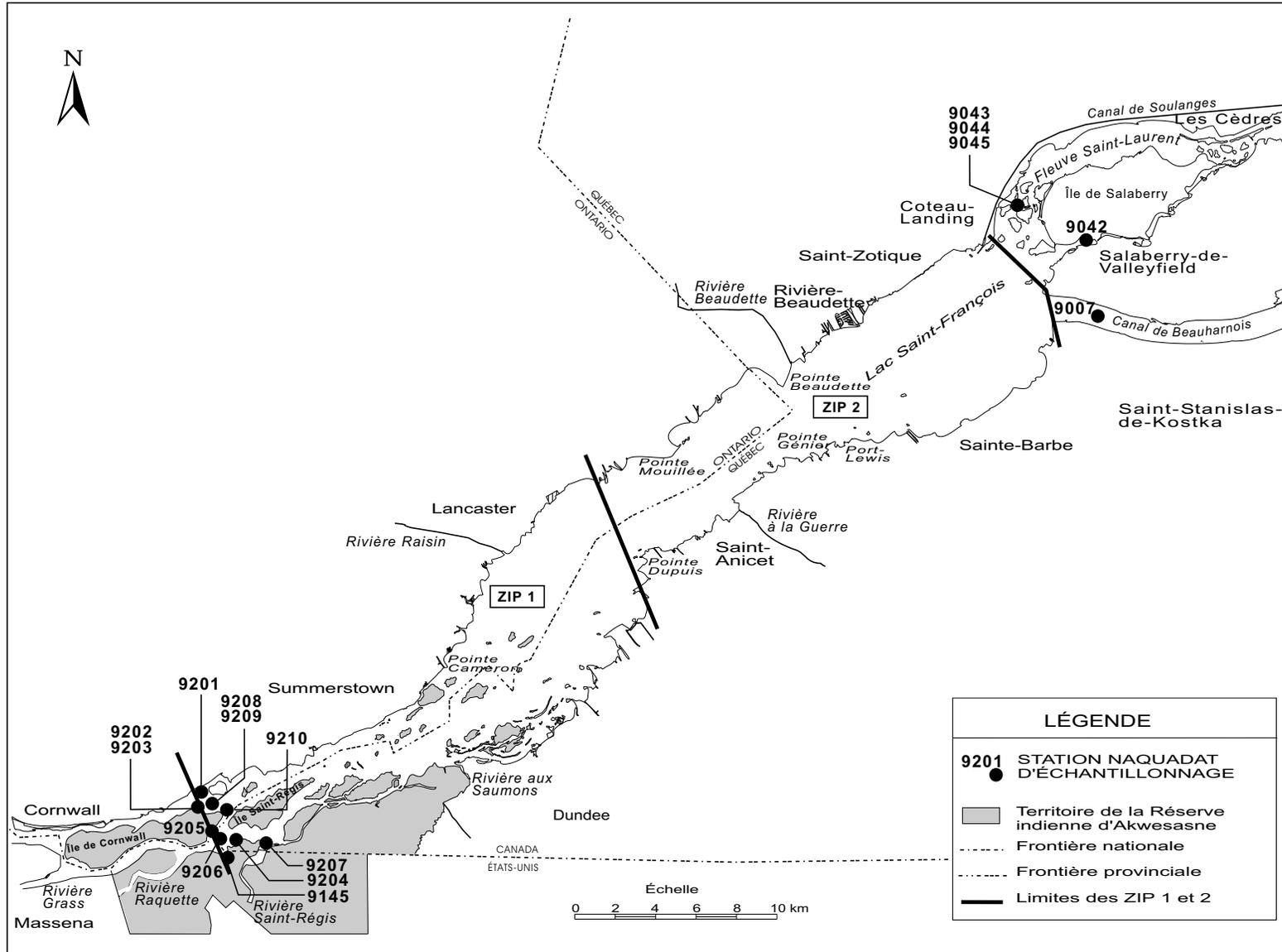


Figure 11 Stations NAQUADAT d'échantillonnage de l'eau dans les ZIP du lac Saint-François

4.1.1.2 *Variations saisonnières*

Désilets et Langlois, dans une étude (1989) sur les variations saisonnières de paramètres de qualité de l'eau du Saint-Laurent en 1983-1984, ont noté que les trois quarts des paramètres étudiés variaient d'une saison à l'autre. Certains paramètres comme la température et les nitrites-nitrates variaient de façon significative d'une saison à l'autre. Selon ces auteurs :

« Le patron suivi par les nitrites et nitrates s'explique par la productivité biologique... Comme ce sont des nutriments très recherchés par les plantes aquatiques, les concentrations les plus basses sont mesurées en été, alors que la productivité biologique est à son maximum. C'est l'inverse qui est observé l'hiver. »

Par contre, d'autres paramètres comme l'alcalinité et ses constituants (dureté, calcium et magnésium), les chlorures, l'azote total Kjeldahl et le lindane ne variaient pas significativement d'une saison à l'autre.

Plusieurs paramètres montraient des tendances bi-saisonnières sur une année entière. Ces tendances ont été observées dans le cas de la couleur, la turbidité, les matières en suspension, la conductivité, le sodium, les sulfates, le phosphore, le manganèse, le fer et le nickel (Désilets et Langlois, 1989). Les trois premiers paramètres augmentaient au printemps avec le lessivage des sols et le débit élevé des cours d'eau. Le sodium, la conductivité et les sulfates présentaient quant à eux des valeurs maximales durant l'hiver et minimales au printemps. Désilets et Langlois (1989) ont noté que certains paramètres (pH, potassium et cuivre) subissaient des variations bi-saisonnières où l'été se distinguait des autres saisons. Ils font également mention dans leur étude du comportement tri-saisonnier des paramètres suivants : le carbone organique total, le plomb et l'alpha-BHC.

Enfin, Désilets et Langlois (1989) ont tiré les conclusions suivantes :

« Dans un bilan pour l'ensemble des saisons, on remarque que l'automne est une saison qui présente des résultats ambivalents. Par contre, le printemps se démarque souvent à cause de l'augmentation du débit et du lessivage des sols qui accompagnent la fonte des neiges et changent la qualité de l'eau. L'hiver fait moins contraste avec les autres saisons, mais on y retrouve souvent les valeurs maximales pour les indices de minéralisation. Enfin l'été est une saison bien définie qui se démarque pour les paramètres influencés par des processus biologiques. »

4.1.1.3 *Tendances à long terme*

L'évaluation des tendances à long terme a été effectuée par Cluis *et al.* (1990). Les paramètres sélectionnés comptaient le pH, la turbidité, l'alcalinité, les nitrates, le calcium, la conductivité, la couleur, la dureté, le magnésium, le phosphore, les chlorures et les sulfates. Le test non paramétrique de Spearman, visant à détecter une tendance monotone durant cette période (1978-1988), a été appliqué aux 10 médianes annuelles disponibles pour chaque station. Les paramètres qui montraient une augmentation significative sont présentés au tableau 15. Ceux-ci incluent la conductivité aux stations 9201, 9202, 9206, les nitrites-nitrates aux stations 9201, 9202, 9205, 9207, le pH aux stations 9201, 9205, le magnésium aux stations 9201, 9202, 9205, 9206 et les sulfates à la station 9201. Seuls les chlorures aux stations 9201, 9202, 9205, 9207 montraient une diminution significative.

Selon Désilets et Langlois (1989), l'utilisation accrue des engrais en agriculture semble être la principale cause de l'augmentation des concentrations de nitrites-nitrates observées entre 1978 et 1986 dans plusieurs tronçons du Saint-Laurent et dans les Grands Lacs.

Le suivi des tendances à long terme étant une partie intégrante de l'*Entente sur la qualité des Grands Lacs (Great Lakes Water Quality Agreement)*, de nombreux rapports ont été rédigés sur ce sujet. De façon générale, une tendance à la baisse du phosphore dans le lac Ontario a été observée par plusieurs auteurs, dont Dobson (1985), Stevens (1987), Neilson (1983), Sylvestre (1987), la Commission mixte internationale, etc. Tous ces chercheurs s'accordent également pour en attribuer la cause aux programmes de réduction des apports en phosphore mis de l'avant durant les années 1970 dans le bassin des Grands Lacs. L'objectif de 0,010 mg/L de phosphore pour le lac Ontario est presque atteint. Les concentrations de phosphore n'ont pas subi de changements significatifs dans le lac Saint-François. Les teneurs sont légèrement supérieures à celles mesurées à la sortie du lac Ontario (0,012 mg/L, Sylvestre, 1987). Dans le lac Ontario, les concentrations de phosphore ont diminué, passant de 0,013 mg/L en 1969 à 0,0066 mg/L en 1983, avec un maximum de 0,0154 mg/L qui a été atteint en 1973 (Dobson, 1985). Dans la région de Cornwall, les concentrations de phosphore total variaient de 0,001 mg/L à 0,045 mg/L, avec

une valeur moyenne de 0,018 mg/L en 1988. Les sources locales semblent donc masquer la tendance observée dans les Grands Lacs.

Tableau 15
Évaluation des tendances monotones à long terme entre 1978 et 1988

<i>Paramètres</i>	<i>Stations d'échantillonnage</i>				
	<i>9201</i>	<i>9202</i>	<i>9205</i>	<i>9206</i>	<i>9207</i>
Couleur	ns	+	ns	ns	+
Conductivité	++	++	ns	++	ns
Turbidité	ns	ns	ns	ns	ns
Nitrites-nitrates	++	++	++	*	++
Alcalinité	ns	ns	ns	ns	ns
pH	++	+	++	ns	+
Dureté	ns	ns	ns	ns	ns
Magnésium	++	++	++	++	ns
Phosphore	ns	ns	ns	ns	ns
Sulfates	++	++	ns	ns	ns
Chlorures	--	--	--	ns	--
Calcium	ns	ns	ns	ns	-

Source : Cluis *et al.*, 1990.

Légende :+ Significatif à 10 p.100 et coefficient positif. ++ Significatif à 5 p.100 et coefficient positif. - Significatif à 10 p.100 et coefficient négatif. -- Significatif à 5 p.100 et coefficient négatif. ns Non significatif. * Pas de données.

Une tendance à la hausse des nitrites-nitrates a été également observée par les mêmes auteurs. Les causes demeurent toujours obscures, mais des hypothèses faisant intervenir les précipitations acides et les apports agricoles ont été avancées. Cependant aucune de ces hypothèses n'a été vérifiée à ce jour.

Parmi les ions majeurs, ceux qui subissaient des changements à long terme dans le lac Ontario sont les sulfates qui ont montré de légères augmentations (Sylvestre, 1987) et les chlorures qui ont présenté une baisse importante (Sylvestre, 1987; Kaiser, 1990a). Les abords du lac Saint-François suivent cette tendance pour les chlorures (tableau 15), mais il est probable que

les hausses du côté nord de l'île Cornwall (stations 9201 et 9202) reflètent la situation locale. Il est possible que les hausses simultanées de sulfates et de magnésium provoquent une augmentation de la conductivité (tableau 15). La station 9207 diffère des trois autres parce qu'elle subit l'influence de la rivière Saint-Régis.

4.1.2 Comparaison avec les critères de qualité de l'eau

Une comparaison des concentrations de contaminants mesurées aux stations NAQUADAT avec les différents critères de qualité de l'eau douce du ministère de l'Environnement et de la Faune (MENVIQ, 1990a, rév. 1992) a servi à caractériser la contamination de l'eau et à déterminer les pertes d'usages de l'eau au lac Saint-François. On trouvera à l'annexe 3 la description des critères de qualité pour différents usages de l'eau et une liste des critères. Ces critères de qualité possèdent des limites d'application et doivent être interprétés avec prudence.

En effet, l'application de critères de qualité de l'eau s'effectue substance par substance et ne tient pas compte des interactions possibles des contaminants dans un mélange. Ces effets peuvent être additifs (toxicité globale égale à la somme des toxicités individuelles), synergiques (toxicité supérieure à la somme des toxicités individuelles), ou antagonistes (toxicité inférieure à la somme des toxicités individuelles).

De plus, les méthodes d'analyse utilisées pour estimer les concentrations des substances toxiques dans le milieu mesurent la forme extractible totale, soit la phase dissoute et la phase particulaire adsorbée sur les matières en suspension (MES). Or, on considère que la fraction biodisponible est majoritairement sous forme dissoute. Les concentrations mesurées peuvent donc surévaluer la fraction disponible pour les organismes vivants. Il est donc possible que même si la concentration totale d'une substance dépasse le critère de qualité, les effets négatifs appréhendés soient moins importants que prévus.

Il faut tenir compte de ces aspects lorsqu'il s'agit d'interpréter le dépassement du critère de qualité. De façon générale, les dépassements d'un critère indiquent un problème potentiel d'autant plus grand que l'amplitude et la fréquence des dépassements sont élevées.

Il y a également lieu de noter que les données sur la qualité de l'eau des stations NAQUADAT entre les années 1985 et 1992 n'ont pas été obtenues en même temps ni à toutes les stations. Les conditions hydrodynamiques peuvent varier et susciter un autre biais dans l'analyse. De plus, la répartition des stations n'est pas uniforme (figure 11) et ne permet pas de caractériser l'ensemble du lac Saint-François mais uniquement certaines zones qui font l'objet d'une surveillance particulière.

Malgré ces limites, le test de dépassement de critères permet d'obtenir localement, tout au moins, une image relative de la contamination de l'eau. Ces résultats ont pu être ensuite comparés à la nature et au niveau de la contamination des sédiments pour dégager un portrait d'ensemble de la santé environnementale du lac Saint-François.

4.1.3 Dépassements des critères de qualité

Les teneurs de l'eau en contaminants mesurées au lac Saint-François ont d'abord été comparées aux critères établis pour les usages les plus sensibles à la contamination. Lorsque ces derniers étaient respectés, tous les usages de l'eau pouvaient être envisagés sans restriction. Par contre, lorsqu'ils n'étaient pas respectés, l'exercice était répété avec les critères moins sensibles suivants. Cette démarche a permis de bien déterminer les usages de l'eau qui étaient compromis par la présence des différents contaminants.

Les pertes d'usage reliées à un critère particulier ont été déterminées lorsque la fréquence des dépassements de ce critère dépassait 40 p. 100. Exception faite des coliformes fécaux, qui ont fait l'objet d'une analyse différente (annexe 4), la fréquence des dépassements a été calculée à chaque station pour l'ensemble des paramètres mesurés depuis 1985 (annexe 5). Cette période a servi à comparer toutes les stations entre elles. Comme on peut le constater au tableau de l'annexe 2, l'échantillonnage n'a pas eu lieu à toutes les stations durant les mêmes périodes. Lorsque le critère était dépassé, l'amplitude du dépassement a été fournie pour mieux en cerner l'importance. Les grandes classes de paramètres ont été regroupées pour caractériser la contamination.

4.1.3.1 Paramètres conventionnels

Cinq paramètres conventionnels mesurés dans les huit stations NAQUADAT (9007, 9201 à 9207) ont été retenus dans l'analyse des dépassements de critères durant la période de 1985 à 1992 (annexe 5). Il s'agit du phosphore total, des nitrites-nitrates, du pH, des matières en suspension (MES) et de la turbidité. Parmi les paramètres conventionnels, seules les teneurs en phosphore ont dépassé le critère de 0,03 mg/L, qui vise à prévenir la prolifération de la flore aquatique dans les rivières. La croissance excessive de plantes aquatiques peut nuire aux activités récréatives (baignade, nautisme léger) et réduire la teneur de l'eau en oxygène dans le processus de décomposition de la matière organique. Ces dépassements ont été observés surtout à l'embouchure de la rivière Saint-Régis (station 9207) avec une fréquence de 60 p. 100 et une amplitude de 1,2 fois ce critère (tableau 16). Toutes les teneurs en phosphore total enregistrées à la tête du lac, c'est-à-dire dans la masse d'eaux vertes des Grands Lacs, respectaient le critère de qualité. La situation ne semble donc pas préoccupante en ce qui a trait aux paramètres conventionnels dans le lac Saint-François.

Tableau 16
Paramètres conventionnels dépassant les critères de qualité pour différents usages de l'eau du lac Saint-François entre 1985 et 1992

Paramètre	Années	Nombre d'échantillons	Fréquence de dépassement (%)				Amplitude de dépassement (x fois le critère)			
			Eau	Act.	C.o.a.	Tox.	Eau	Act.	C.o.a.	Tox.
Station 9007										
Phosphore	1985-1992	20	n.a.	5	n.a.	5		1,0		1,0
Station 9207 (rivière Saint-Régis)										
Phosphore	1991-1992	5	n.a.	60	n.a.	60		1,2		1,2

Source : Données NAQUADAT.

Légende.- Eau : eau brute. Act. : activités récréatives. C.o.a. : contamination d'organismes aquatiques. Tox. : vie aquatique (toxicité chronique). n.a. : aucun critère retenu pour cet usage.

4.1.3.2 **Bactériologie**

Les bactéries de type Coliformes fécaux ont servi d'indicateurs de la pollution microbienne dans l'évaluation bactériologique de l'eau. Ces bactéries (principalement *Escherichia coli*) ne sont pas pathogènes, mais elles révèlent la présence potentielle d'autres espèces qui le sont pour l'être humain comme *Pseudomonas aeruginosa*, *Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio* et *Clostridium*. Il faut néanmoins interpréter ces résultats avec prudence, étant donné que les concentrations de coliformes fécaux varient beaucoup dans le temps et dans l'espace.

Il est très important de mentionner que la présence d'un grand nombre de coliformes fécaux ne signifie pas nécessairement une contamination d'origine fécale. En effet, lors du dénombrement des bactéries, il est très fréquent de trouver l'espèce *Klebsiella* qui est d'origine industrielle (CCMRE, 1987). Les industries alimentaires, laitières et de pâtes et papiers rejettent des concentrations importantes de cette espèce bactérienne non pathogène.

La Direction des eaux intérieures d'Environnement Canada, région du Québec, a effectué en 1979, 1980 et 1985 des analyses microbiologiques des eaux du lac Saint-François. La majorité des stations visitées respectait le critère pour la baignade, et les valeurs obtenues étaient généralement faibles (10 c.f./100 mL). On a cependant observé des dépassement de ce critère dans la région de Cornwall à la station 9202 en 1980 (9233, 9167 et 10 000 c.f./100 mL) et en 1985 (400 c.f./100 mL), à la station 9203 en 1980 (4367 c.f./100 mL), à la station 9208 en 1980 (38 000 et 10 000 c.f./100 mL), à la station 9209 (1567 et 10 000 c.f./100 mL) et à la station 9210 en 1980 (220 c.f./100 mL). Il faut cependant être prudent dans l'interprétation de ces résultats parce qu'ils ne sont pas récents.

Le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF) a évalué la qualité bactériologique de neuf plages situées sur les rives du lac Saint-François dans le cadre du programme Environnement-plage. Les résultats de la classification des plages sont présentés au tableau 17. L'annexe 4 décrit la méthode de classification des plages employée par le MEF.

Tableau 17
Classification des plages du lac Saint-François qui ont fait l'objet d'analyses
par le MEF dans le cadre de son programme Environnement-plage

<i>Nom de la plage</i>	<i>Municipalité</i>	<i>Année</i>	<i>Cote</i>
Camping T.P.	Saint-Zotique	1987	A,A
		1988	B,C,A,C,D,A
Plage municipale Saint-Zotique	Saint-Zotique	1987	A,B
		1988	B,D,B,A
		1989	A,D,B,D,D,A
		1990	A,B,B,D
		1991	A,A,B
		1992	A,A
		1993	A,A,B
		1994	B,B,B,
Camping À la Claire Fontaine	Saint-Stanislas-de-Kostka	1987	A,B
		1988	A
Plage Baie des Brises	Saint-Stanislas-de-Kostka	1987	A,A
		1988	A
Plage Camp Mont-Immaculée	Saint-Anicet	1988	A,B,A,A,B
		1989	B,B
		1990	A,B,C
		1991	A,A,A
		1992	A,A
		1993	A,A,B
		1994	B,B,B,B
Camping Port Lewis	Saint-Anicet	1987	A, A
		1988	A
Plage Camping Saint-Anicet	Saint-Anicet	1987	B,A,A
		1988	A
Parc Baie du village, Quai fédéral	Saint-Anicet	1987	A,A,B
		1988	A
		1989	B,B
		1990	B,A,A
		1991	A,A,B
		1992	A,A
		1993	A,A
1994	A,A,D		
Plage de la 1 ^{re} Avenue	Sainte-Barbe	1987	A,A
		1988	A
		1989	A

Sources : MENVIQ, 1990b et 1990c; Bernier, 1994.

Légende. - Cote A : excellente. Cote B : bonne. Cote C : médiocre. Cote D : polluée.

La qualité microbienne de l'eau des plages du lac Saint-François variait généralement d'excellente à bonne, comme en témoignent leurs cotes respectives. Cependant, la plage Camping T.P., la plage municipale de Saint-Zotique, la plage Camp Mont-Immaculée et la plage du parc Baie du village (Quai fédéral) ont obtenu une cote C ou une cote D à certains moments (tableau 17). À la lumière de ces résultats, on peut affirmer que les eaux de la partie québécoise du lac Saint-François permettent la baignade dans des conditions variant de bonnes à excellentes du côté sud. Sur la rive nord du lac, la qualité de l'eau y est également de bonne à excellente, sauf près de Saint-Zotique où les résultats indiquaient une eau de qualité médiocre et polluée à quelques reprises entre 1988 et 1990.

Le MEF a également procédé à des analyses de l'eau au premier pont en amont du canal de Beauharnois (station 072) pour son programme de suivi de la qualité de l'eau (Hébert 1993a et 1993b). À cette station, ils ont mesuré en 1990 et 1991 ($n = 60$) une valeur médiane de coliformes fécaux de 2 c.f./100 mL. Ces concentrations reflètent la bonne qualité bactériologique de l'eau à la sortie du lac Saint-François.

L'équipe du St. Lawrence Remedial Action Plan – Cornwall/Lake St. Francis (St. Lawrence RAP Team, 1992) fait mention de fortes concentrations de coliformes fécaux dans la région de Cornwall durant les années 1980, 1982, 1987, 1988 et 1989. Elle cite également de fortes valeurs pour 1980 (entre 4 et 8843 c.f./100 mL) sur la rive nord de Cornwall. Les valeurs les plus élevées ont été observées durant les mois de juillet et octobre. On fait mention pour l'année 1982 de valeurs encore plus élevées (entre 13 et 78 964 c.f./100 mL). Les valeurs, qui ont été obtenues durant les mois d'août et septembre, dépassaient le critère pour la baignade à 18 stations sur 24 et 16 échantillons sur 33 durant ces deux mois. Durant la période comprise entre 1987 et 1989, la contamination était moins importante le long de la rive sud de Cornwall. Les concentrations de coliformes fécaux ont dépassé le critère pour la baignade à seulement cinq stations. La station située en amont de la rivière Saint-Régis présentait des concentrations qui ont dépassé le critère durant les années 1987 et 1988 (trois fois sur quatre).

Des études complémentaires ont démontré que le genre *Klebsiella* formait la très grande majorité des coliformes dénombrés à ces stations. Ce genre de bactérie n'est pas d'origine

fécale mais provient plutôt des effluents de la compagnie Domtar. On y indique également que le genre *Klebsiella* n'est pas pathogène.

L'évaluation de la qualité bactériologique de l'eau du lac Saint-François pourrait être étendue aux endroits où il y a de fortes concentrations de coliformes fécaux et où les activités comme la baignade ou la planche à voile sont pratiquées. Il faudrait notamment tenter d'isoler certaines espèces d'organismes pathogènes pour l'être humain : par exemple, *Pseudomonas aeruginosa* qui peut causer des infections de la peau et des oreilles (otites externes) et dont les besoins nutritifs pour sa multiplication sont faibles, *Salmonella* qui peut causer la fièvre typhoïde, *Shigella* qui peut causer la dysenterie bacillaire, *Vibrio* qui peut causer le choléra et *Clostridium* qui peut être responsable du tétanos et de la gangrène (Fontaine, 1982).

Il faut aussi souligner qu'en plus des bactéries, des virus peuvent être présents dans les eaux fortement contaminées, et la relation entre le risque de contracter une maladie virale et la présence d'un grand nombre de coliformes fécaux est directe (MENVIQ, 1990b). Finalement, certains organismes parasites sont aussi présents dans les eaux où l'on retrouve de fortes concentrations d'oiseaux et peuvent causer des dermatites chez les baigneurs, connues sous le nom de «prurit des baigneurs» (MENVIQ, 1990b). Par conséquent, le suivi de la qualité bactériologique des eaux du lac doit se poursuivre afin d'assurer la protection de la santé des baigneurs et des véliplanchistes qu'on retrouve en grand nombre dans cette région.

4.1.3.3 Métaux

Le degré de contamination du lac Saint-François par les métaux, entre 1985 et 1990, a été évalué en comparant les teneurs mesurées aux stations NAQUADAT et les critères de qualité retenus pour les métaux. Les critères de qualité qui s'appliquent à certains métaux comme le cadmium, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc sont influencés par la dureté de l'eau (annexe 3). Des critères de qualité basés sur une dureté moyenne de 120 mg/L de CaCO₃ ont été calculés pour les stations situées dans le lac Saint-François.

Les teneurs en **aluminium** ont dépassé le critère le plus sensible, soit celui de la toxicité chronique (0,087 mg/L) pour la protection de la vie aquatique, dans la rivière Saint-Régis

seulement (station 9207). La fréquence de dépassement était de 100 p. 100, avec une amplitude moyenne des dépassements de deux fois ce critère (tableau 18). Les valeurs obtenues à cette station variaient de 0,093 mg/L à 0,344 mg/L (annexe 5). Les teneurs en aluminium ont également dépassé le critère de l'eau brute à la même station avec une fréquence de 33 p. 100. Il y a lieu de noter qu'il n'y a pas de prises d'eau à cet endroit.

Tableau 18
Métaux dépassant les critères de qualité pour différents usages de l'eau
du lac Saint-François entre 1985 et 1990

<i>Paramètre</i>	<i>Années</i>	<i>Nombre d'échantillons</i>	<i>Fréquence de dépassement (%)</i>				<i>Amplitude de dépassement (x fois le critère)</i>			
			<i>Eau</i>	<i>Act.</i>	<i>C.o.a.</i>	<i>Tox.</i>	<i>Eau</i>	<i>Act.</i>	<i>C.o.a.</i>	<i>Tox.</i>
Station 9007										
Fer	1985-1990	29	4	n.a.	n.a.	4	1,0			1,0
Aluminium	1988-1990	15		n.a.	n.a.	27				1,3
Station 9201										
Chrome	1986-1990	20				15				2,0
Cuivre	1985-1990	33				12				4,6
Aluminium	1985-1990	16		n.a.	n.a.	13				1,2
Station 9202										
Chrome	1986-1990	20				10				1,1
Cuivre	1985-1990	31				3				8,2
Aluminium	1985-1990	17		n.a.	n.a.	12				1,1
Station 9204										
Cuivre	1985-1987	9				11				3,5
Station 9205										
Aluminium	1988-1990	14		n.a.	n.a.	21				1,1
Station 9206										
Aluminium	1988-1990	14		n.a.	n.a.	21				1,2
Station 9207										
Fer	1988-1990	9	89	n.a.	n.a.	89	1,8			1,8
Manganèse	1988-1990	9	11			n.a.	1,3			
Aluminium	1988-1990	9	33			100	1,4			2,0

Source : Données NAQUADAT.

Légende.- Eau : eau brute. Act. : activités récréatives. C.o.a. : contamination d'organismes aquatiques. Tox. : vie aquatique (toxicité chronique). n.a. : aucun critère retenu pour cet usage.

Ailleurs dans le lac, le réseau de surveillance a enregistré des dépassements du critère relatif à la vie aquatique (toxicité chronique) aux stations 9007, 9201, 9202, 9205 et 9206, mais les fréquences de dépassement étaient inférieures à 27 p. 100 (tableau 18). Les teneurs en aluminium se situaient entre 0,021 et 0,161 mg/L aux stations du lac Saint-François (annexe 5). En comparaison, les teneurs enregistrées en 1979 dans le lac Ontario s'élevaient en moyenne ($n = 524$) à 0,012 mg/L (Neilson, 1983).

Toutes les concentrations d'**arsenic** dépassaient les critères établis pour la contamination d'organismes aquatiques et pour l'eau brute qui ont été établis à 0,0175 µg/L et 0,0022 µg/L, respectivement. L'arsenic n'a pas été analysé à la station de la rivière Saint-Régis (station 9207). Les teneurs mesurées dans le lac Saint-François se situaient entre 0,3 µg/L et 1,1 µg/L (annexe 5), et elles ne dépassaient pas les critères de qualité établis pour la vie aquatique (toxicité chronique).

Dans le lac Ontario, les concentrations moyennes ($n = 524$) d'arsenic atteignaient 0,63 µg/L en 1979 (Neilson, 1983). Environnement Canada, Pêches et Océans et Santé et Bien-être social Canada (1991) font mention de teneurs moyennes en arsenic total de 0,98 µg/L ($n = 55$) en 1982 et d'une valeur médiane de 0,50 µg/L ($n = 22$) en 1985.

Les critères de qualité relatifs à l'arsenic sont en voie d'être révisés par le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) à la lumière des résultats obtenus sur la cancérogénécité de cette substance. D'ailleurs, il semble que les valeurs mesurées représentent des teneurs largement répandues dans le bassin Grands Lacs - Saint-Laurent. En effet, les résultats pour l'arsenic sont très constants (entre 0,2 et 0,7 µg/L) dans le Saint-Laurent, alors que la moyenne des concentrations d'arsenic trouvées dans le lac Ontario était de 0,6 µg/L en 1979 (Rondeau, 1993). Ces teneurs pourraient correspondre en grande partie à une teneur largement répandue dans le bassin de drainage plutôt qu'à des sources anthropiques locales.

La majorité (76 p. 100) des teneurs en **cadmium** enregistrées durant la période de 1985 à 1990 se situe sous la limite de détection (1,0 µg/L de 1985 à 1988; 0,1 µg/L de 1988 à 1990) de la méthode analytique. Les résultats positifs ($n = 33$) affichaient des valeurs variant entre la limite de détection et une teneur maximale de 1,0 µg/L mesurée à la station 9205. Le

critère relatif à l'usage le plus sensible, celui pour la protection de la vie aquatique (toxicité chronique) est de 1,3 µg/L en fonction d'une dureté de 120 mg/L de CaCO₃. Ce critère n'a jamais été dépassé dans les stations NAQUADAT au cours de la période d'observation de 1985 à 1990.

Des teneurs en cadmium supérieures au critère de toxicité chronique pour la protection de la vie aquatique ont été observées dans la région de Cornwall. Kauss *et al.* (1988) ont noté une valeur de 7,0 µg/L à l'usine d'épuration de Cornwall. Anderson et Biberhofer (1990) ont aussi fait mention de fortes teneurs en cadmium en 1988 dans cette région.

Neilson (1983) a trouvé des concentrations moyennes ($n = 532$) de cadmium de 0,05 µg/L dans le lac Ontario en 1979. Toutefois, les teneurs en cadmium de 488 des 532 échantillons analysés par cet auteur étaient inférieures à la limite de détection de la méthode analytique. Environnement Canada, Pêches et Océans et Santé et Bien-être social Canada (1991) ont fait également part de valeurs inférieures à 0,2 µg/L en 1982 et d'une valeur médiane ($n = 22$) de 0,096 µg/L en 1985.

Le critère le plus restrictif qui s'applique aux teneurs en **chrome** est celui de la toxicité chronique pour la protection de la vie aquatique (0,002 mg/L). Ce critère a été dépassé dans deux stations (9201 et 9202), situées à l'entrée du lac, avec des fréquences de dépassement de 10 p. 100 et 15 p. 100 respectivement (tableau 18). Les valeurs se situaient entre 0,0002 mg/L (limite de détection) et 0,0046 mg/L (annexe 5). Le chrome n'a pas été analysé dans les stations 9203 et 9204 entre 1985 et 1990. Selon ces seules observations, les teneurs mesurées ne semblent pas poser un problème généralisé de contamination. Les critères de qualité pour les autres usages de l'eau n'ont pas été dépassés. Neilson (1983) parle d'une teneur moyenne en chrome ($n = 16$) de l'ordre de 0,000 61 mg/L en 1979 dans le lac Ontario.

Le critère de qualité qui s'applique au **cuivre** pour l'usage le plus sensible, soit celui de la toxicité chronique pour le maintien de la vie aquatique, est de 0,0027 mg/L. Ce critère a été établi en fonction d'une dureté de 120 mg/L de CaCO₃. Le critère a été dépassé occasionnellement dans trois stations (9201, 9202 et 9204) localisées à l'entrée du lac. L'amplitude moyenne des dépassements était de huit fois ce critère à la station 9202 (tableau 18). Toutes les valeurs NAQUADAT se situaient entre 0,004 mg/L et 0,040 mg/L (annexe 5), respectant ainsi tous les

autres critères de qualité de l'eau. Neilson (1983) a rapporté une concentration moyenne ($n = 532$) de cuivre de 0,0013 mg/L dans le lac Ontario en 1979.

Les teneurs en **fer** enregistrées au cours de la période de 1985 à 1990 ont dépassé le critère de qualité (0,3 mg/L) pour l'eau brute et la vie aquatique (toxicité chronique), à une fréquence supérieure à 40 p. 100 à la station de la rivière Saint-Régis (9207). Les amplitudes de dépassement ont atteint des valeurs équivalant au double du critère d'eau brute et de toxicité chronique pour la vie aquatique (tableau 18). Toutes les teneurs enregistrées dans la masse d'eaux vertes des Grands Lacs étaient inférieures à ce critère, sauf une mesure à la station du canal de Beauharnois (9007) qui dépassait légèrement le critère. Il y a lieu de noter que pour le fer, le critère d'eau brute est en réalité un critère d'eau potable qui fixe la qualité idéale de l'eau au robinet du consommateur. Ce critère est basé sur un seuil organoleptique. Lorsque ce seuil est respecté, l'eau est plus agréable à boire. D'autre part, le critère pour la vie aquatique (toxicité chronique) est une recommandation générale s'appliquant à la plupart des milieux. Il est possible que pour certains plans d'eau, les teneurs en fer soient naturellement plus élevées, comme cela semble être le cas pour l'eau de la rivière Saint-Régis.

Entre 1985 et 1990, les teneurs moyennes en fer enregistrées à la tête du lac Saint-François par le réseau de surveillance se situaient entre 0,047 et 0,083 mg/L (annexe 5). Neilson (1983) a obtenu une teneur moyenne ($n = 532$) en fer de 0,026 mg/L dans le lac Ontario pour l'année 1979. En 1988, des teneurs en fer variant de 0,429 à 0,697 mg/L ont été observées dans la région de Cornwall (Cornwall-RAP, 1992), et ces valeurs dépassaient légèrement le critère relatif à l'eau brute et à la vie aquatique (toxicité chronique).

Les teneurs en **manganèse** dépassaient occasionnellement le critère d'eau brute ($< 0,05$ mg/L) à l'embouchure de la rivière Saint-Régis (station 9207). Il faut souligner que ce critère est un critère d'ordre esthétique destiné à prévenir les taches sur le linge lors de la lessive. Le critère établi pour la contamination d'organismes aquatiques n'a pas été dépassé. Les teneurs en manganèse dans la rivière Saint-Régis (station 9207) atteignaient entre 0,010 et 0,063 mg/L (annexe 5). Ailleurs dans le lac, les teneurs en manganèse se situaient entre 0,0005 mg/L (limite

de détection) et 0,0104 mg/L (annexe 5). Neilson (1983) a fait mention d'une concentration moyenne de manganèse ($n = 532$) de 0,001 88 mg/L dans le lac Ontario en 1979.

Les teneurs en **sélénium** et en **nickel** n'ont dépassé aucun critère. Le critère le plus restrictif pour le sélénium a été établi à 0,005 mg/L pour la protection de la vie aquatique (toxicité chronique), alors que la valeur maximale enregistrée par le réseau de surveillance s'élevait à 0,0004 mg/L (annexe 5). Dans le cas du nickel, le critère de l'usage le plus sensible est celui de l'eau brute qui a été fixé à 0,0134 mg/L. La teneur maximale en nickel était de 0,0058 mg/L à la station 9202 (annexe 5). Par conséquent, aucune restriction n'est imposée aux différents usages de l'eau relativement à ces deux paramètres. Neilson (1983) a fait part d'une concentration moyenne de nickel ($n = 532$) de 0,0015 mg/L dans le lac Ontario en 1979.

Dans le cas du **plomb**, le critère retenu pour l'usage le plus sensible, celui relatif à la vie aquatique (toxicité chronique), est de 0,004 mg/L en fonction d'une dureté de 120 mg/L de CaCO_3 . Durant la période de 1985 à 1990 (annexe 5), les deux tiers des teneurs en plomb se situaient sous la limite de détection de la méthode analytique et aucun des résultats positifs ne dépassait le critère de toxicité chronique pour la vie aquatique. Une teneur maximale de 0,0034 mg/L a été enregistrée à la station du canal de Beauharnois (9007). Neilson (1983) avait trouvé des concentrations moyennes de plomb ($n = 532$) de 0,000 37 mg/L dans le lac Ontario en 1979.

Le critère retenu pour le **zinc** relativement à l'usage le plus sensible, soit celui de la protection de la vie aquatique (toxicité chronique), est de 0,123 mg/L pour les eaux du lac (dureté de 120 mg/L de CaCO_3). Les teneurs en zinc enregistrées par le réseau NAQUADAT atteignaient entre 0,0003 mg/L et 0,1150 mg/L et ne dépassaient pas la valeur du critère de l'usage le plus sensible.

Dans le cas du zinc, le critère de toxicité chronique pour la vie aquatique a été dépassé en 1979 à l'usine d'épuration de Cornwall (0,94 mg/L) et près de Courtaulds Fibres-Courtaulds Films (0,08 à 0,18 mg/L), tandis que la valeur la plus élevée (0,44 mg/L), observée par Anderson (1990), dépassait également ce critère en 1985 (St. Lawrence RAP Team, 1992). Anderson (1990) a obtenu une concentration moyenne de zinc ($n = 100$) de 0,049 mg/L dans le

fleuve Saint-Laurent à Cornwall (3 à 5 km en aval du pont International). Neilson (1983) a fait état de concentrations moyennes de zinc ($n = 525$) de 0,0012 mg/L dans le lac Ontario en 1979.

Le critère retenu pour la protection de la vie aquatique (toxicité chronique) relativement au zinc a été dépassé en 1979 dans l'eau brute prélevée à l'usine de traitement des eaux de Cornwall (0,94 mg/L) et près de Courtaulds Fibres-Courtaulds Films (0,08 à 0,18 mg/L; $n = 3$). En 1985, des échantillons prélevés près de l'émissaire de Courtaulds affichaient des teneurs élevées en zinc; la valeur la plus élevée atteignait 0,44 mg/L (Anderson, 1990).

En ce qui à trait aux métaux, un relevé effectué en 1991 dans la région de Cornwall par le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (Richman, 1994) a montré que les concentrations enregistrées dans 17 stations rencontraient les objectifs ontariens de qualité de l'eau (Provincial Water Quality Objectives) (Ontario Ministry of the Environment, 1984) et les critères de qualité du Québec (MENVIQ, 1990a, rév. 1992). Le seul métal qui affiche une concentration plus élevée que celle enregistrée dans deux stations de surveillance, situées en amont du pôle industriel de Cornwall, était le zinc. La plus forte concentration de zinc (0,012 mg/L) a été mesurée à proximité de l'émissaire de la Courtaulds Fibres (station 368), qui est reconnue comme une source historique de zinc. Selon le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (cité dans Richman, 1994), les rejets de la Courtaulds Fibres constituaient en Ontario la plus importante source de zinc dans le milieu aquatique avant sa fermeture définitive en 1993.

4.1.3.4 *Autres substances toxiques*

La détection de contaminants comme les substances organochlorées, les biphényles polychlorés (BPC), les chlorobenzènes, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les phtalates et les substances phénoliques dans l'eau est très difficile, parce qu'ils sont peu hydrosolubles, qu'ils peuvent se transformer biochimiquement en d'autres composés et qu'ils peuvent également migrer dans d'autres milieux comme l'air, les sédiments ou le biote. De plus, la méthode d'échantillonnage d'un petit volume d'eau (1 litre), employée dans les stations

NAQUADAT, ne permet pas une limite de détection suffisamment basse pour la plupart des substances organochlorées qui sont à peu près insolubles dans l'eau (Désilets et Langlois, 1989).

Des méthodes expérimentales utilisant de grands volumes d'eau (20 et 60 L) ont été mises à l'essai dans le fleuve Saint-Laurent en 1990 et 1991 par Environnement Canada (Quémerais *et al.*, 1994b; Proulx 1993a, 1993b). Les quelques résultats expérimentaux obtenus au moyen de cette technique, qui a été appliquée à trois stations à la hauteur de Cornwall, ont permis de mieux quantifier certaines substances organiques toxiques (tableau 19).

Tableau 19
Teneurs en BPC et en substances organochlorées mesurées dans des échantillons d'eau de grand volume prélevés dans le Saint-Laurent à la hauteur de Cornwall en 1991

Contaminants	Concentrations (ng/L) dans des échantillons de grand volume (60 L)								
	Mai (n = 3)			Août (n = 3)			Novembre (n = 3)		
	Dissous	Particulaire	Entier	Dissous	Particulaire	Entier	Dissous	Particulaire	Entier
Hexachlorobenzène	0,005	0,012	0,017	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
BHC totaux*	0,076	N.D.	0,076	0,027	N.D.	0,027	0,063	N.D.	0,063
Chlordanes totaux**	0,003	0,176	0,179	0,003	0,344	0,347	N.D.	0,289	0,289
BPC totaux***	0,083	0,273	0,356	0,035	0,079	0,114	0,010	0,033	0,043

Source : Quémerais *et al.*, 1994b.

* Sommation des isomères *alpha*-, *bêta*- et *gamma*-hexachlorocyclohexanes.

** Sommation de *cis*- et *trans*-chlordane.

*** Sommation de 13 congénères.

N.D. Paramètre non déterminé.

C'est pourquoi, les concentrations présentées dans les sections qui suivent proviennent des données du réseau NAQUADAT sur la qualité de l'eau, des résultats d'analyses de grands volumes d'eau et de ceux de campagnes d'échantillonnage spécifiques, réalisées par différents intervenants.

Substances organochlorées. - Une première analyse des résultats NAQUADAT recueillis entre 1985 et 1990 a révélé de faibles fréquences de détection pour 16 des 18 substances organochlorées analysées dans l'eau du fleuve (tableau 20). Par conséquent, le test du

dépassement de critères a été administré seulement aux deux pesticides organochlorés dont la fréquence de détection est importante. Ces deux composés sont l' α -BHC et le γ -BHC (tableau 20).

Tableau 20
Fréquence de détection des substances organochlorées dans le Saint-Laurent
entre 1985 et 1990

<i>Composés organochlorés</i>	<i>Nombre total d'analyses</i>	<i>Fréquence de détection (%)</i>
Hexachlorobenzène (HCB)	363	6,1
<i>p,p'</i> -DDT	352	1,7
<i>o,p'</i> -DDT	355	2,5
<i>p,p'</i> -TDE	354	1,4
<i>p,p'</i> -DDE	363	2,7
Méthoxychlore	355	1,1
Heptachlore	359	0
Époxyde d'heptachlore	355	3,9
α -Endosulfan	353	2,0
β -Endosulfan	351	0
α -(cis) Chlordane	355	1,4
γ -(trans) Chlordane	355	1,4
γ -BHC (lindane)	355	51,0
α -BHC	323	85,4
Mirex	359	0
Aldrine	359	2,5
Endrine	354	1,7
Dieldrine	355	15,5

Source : Rondeau, 1993.

Les teneurs en α -BHC enregistrées au lac Saint-François se situaient entre la limite de détection (0,4 ng/L) et une valeur maximale de 5,0 ng/L (annexe 5). Toutes les concentrations de α -BHC étaient inférieures au critère de l'usage le plus sensible, celui pour l'eau brute, qui a été fixé à 9,2 ng/L. Par ailleurs, le critère de toxicité chronique, établi à 10 ng/L, s'applique à la concentration totale des isomères du BHC. La sommation des concentrations de α -BHC et de

γ -BHC a donc été considérée pour le test de dépassement du critère de toxicité chronique. Les teneurs totales des isomères du BHC n'ont jamais dépassé ce critère.

Le γ -BHC, ou lindane, affiche des teneurs entre la limite de détection (0,4 ng/L) et une valeur maximale de 1,3 ng/L (annexe 5). Toutes les valeurs de lindane respectaient le critère relatif à l'usage le plus sensible, celui relatif à l'eau brute, qui a été fixé à 18,6 ng/L. Les concentrations moyennes ($n = 3$) de BHC totaux mesurées en 1991 dans des échantillons d'eau de grand volume (tableau 19) respectaient largement les critères de qualité de l'eau.

Les teneurs en **mirex** enregistrées par NAQUADAT étaient toutes à la limite de détection de la méthode analytique (0,4 ng/L), alors que le critère relatif à l'usage le plus sensible, celui de la toxicité chronique pour la protection de la vie aquatique, est de 1 ng/L.

Pour ce qui est du **DDT** (dichlorodiphényltrichloroéthane) et de ses **métabolites**, les valeurs mesurées par NAQUADAT dans le lac Saint-François durant la période de 1985 à 1990 étaient sous le seuil de la limite de détection (1,0 ng/L) de la méthode analytique. Dans ce cas, la limite de détection est plus élevée que la valeur du critère de consommation d'organismes aquatiques et d'eau brute. Il est donc impossible de savoir si ce critère a été respecté sur la base des seules données NAQUADAT.

Les résultats fragmentaires obtenus dans des échantillons de grand volume prélevés dans le fleuve à la hauteur de Cornwall montrent des concentrations de DDT total (somme de *o,p'*-DDT, *p,p'*-DDT, *o,p'*-DDD, *p,p'*-DDD et *p,p'*-DDE) qui dépassaient nettement le critère relatif à l'eau brute et le critère relatif à la contamination d'organismes aquatiques qui sont identiques (0,024 ng/L). Des concentrations de DDT atteignant 0,735 ng/L, 0,463 ng/L et 0,707 ng/L ont été mesurées en août 1990, octobre 1990 et mai 1991 respectivement (Pham *et al.*, 1993). Cependant, les concentrations de ce pesticide qui est très persistant dans l'environnement ne dépassaient pas le critère pour la protection de la vie aquatique (toxicité chronique) fixé à 1 ng/L.

En se basant sur l'hypothèse que la charge totale de DDT mesurée à Québec représente l'ensemble des apports dans le bassin de drainage, Pham *et al.* (1993) ont évalué l'importance relative des sources de DDT durant le mois de mai. Les sources probables du DDT

trouvé dans le fleuve Saint-Laurent et leur contribution relative sont, selon ces auteurs, les Grands Lacs (32 p. 100), les tributaires (33 p. 100), le transport atmosphérique (4 p. 100) et les sources diffuses liées au ruissellement et à l'érosion des sols (31 p. 100). L'importance relative des sources diffuses serait plus élevée durant la crue printanière que pendant le reste de l'année (Pham *et al.*, 1993). Ce bilan massique printanier montre que près du tiers de la charge totale de DDT transportée par le fleuve transiterait par le lac Saint-François.

Les trois valeurs de **chlordane** et d'**hexachlorobenzène** (HCB) mesurées dans des échantillons d'eau de grand volume (tableau 19) ne dépassaient pas le critère relatif à l'usage le plus sensible, celui de l'eau brute, qui est de 0,46 ng/L pour le chlordane et de 0,72 ng/L pour le HCB.

Biphényles polychlorés (BPC). - À la lumière des données récentes obtenues au moyen d'échantillons de grand volume et de méthodes analytiques plus performantes pour l'analyse des BPC (Kaiser *et al.*, 1990b; Quémerais *et al.*, 1994b), les données emmagasinées dans NAQUADAT paraissent peu fiables (Houle *et al.*, 1994). C'est pourquoi les données NAQUADAT sur les BPC n'ont pas servi au test de dépassement des critères. Rondeau (1993) a également écarté ces résultats dans sa compilation des données NAQUADAT.

Les résultats d'analyses effectuées en 1991 selon un protocole analytique décrit dans Quémerais *et al.* (1994b) montrent des concentrations de BPC (somme de 13 congénères) beaucoup plus faibles que les valeurs NAQUADAT (somme de trois aroclors). Les valeurs moyennes mesurées en 1991 à l'entrée du lac Saint-François atteignaient 0,193 ng/L, soit environ deux ordres de grandeur inférieurs aux valeurs NAQUADAT enregistrées dans le lac Saint-François durant la période de 1985 à 1989 (tableau 21). La technique de filtration à grand volume a permis également d'abaisser la limite de détection à 0,007 ng/L.

Néanmoins, les concentrations de BPC mesurées en 1991 à l'entrée du lac Saint-François sont préoccupantes, puisque les teneurs moyennes obtenues au printemps et en été (tableau 19) dépassaient le critère de qualité (0,079 ng/L) retenu pour l'eau brute et la contamination des organismes aquatiques. Quémerais *et al.* (1994b) attribuent les teneurs élevées du mois de mai au choc printanier, alors que l'eau de fonte transporte les BPC accumulés dans la

neige. Anderson et Biberhofer (1990) ont noté en 1988 des teneurs en BPC variant entre 0,89 et 4,22 ng/L. Les stations situées du côté des États-Unis présentaient les plus fortes teneurs avec une valeur maximale de 16,69 ng/L près du canal de Yellow Island (New York State Department of Environmental Conservation, 1990). Les usines d'ALCOA, de Reynolds et de General Motors sont les sources qui contribuent le plus à cette contamination du côté sud du fleuve Saint-Laurent (New York State Department of Environmental Conservation, 1990).

Tableau 21
Teneurs en BPC mesurées dans des échantillons de petit et de grand volumes d'eau du lac Saint-François

Échantillons	Concentrations mesurées (ng/L)		
	Minimale	Maximale	Moyenne
Petit volume (1 L)* (n = 12)	< 9,0	77,6	15,0
Grand volume (60 L)** (n = 9)	0,039	0,568	0,193

* Données NAQUADAT de 1985 à 1989.

** Données inédites de 1991 fournies par B. Quémerais et C. Lemieux, Centre Saint-Laurent.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques. - Des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ont été détectés dans des échantillons de grand volume d'eau (20 L en 1990; 60 L en 1991) prélevés à la hauteur de Cornwall par Pham *et al.* (1993). Ces chercheurs ont mesuré des concentrations de HAP (somme de 12 composés) dans l'eau entière de 5,61 ng/L, 7,15 ng/L et 3,55 ng/L en août 1990, octobre 1990 et mai 1991, respectivement. Les données disponibles dans Pham *et al.* (1993) ne permettent pas de comparer les concentrations totales de HAP aux critères de qualité.

Substances volatiles. - Il n'existe pas, pour le lac Saint-François, de données sur les substances volatiles dans la banque de données NAQUADAT. Comba *et al.* (1990) ont cependant publié les résultats d'une campagne d'échantillonnage, effectuée dans la section internationale du Saint-Laurent, dans la région de Cornwall et à l'entrée du lac Saint-François. L'échantillonnage a été fait en 1986 avec une technique à grand volume, où 200 L d'eau ont été prélevés pour en

extraire les substances recherchées, dont les substances volatiles. Le tableau 22 présente les résultats obtenus dans la section internationale du fleuve et à la sortie du lac Saint-François, du côté nord.

Tableau 22
Variations des teneurs en substances volatiles et organochlorées aux différentes stations de la section internationale du Saint-Laurent et dans le lac Saint-François en 1986

Paramètre	Critère (ng/L)	Teneurs en substances volatiles et organochlorées (ng/L)	
		Section internationale du fleuve	Lac Saint-François
Substances volatiles			
Bromochloroéthane		11 400	
Bromodichlorométhane	190	Tr. à 6,3	Tr. à 0,8
Chloroforme	190	Tr. à 2 600	50 à 53
Dibromotrichlorométhane		Tr. à 3,9	
Dichloro-1,1 éthane	940	92 000	
Dichloro-1,1 éthylène	0,33	Tr. à 100 000	
Dichlorométhane	190	140 à 15 000	720 à 820
Tétrachlorure de carbone	400	Tr. à 200	9,1 à 11,0
Trichloro-1,1,1 éthane	11 700	Tr. à 120	7,9 à 8,9
Trichloroéthylène	2 700	Tr. à 180	Tr. à 22
Tétrachloroéthylène	800	3,5 à 630	4,0 à 4,1
Trichlorofluorométhane	190	1,0 à 600	3,5 à 8,2

Source : Comba *et al.*, 1990.

Légende. - Tr. : à l'état de trace.

Les substances volatiles qui dépassaient les critères dans la section internationale (Kingston à Cornwall) sont le **trichlorofluorométhane**, le **dichloro-1,1 éthane**, le **dichloro-1,1 éthylène**, le **dichloroéthane** et le **chloroforme**. À la sortie du lac Saint-François, seules les valeurs de **dichloroéthane** dépassaient le critère relatif à l'usage le plus sensible.

Anderson (1990) a noté la présence de plusieurs composés organiques volatils (COV) dans le fleuve à Cornwall. Cependant, seuls le tétrachloroéthylène et le chloroforme dépassaient leur critère le plus restrictif (annexe 3). Lum et Kaiser (1986) ont mesuré, en 1985, des teneurs en tétrachlorure de carbone variant entre 10 et 330 ng/L, des teneurs en fluorotrichlorométhane entre

22 et 3500 ng/L, des teneurs en trichloro-1,1,1 éthane entre 14 et 18 000 ng/L, des teneurs en chloroforme entre 14 et 200 ng/L et deux valeurs de tétrachloroéthylène atteignant 65 et 190 000 ng/L. Les concentrations du tétrachloroéthylène, du fluorotrichlorométhane et du chloroforme ont dépassé leur critère le plus restrictif à au moins une reprise. En 1988, les teneurs en tétrachlorure de carbone se situaient dans le même intervalle qu'en 1985, à l'exception d'une valeur de 17 800 ng/L (Anderson et Biberhofer, 1990). Toutes les teneurs en substances volatiles mesurées durant cette période étaient anormalement élevées (New York State Department of Environmental Conservation, 1990).

4.1.4 Répartition de la contamination

Il est très difficile de définir la répartition réelle de la contamination à partir de stations situées seulement à l'entrée et la sortie du lac Saint-François. Néanmoins, les paramètres dont la concentration dépassait le critère le plus sensible à une fréquence supérieure à 40 p. 100 au cours de la période de surveillance ont été regroupés par station NAQUADAT au tableau 23.

En ce qui a trait au lac Saint-François même, la contamination chimique et bactériologique de l'eau ne semble pas être problématique, sauf dans le cas de l'arsenic. En effet, les concentrations d'arsenic dépassaient systématiquement les critères d'eau brute et de contamination d'organismes aquatiques. Comme on l'a déjà dit, les valeurs mesurées semblent représenter des teneurs largement répandues dans le bassin Grands Lacs - Saint-Laurent. D'ailleurs, les critères relatifs à l'arsenic sont en voie d'être révisés à la lumière des résultats obtenus sur la cancérogénécité de cette substance.

La station située à l'embouchure de la rivière Saint-Régis (station 9207) a enregistré de fréquents dépassements des critères pour l'aluminium, le fer et le phosphore. Toutefois, les dépassements des critères de qualité relatifs au fer et à l'aluminium ont eu lieu avec une amplitude moyenne ne dépassant pas deux fois ces critères. Il est possible que les matières en suspension dans la rivière Saint-Régis soient naturellement enrichies en aluminium et en fer, qui sont des éléments majeurs des amphiboles, roches formant le bassin de drainage. Il est donc possible qu'une fraction de la concentration totale de ces métaux ne soit pas disponible pour les

organismes aquatiques réduisant ainsi leur potentiel de toxicité. Dans le cas du phosphore, les teneurs sont légèrement plus élevées que le critère et peuvent s'expliquer par la vocation agricole du bassin versant.

Tableau 23
Paramètres présentant un potentiel de risque dans l'eau du lac Saint-François

<i>Stations</i>	<i>Contaminants</i>
9007	Arsenic*
9201	Arsenic*
9202	Arsenic*
9204	Arsenic*
9205	Arsenic*
9206	Arsenic*
9207	Aluminium, fer, phosphore

* Les teneurs en arsenic montrent peu de variations dans le bassin Grands Lacs–Saint-Laurent et semblent correspondre à une «concentration pré-existante» plutôt qu'à des sources anthropiques locales. Les critères qui s'appliquent à l'arsenic sont présentement en voie d'être révisés. L'arsenic n'a pas été analysé à l'embouchure de la rivière Saint-Régis (station 9207).

Enfin, les données fragmentaires (nombre limité d'échantillons et localisation des prélèvements) sur les BPC et le DDT trouvés dans l'eau du fleuve, à l'entrée du lac Saint-François, sont préoccupantes.

4.2 Qualité des sédiments

4.2.1 Description générale

Depuis le milieu des années 1970, trois campagnes d'échantillonnage des sédiments ont été effectuées dans l'ensemble du lac Saint-François pour évaluer le rôle de ce bassin comme zone d'accumulation de substances toxiques en provenance du lac Ontario et du tronçon international du Saint-Laurent. Une première campagne menée en 1975 (Sérodès, 1978) a permis de caractériser une cinquantaine d'échantillons de sédiments. Les résultats de cette campagne ont indiqué une contamination importante des sédiments par le mercure et les biphényles polychlorés

(BPC). En effet, des teneurs en mercure atteignant 3,2 mg/kg avec une valeur médiane de 0,13 mg/kg ont été rapportées dans la partie amont du lac Saint-François, alors que la normale géochimique pour ce secteur est de 0,017 mg/kg (Sérodes, 1978). De plus, des concentrations de BPC variant entre 0,018 et 0,054 mg/kg ont été mesurées dans la partie est du lac (Sérodes, 1978).

Des échantillons prélevés à 98 stations lors d'une deuxième campagne, menée en 1979-1981 (Sloterdijk, 1985), ont été analysés afin de doser le mercure, les BPC et les pesticides organochlorés, et des échantillons pris à dix stations ont servi au dosage des chlorobenzènes, du pentachlorophénol et des polybromobiphényles. Sloterdijk (1985 et 1991) a remarqué que parmi les contaminants étudiés, seuls le mercure et les BPC étaient détectés à des concentrations élevées qui pouvaient atteindre jusqu'à 1,5 et 1,9 mg/kg respectivement. La répartition de la contamination des sédiments présentait à cette époque des tendances bien définies qui se caractérisaient, d'une part, par de fortes teneurs en mercure ($> 0,6$ mg/kg) le long de la rive nord avec des concentrations maximales un peu en aval de Cornwall et, d'autre part, par des teneurs en mercure sous la normale géochimique ($< 0,150$ mg/kg dans Sérodes, 1978) surtout le long de la rive sud.

La présence de fortes concentrations de mercure dans les sédiments près de Cornwall a été attribuée à deux sources importantes de substances toxiques dans cette municipalité : l'usine de chlore et de soude caustique de l'ICI, qui utilisait des électrodes au mercure et la fabrique de pâtes et papiers de la Domtar, qui employait le mercure comme produit bactéricide. Avant 1970, ces industries ont déversé dans le fleuve, à la hauteur de Cornwall, d'importantes quantités de mercure (Sloterdijk, 1991). Par la suite, un contrôle gouvernemental plus strict des rejets de mercure dans les effluents de l'usine de chlore et de soude caustique et l'élimination du mercure comme produit bactéricide ont contribué à réduire considérablement les apports locaux en mercure. Néanmoins, les sédiments près de Cornwall demeurent fortement contaminés par le mercure (Sérodes, 1978; Sloterdijk, 1985 et 1991) et constituent une source potentielle de contamination pour les parties aval du lac Saint-François. Sloterdijk (1991) a émis l'hypothèse que les sédiments contaminés de la région de Cornwall étaient remis régulièrement en suspension

par l'action des vagues de tempête, dont l'effet est amplifié par les faibles profondeurs d'eau, et qu'ils se déposaient un peu plus loin en aval, migrant longitudinalement le long du littoral nord. Les courants rapides (1,5 m/s) dans le chenal de navigation semblent constituer une barrière physique qui empêche les sédiments remis en suspension d'atteindre la rive sud du lac.

Les sédiments échantillonnés en 1979-1981 (Sloterdijk, 1985 et 1991) présentaient des teneurs en BPC variant entre 0,001 et 1,9 mg/kg, avec une valeur médiane de 0,17 mg/kg. En comparaison, les sédiments du port de Hamilton contiennent des concentrations de BPC variant entre 1,3 et 10,0 mg/kg, et les sédiments des lacs Érié, Huron et Supérieur ont des concentrations atteignant 0,3 mg/kg, 0,9 mg/kg et 0,01 mg/kg respectivement (Sloterdijk, 1991). Les résultats des travaux de Sloterdijk (1985 et 1991) au lac Saint-François indiquent, de façon générale, que les plus fortes teneurs en BPC ont été observées le long de la rive sud, en particulier dans les herbiers qui encerclent les îles à la tête du lac et dans la zone profonde près de l'embouchure du lac. Les concentrations élevées le long de la rive sud, à l'entrée du lac, suggèrent une source en amont située du côté américain de la section internationale du Saint-Laurent. En effet, la rivière Grass et la région de Massena ont été identifiées précédemment (voir le chapitre 3) comme étant des secteurs contaminés par les BPC rejetés par les usines de l'ALCOA, la General Motors Co. et la Reynolds Metals Co. La contamination par les BPC du bassin à la sortie du lac Saint-François est attribuée en partie à l'action des courants qui remettent en suspension, redistribuent et transportent vers l'aval les sédiments contaminés de la région de Massena (Sloterdijk, 1991).

Les travaux de Sloterdijk (1985) ont clairement montré que le mercure et les BPC totaux constituaient, entre 1979 et 1981, les deux principaux contaminants trouvés dans les sédiments du lac Saint-François. Une troisième campagne de caractérisation des sédiments a été effectuée en 1989 (Fortin et Desrochers, 1990), et les résultats des dosages du mercure et des BPC ont été comparés à ceux de 1979-1981 (tableau 24). Pour cette comparaison (Lorrain *et al.*, 1993), le lac Saint-François a été divisé en deux secteurs, un secteur nord et un secteur sud, qui sont séparés par la Voie maritime du Saint-Laurent. Les résultats de cette analyse indiquent une diminution importante dans la contamination des sédiments par le mercure et les BPC entre 1979-1981 et 1989. Les teneurs en mercure ont diminué de 37 p. 100 en moyenne dans le secteur nord,

alors que la teneur moyenne demeure presque inchangée dans le secteur sud. La réduction des concentrations de BPC totaux est beaucoup plus significative, alors que la moyenne des teneurs en 1989 dans le secteur nord ($X = 0,010$ mg/kg) a diminué de 95 p. 100 comparativement à celle de 1979-1981 ($X = 0,197$ mg/kg). La teneur moyenne en BPC des sédiments du secteur sud a diminué de 85 p. 100 entre 1979-1981 et 1989, passant de 0,387 mg/kg à 0,056 mg/kg (tableau 24). Dans l'ensemble du lac Saint-François, Lorrain *et al.* (1993) ont noté une diminution significative de 91 p. 100 et de 33 p. 100 des concentrations (valeurs «krigées») de BPC et de mercure entre 1989 et 1979-1981.

Tableau 24
Statistiques comparatives des teneurs en mercure et en BPC totaux des secteurs nord et sud du lac Saint-François durant les campagnes de 1979-1981 et 1989

<i>Variable</i>	<i>n</i>	<i>X</i> (mg/kg)	σ (mg/kg)	<i>Cov.</i>	<i>Min.</i> (mg/kg)	<i>Méd.</i> (mg/kg)	<i>Max.</i> (mg/kg)
Mercure (1979) - secteur nord	37	0,484	0,40	0,83	0,00	0,44	1,47
Mercure (1989) - secteur nord	27	0,305	0,212	0,69	0,00	0,25	0,66
Mercure (1979) - secteur sud	60	0,118	0,105	0,89	0,00	0,10	0,48
Mercure (1989) - secteur sud	39	0,111	0,077	0,69	0,00	0,09	0,39
BPC (1979) - secteur nord	37	0,197	0,243	1,23	0,00	0,11	1,27
BPC (1989) - secteur nord	27	0,010	0,013	1,30	0,00	0,00	0,04
BPC (1979) - secteur sud	60	0,387	0,439	1,13	0,01	0,20	1,90
BPC (1989) - secteur sud	39	0,056	0,058	1,04	0,00	0,03	0,27

Sources : Guertin, 1990; Lorrain et al., 1993.

Légende. - *n* : nombre d'échantillons. *X* : moyenne. σ : écart-type. *Cov.* : covariance. *Min.* : minimum. *Méd.* : médiane. *Max.* : maximum.

Selon Lum (1991), la distribution des concentrations de BPC dans les sédiments prélevés à 62 stations en 1989 montre une diminution des concentrations dans l'axe ouest-est du lac, avec les teneurs les plus élevées dans la partie sud-ouest. La diminution de la contamination par les BPC de 1979-1981 à 1989 et le fait que les teneurs les plus élevées se situaient en 1989 aux mêmes endroits qu'en 1979-1981 ont amené Lum (1991) à conclure qu'il n'y a pas de

nouvelle source importante de BPC. Lum (1991) soulève deux hypothèses pour expliquer la réduction des teneurs en BPC des sédiments : la première étant la diminution possible des apports de BPC en provenance du lac Ontario et des tributaires qui drainent l'État de New York, la deuxième étant la remise en suspension possible de la fraction fine des sédiments et leur transport par advection vers l'aval depuis la période de 1979-1981, permettant ainsi l'évacuation d'une certaine quantité de sédiments contaminés à l'extérieur du lac Saint-François.

En supposant que le régime hydrodynamique n'ait pas changé significativement durant la dernière décennie, la diminution des teneurs en mercure dans les sédiments entre 1979-1981 et 1989 pourrait refléter une réduction des apports anthropiques durant cette période. Dans les zones de sédimentation permanente, les dépôts contaminés peuvent avoir été recouverts graduellement par des sédiments contenant de plus faibles teneurs en mercure. Dans des secteurs de sédimentation temporaire, les sédiments contaminés peuvent avoir été remis en suspension lors de conditions extrêmes et transportés progressivement vers d'autres bassins situés plus en aval. Toutefois, une approche différente dans le plan d'échantillonnage pourrait expliquer en partie les différences entre les teneurs mesurées lors des deux campagnes d'échantillonnage des sédiments. En effet, la plupart des 98 échantillons obtenus en 1979-1981, contrairement à 1989, ont été prélevés de préférence dans des zones propices à l'accumulation de sédiments fins, et par conséquent, les résultats peuvent être biaisés vers une plus forte contamination. Pour des raisons budgétaires, seulement 66 échantillons (150 stations ont été échantillonnées en 1989) ont été retenus pour des analyses physico-chimiques. Cependant, la sélection des échantillons a été effectuée de manière à préserver la représentativité du plan d'échantillonnage systématique stratifié (S. Lorrain, 1992). Cette dernière approche permet de caractériser l'état de l'ensemble du système en tenant compte du degré de contamination de la plupart des milieux sédimentaires du lac Saint-François.

4.2.2 Comparaison avec les critères de qualité des sédiments

La firme Procéan (Procéan, 1991) a effectué récemment, sous la direction d'un comité intergouvernemental (CSL et MENVIQ, 1992), la révision des critères existants de qualité des

sédiments pour leur application au fleuve Saint-Laurent. À partir d'approches privilégiées et sur la base des connaissances scientifiques actuelles des caractéristiques biogéochimiques du Saint-Laurent, ce comité a proposé des critères d'évaluation de la contamination des sédiments selon trois niveaux :

NIVEAU 1. - Le seuil sans effet (SSE) correspond à la teneur géochimique naturelle, ou de base, pour l'ensemble du fleuve Saint-Laurent, qui n'a pas d'effets néfastes sur la faune benthique ou sur le milieu aquatique. À des fins d'évaluation de la qualité des sédiments, on considère que le milieu est intègre lorsque les concentrations enregistrées ne dépassent pas ce seuil. Tous les usages du milieu sont alors permis. Au delà de ce niveau, on estime qu'il y a début de contamination.

NIVEAU 2. - Le seuil d'effets mineurs (SEM) correspond à la teneur d'un contaminant à laquelle il est possible d'observer les premiers effets de la contamination, mais qui est tolérée par la majorité des organismes benthiques. À ce niveau, on estime que la contamination pourrait avoir un effet nuisible sur 15 p. 100 de la faune benthique. À des fins de gestion des sédiments, si les teneurs observées dans les matériaux dragués se situent sous ce seuil, ces derniers peuvent être rejetés en eau libre ou utilisés à d'autres fins, sans restriction.

NIVEAU 3.- Le seuil d'effets néfastes (SEN) correspond à la teneur d'un contaminant qui a des effets nuisibles sur la majorité des organismes benthiques. À ce niveau, des effets toxiques significatifs sur 90 p. 100 de la faune benthique sont appréhendés. À des fins de gestion des sédiments, il est interdit de rejeter en eau libre les matériaux dragués dont la teneur dépasse ce seuil.

Le tableau 25 présente la liste des contaminants qui ont été analysés dans les échantillons prélevés en 1989 ainsi que les critères intérimaires retenus pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent. Les critères de qualité relatifs aux contaminants organiques non polaires peuvent être modifiés de façon à tenir compte de l'adsorption de ces contaminants, ou partition hydrophobique, sur les matières organiques contenues dans les sédiments. Pour établir le critère de qualité d'un paramètre organique non polaire dans une situation donnée, il faut multiplier le critère relatif au paramètre par le pourcentage de carbone organique total (COT) de l'échantillon jusqu'à un maximum de 10 p. 100 de COT. Par exemple, le seuil d'effets néfastes (SEN) relatif aux BPC totaux dans un échantillon contenant 2 p. 100 de COT est établi à $1 \mu\text{g/g} \times 2 = 2 \mu\text{g/g}$.

Tableau 25
Paramètres analysés dans les échantillons prélevés en 1989 au lac Saint-François et critères
intérimaires retenus pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent

<i>Paramètres</i> ($\mu\text{g/g}$ ou $\mu\text{g/g}$ pour 1 p. 100 de COT*)	<i>Niveau 1</i> (SSE)	<i>Niveau 2</i> (SEM)	<i>Niveau 3</i> (SEN)
Arsenic extractible	3,0	7	17
Cadmium extractible	0,2	0,9	3
Chrome extractible	55	55	100
Cuivre extractible	28	28	86
Mercure total	0,05	0,2	1
Nickel extractible	35	35	61
Plomb extractible	23	42	170
Zinc extractible	100	150	540
BPC (totaux)	0,02	0,2	1
Aroclor-1254	-	0,06	0,3
Aroclor-1260	-	0,005	0,2
Aldrine	0,0006	0,002	0,04
BHC (totaux)	-	0,005	0,1
Chlordane	0,001	0,007	0,03
<i>p,p'</i> -DDE	0,002	0,007	0,05
DDT	0,006	0,009	0,05
Dieldrine	0,0001-0,0008	0,002	0,3
Endrine	0,001	0,008	0,5
HCB	0,001	0,03	0,1
Époxyheptachlore	0,001	0,005	0,03
Mirex	0,0001	0,011	0,8
HAP lourds	1	-	-
Benzo (<i>a</i>) anthracène	0,05-0,1	0,4	0,5
Benzo (<i>a</i>) pyrène	0,01-0,1	0,5	0,7
Benzofluoranthènes	0,3	-	-
Benzo (<i>ghi</i>) pérylvène	0,1	-	-
Chrysène	0,1	0,6	0,8
Dibenzo (<i>ah</i>) anthracène	0,005	-	-
Fluoranthène	0,02-0,1	0,6	2
Indéno (1,2,3, <i>cd</i>) pyrène	0,7	-	-
Pyrène	0,02-0,1	0,7	1
HAP légers	0,1	-	-
Acénaphène	0,01	-	-
Acénaphylène	0,01	-	-
Anthracène	0,02	-	-
Fluorène	0,01	-	-
Méthyl-2 naphthalène	0,02	-	-
Naphthalène	0,02	0,4	0,6
Phénanthrène	0,03-0,07	0,4	0,8

Source : CSL et MENVIQ, 1992.

* Tous les paramètres sont exprimés en microgrammes par gramme ($\mu\text{g/g}$) de sédiments à l'exception des paramètres organiques non polaires qui sont exprimés en microgrammes par gramme ($\mu\text{g/g}$) de sédiments pour 1 p. 100 de carbone organique total (COT). **Pour établir le critère de qualité d'un paramètre organique non polaire dans une situation donnée, il faut multiplier le critère de ce tableau par le pourcentage de COT de l'échantillon à évaluer jusqu'à un maximum de 10 p. 100 de COT.**

Légende. - SSE : seuil sans effet. SEM : seuil d'effets mineurs. SEN : seuil d'effets néfastes.

Les dépassements des critères de qualité présentés aux tableaux 27 et 28 tiennent compte de l'adsorption des contaminants hydrophobes sur les matières organiques, c'est-à-dire qu'ils prennent en considération la diminution de leur biodisponibilité. Soulignons finalement le caractère intérimaire des critères de qualité, qui de ce fait, devront faire l'objet de réajustements périodiques en fonction des nouveaux développements scientifiques et d'une meilleure connaissance des sédiments du fleuve (CSL et MENVIQ, 1992).

4.2.2.1 *Métaux*

Seuls les métaux lourds qui ont été sélectionnés lors de l'élaboration des critères de qualité des sédiments (Procéan, 1991) ont été retenus dans notre analyse des dépassements de critères. Sur les huit métaux retenus (tableau 26), six (cuivre, zinc, plomb, arsenic, cadmium et mercure) étaient présents en 1989 en concentrations supérieures au seuil d'effets mineurs (SEM) dans quatre (arsenic) à 22 (mercure) stations, soit dans au plus 35 p. 100 des échantillons analysés en 1989, et aucun métal n'était présent en concentration supérieure au seuil d'effets néfastes (SEN). Cependant, les teneurs moyennes ($n = 3$) en cuivre, zinc, plomb et mercure mesurées en 1991 (station 368) par le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario dépassaient le SEN dans les sédiments prélevés à la sortie de l'émissaire de la Courtaulds Fibres. Les concentrations moyennes atteignaient $105,8 \pm 7,2$ mg/kg, $1233 \pm 57,7$ mg/kg, 428 ± 84 mg/kg et $3,13 \pm 0,15$ mg/kg pour le cuivre, le zinc, le plomb et le mercure respectivement (Richman, 1994). Avant sa fermeture en 1993, la Courtaulds Fibres était reconnue comme une source importante de mercure et de zinc. De surcroît, les rejets de mercure de l'ancienne usine chlore et de soude caustique de l'ICI peuvent avoir également contribué à la contamination de ce site par le mercure (Richman, 1994). Dans le cas de la contamination de ce site par le plomb, l'effluent de la Courtaulds Fibres contenait des concentrations élevées de ce métal, qui ont été attribuées à la corrosion de la tuyauterie de l'usine et des conduites en plomb des réservoirs d'acides (Richman, 1994).

Tableau 26
Concentrations de métaux lourds dans le lac Saint-François en 1989
dépassant les critères de qualité des sédiments

<i>Paramètre</i>	<i>N</i>	<i>N > L.D.</i>	<i>SSE</i>		<i>SEM</i>			<i>SEN</i>			
			<i>(mg/kg)</i>	<i>n</i>	<i>(mg/kg)</i>	<i>n</i>	<i>%</i>	<i>(mg/kg)</i>	<i>n</i>		
				<i>></i>	<i>%</i>		<i>></i>		<i>></i>	<i>%</i>	
Arsenic	66	66	3	42	64	7	4	6	17	0	0
Cadmium	66	55	0,2	55	100	0,9	12	22	3,0	0	0
Chrome	66	66	55	0	0	55	0	0	100	0	0
Cuivre	66	66	28	18	27	28	18	27	86	0	0
Mercure	66	62	0,05	59	95	0,2	22	35	1,0	0	0
Nickel	66	65	35	0	0	35	0	0	61	0	0
Plomb	66	66	23	32	48	42	5	8	170	0	0
Zinc	66	66	100	28	42	150	19	29	540	0	0

Source : Données inédites de S. Lorrain (1992), Centre Saint-Laurent.

Légende . - SSE : seuil sans effet. SEM : seuil d'effets mineurs. SEN : seuil d'effets néfastes. N : nombre de données. n : nombre de données dont la valeur dépasse le critère. L.D. : limite de détection analytique.

Le mercure dépassait le SEM à une station sur trois en 1989. Cette fréquence de dépassement est légèrement inférieure à celle de 1979-1981, alors que les teneurs en mercure dépassaient le SEM à 39 p. 100 des stations et le SEN dans 2 p. 100 des échantillons analysés. Ces données semblent indiquer que même si la teneur moyenne des sédiments en mercure a diminué entre 1979-1981 et 1989, les fréquences de dépassement du SEM sont semblables pour les deux périodes.

4.2.2.2 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Neuf HAP lourds et sept HAP légers ont été dosés dans des échantillons prélevés en 1989 (tableau 27). À l'exception de l'acénaphène et de l'acénaphthylène, ces substances toxiques ont toutes été détectées à au moins une station sur les 66 sites de prélèvement. Parmi les HAP lourds, seuls le benzo(*a*)pyrène, le fluoranthène et le pyrène dépassaient le SSE à au moins la moitié des stations. Le benzo (*a*) anthracène, le chrysène, le dibenzo (*ah*) anthracène et le pyrène dépassaient le seuil sans effet (SSE) à au plus deux stations.

Tableau 27
Concentrations d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans le lac
Saint-François en 1989 dépassant les critères de qualité des sédiments

<i>Paramètre</i>	<i>N</i>	<i>N > L.D.</i>	<i>SSE (mg/kg)</i>	<i>n ></i>	<i>%</i>	<i>SEM (mg/kg)</i>	<i>n ></i>	<i>%</i>	<i>SEN (mg/kg)</i>	<i>n ></i>	<i>%</i>
HAP lourds	66	61	1,0	0	0	-	n.a.	n.a.	-	n.a.	n/a
Benzo (<i>a</i>) anthracène	66	31	0,05	1	3	0,4	0	0	0,5	0	0
Benzo (<i>a</i>) pyrène	66	49	0,01	44	90	0,5	0	0	0,7	0	0
Benzofluoranthènes	66	59	0,3	0	0	-	n.a.	n.a.	-	n.a.	n.a.
Benzo (<i>ghi</i>) pérylène	66	26	0,1	0	0	-	n.a.	n.a.	-	n.a.	n.a.
Chrysène	66	50	0,1	1	2	0,6	0	0	0,8	0	0
Dibenzo (<i>ah</i>) anthracène	66	3	0,005	2	67	-	n.a.	n.a.	-	n.a.	n.a.
Fluoranthène	66	55	0,02	34	62	0,6	0	0	2,0	0	0
Indéno (1,2,3 <i>cd</i>) pyrène	66	27	0,07	0	0	-	n.a.	n.a.	-	n.a.	n.a.
Pyrène	66	54	0,02	33	61	0,7	0	0	1,0	0	0
HAP légers	66	65	0,1	10	15	-	n.a.	n.a.	-	n.a.	n.a.
Acénaphtène	66	0	0,01	0	0	-	n.a.	n.a.	-	n.a.	n.a.
Acénaphtylène	66	0	0,01	0	0	-	n.a.	n.a.	-	n.a.	n.a.
Anthracène	66	7	0,02	2	29	-	n.a.	n.a.	-	n.a.	n.a.
Fluorène	66	2	0,01	1	50	-	n.a.	n.a.	-	n.a.	n.a.
Méthyl-2 naphthalène	66	3	0,02	1	33	-	n.a.	n.a.	-	n.a.	n.a.
Naphthalène	66	64	0,02	42	64	0,4	1	5	0,6	0	0
Phénanthrène	66	52	0,03	14	27	0,4	0	0	0,8	0	0

Source : Données inédites de S. Lorrain (1992), Centre Saint-Laurent.

Légende. - SSE : seuil sans effet. SEM : seuil d'effets mineurs. SEN : seuil d'effets néfastes. N : nombre de données. n : nombre de données dont la valeur dépasse le critère. L.D.: limite de détection analytique. n.a. : ne s'applique pas.

La présence de naphthalène et de phénanthrène dans les sédiments semble étendue à de grands secteurs du lac Saint-François, parce que le SSE est dépassé à plusieurs stations. Quelques autres HAP légers, dont l'anthracène, le fluorène et le méthyl-2 naphthalène, dépassaient le SSE à au plus deux stations. Parmi les HAP légers, pour lesquels des critères de qualité de niveaux 2 et 3 ont été retenus par le CSL et le MENVIQ (1992), seul le naphthalène dépassait le seuil d'effets mineurs (SEM) à une station.

4.2.2.3 Substances organochlorées

La plupart des substances organochlorées retenues lors de l'élaboration des critères de qualité des sédiments, soit au total 12 contaminants, ont fait l'objet d'analyses chimiques.

Famille des biphényles polychlorés (BPC). - Les teneurs en BPC totaux dépassaient le critère du SSE dans cinq échantillons analysés (tableau 28).

Tableau 28
Concentrations de substances organochlorées dans le lac Saint-François en 1989
dépassant les critères de qualité des sédiments

Paramètre	N	N >	SSE	n	%	SEM	n	%	SEN	n	%
		L.D.	(mg/kg)	>		(mg/kg)	>		(mg/kg)	>	
BPC totaux	66	43	0,02	5	8	0,2	0	0	1,0	0	0
Aroclor-1254	66	42	-	n.a.	n.a.	0,06	0	0	0,3	0	0
Aroclor-1260	66	5	-	n.a.	n.a.	0,005	5	8	0,2	0	0
p,p'-DDD	66	0	0,002	0	0	0,07	0	0	0,05	0	0
Aldrine	66	2	0,0006	2	3	0,002	1	2	0,042	0	0
BHC (totaux)	66	10	-	n.a.	n.a.	0,005	0	0	0,1	0	0
Chlordane	66	9	0,001	2	3	0,007	0	0	0,03	0	0
DDT	66	19	0,006	2	3	0,009	0	0	0,05	0	0
Dieldrine	66	0	0,0001	0	0	0,002	0	0	0,3	0	0
Endrine	66	7	0,001	4	57	0,008	1	14	0,5	0	0
HCB	66	2	0,001	0	0	0,03	0	0	0,1	0	0
Époxyheptachlore	66	6	0,001	2	33	0,005	0	0	0,03	0	0
Mirex	66	4	0,0001	3	75	0,011	0	0	0,8	0	0

Source : Données inédites de S. Lorrain (1992), Centre Saint-Laurent.

Légende. - SSE : seuil sans effet. SEM : seuil d'effets mineurs. SEN : seuil d'effets néfastes. N : nombre de données. n : nombre de données dont la valeur dépasse le critère. L.D. : limite de détection analytique. n.a. : ne s'applique pas.

La teneur en BPC totaux n'excédait à aucun endroit les critères du SEM et du SEN. Cependant, les concentrations mesurées ne semblent pas refléter la contamination réelle des sédiments parce que les teneurs en Aroclor-1260 dépassaient le SEM à cinq stations. Cette fréquence de dépassement plus élevée s'explique par le fait que les BPC fortement chlorés comme l'Aroclor-1260 (60 p. 100 de chlore) sont plus toxiques et possèdent par conséquent un critère de

qualité plus sévère. Ils sont également moins facilement dégradables, donc plus persistants dans l'environnement. En outre, l'analyse des aroclors (mélange de plusieurs congénères) ne constitue pas la meilleure façon d'évaluer la qualité du milieu. En fait, certains congénères des BPC (74, 101, 128 et 194) sont encore plus toxiques (MacFarland et Clarke, 1989, dans Procéan, 1991). Selon Procéan (1991), il devient de plus en plus important de définir tous les congénères qui contribuent à la toxicité des sédiments afin d'attribuer à chacun un critère individuel.

Famille des insecticides. - La présence de sept insecticides dont l'aldrine, les BHC, le chlordane, l'endrine, le HCB, l'époxyheptachlore et le mirex a été détectée dans au plus 10 échantillons, sauf le DDT qui dépassait le seuil de détection analytique à 19 stations (tableau 28). Quoique les teneurs de ces contaminants aient dépassé à au plus quatre stations le critère du SSE, seules les teneurs en aldrine et en endrine excédaient le critère du SEM à une seule station.

4.2.3 Répartition de la contamination et sources de pollution

4.2.3.1 *Indice de contamination*

En utilisant les critères de qualité des sédiments retenus par le CSL et le MEF (tableau 25), un indice de contamination global a été calculé à chaque station pour le seuil d'effets mineurs (SEM) et le seuil d'effets néfastes (SEN). L'indice global (I_c) est calculé à partir de la formule suivante :

$$I_c = \frac{\sum \frac{(\text{teneur})_i}{(\text{critère})_i}}{K}$$

où K représente le nombre de paramètres pour lesquels des critères de qualité ont été retenus pour le SEM et le SEN. Ainsi, seulement 27 paramètres parmi les 36 substances toxiques dosées en laboratoire ont servi au calcul de l'indice. La valeur zéro a été assignée aux résultats analytiques qui se situaient sous le seuil de détection (Lorrain, 1992). Soulignons également que les critères du SEM et du SEN qui s'appliquent aux contaminants organiques non polaires ont été normalisés en fonction du pourcentage de carbone organique total (COT).

Tableau 29
Indices de contamination (Ic) des sédiments du lac Saint-François en 1989, calculés en
fonction des critères de qualité du SEM et du SEN

<i>Station</i>	<i>Ic</i> <i>(SEM)</i>	<i>Paramètres dépassant le SEM</i>	<i>Ic</i> <i>(SEN)</i>	<i>Paramètres dépassant le SEN</i>
2	0,27	Hg, Cu, Zn	0,08	
3	0,23	Hg, Cu, Zn	0,07	
6	0,24	Hg	0,06	
9	0,17		0,05	
15	0,26	Cd, Aroclor-1260	0,07	
16	0,27	Aroclor-1260	0,06	
17	0,26	Hg, Cd, Cu	0,08	
18	0,14		0,04	
19	0,14		0,03	
20	0,26	Aroclor-1260	0,06	
23	0,30	Aroclor-1260	0,06	
24	0,17		0,05	
25	0,14		0,04	
27	0,24	Hg, Cu, Zn	0,08	
28	0,26	Hg, Cu, Zn	0,08	
30	0,06		0,02	
33	0,10		0,02	
36	0,13		0,05	
39	0,25	Hg, Cu, Zn	0,08	
41	0,14		0,05	
42	0,44	As, Hg, Cd, Cu, Pb, Zn	0,13	
43	0,43	As, Hg, Cd, Cu, Pb, Zn	0,13	
45	0,07		0,02	
47	0,32	Hg, Cd, Cu, Zn	0,10	
48	0,11		0,04	
51	0,01*		0,00*	
55	0,29	Cd, Cu, Aroclor-1260	0,08	
57	0,04		0,00	
58	0,20		0,07	
59	0,17		0,05	
61	0,17		0,06	
62	0,11		0,03	
64	0,16		0,06	
67	0,08	Naphtalène	0,01	
68	0,10		0,03	
72	0,15		0,04	
84	0,16	Hg	0,04	
86	0,30	Hg, Zn	0,09	
87	0,05		0,01	
88	0,27	Hg, Zn	0,08	
89	0,29	Hg, Zn	0,08	
90	0,18	Hg, Zn	0,05	

<i>Station</i>	<i>Ic</i> (SEM)	<i>Paramètres dépassant le SEM</i>	<i>Ic</i> (SEN)	<i>Paramètres dépassant le SEN</i>
91	0,40	As, Hg, Cd, Cu, Pb, Zn	0,12	
93	0,25	Hg, Zn	0,07	
95	0,38	Hg, Cu, Zn	0,11	
98	0,22	Hg	0,07	
99	0,40*	Hg, Cu, Zn	0,12*	
100	0,20	Cd, Cu	0,07	
104	0,09		0,03	
105	0,04		0,01	
111	0,23	Cu	0,07	
112	0,09		0,03	
113	0,26	Cd, Cu	0,09	
115	0,16	Hg	0,05	
121	0,36	As, Hg, Cd, Cu, Pb, Zn	0,12	
123	0,07		0,02	
124	0,25	Cd, Cu	0,08	
125	0,04		0,01	
131	0,17	Endrine	0,03	
133	0,12		0,04	
137	0,12		0,04	
140	0,13		0,04	
142	0,18		0,06	
144	0,06		0,02	
149	0,30	Cd, Pb, Zn	0,10	
150	0,22	Aldrine	0,03	

* Le pourcentage de carbone organique total (COT) a été estimé à partir des stations avoisinantes.

Cet indice global de qualité des sédiments constitue donc un outil permettant d'obtenir une idée générale de l'importance relative de la contamination à partir d'échantillons provenant de tous les secteurs du lac Saint-François. En ce sens, cette approche permet de visualiser la répartition des zones les plus contaminées dans cette partie du fleuve. Par contre, cet indice ne peut pas être utilisé à des fins de comparaison de la contamination du lac Saint-François avec celle du lac Saint-Louis (Fortin *et al.*, 1994). En effet, les indices de contamination pour ces deux lacs n'ont pas été obtenus de la même façon, parce que les paramètres utilisés dans le calcul des indices étaient différents.

Les indices de contamination (Ic) calculés en fonction des critères de qualité du SEM et du SEN de même que les paramètres dont les teneurs dépassaient ces seuils sont présentés au

tableau 29. Il est intéressant de souligner que la teneur d'aucun des 27 contaminants dosés n'excède le SEN. Rappelons que les teneurs en plusieurs métaux lourds, dont le mercure, l'arsenic, le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc, dépassaient à plusieurs stations le SEM. L'Aroclor-1260, l'aldrine et l'endrine sont les seuls contaminants organiques, pour lesquels des critères de qualité de niveaux 2 et 3 ont été retenus (tableau 25), à dépasser le SEM.

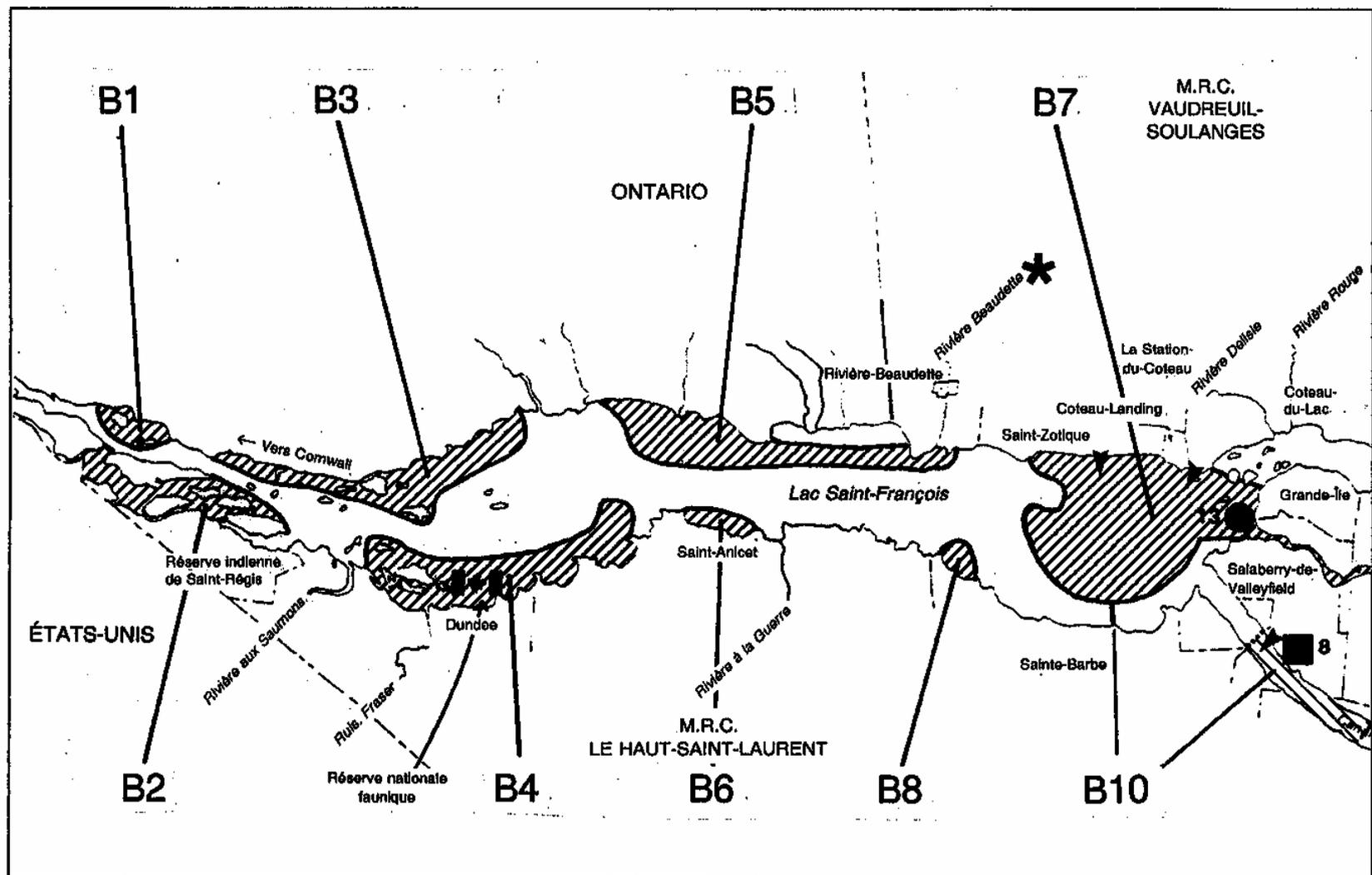
4.2.3.2 Répartition de la contamination

La distribution géographique des secteurs contaminés (figure 12) concorde assez bien avec les grandes zones d'accumulation de sédiments à texture fine. De grands secteurs de la partie lacustre du lac Saint-François entre la pointe Beaudette et Coteau-Landing sont pollués ($0,23 < I_c > 0,30$) par le mercure, le cuivre, le zinc, le cadmium et l'Aroclor-1260. La contamination par les métaux lourds semble limitée principalement aux sédiments qui forment le lit du fleuve au nord du chenal maritime et dans la baie Saint-François, tandis que les dépassements du SEM par l'Aroclor-1260 sont regroupés dans la zone pélagique du lac, à l'est de la pointe Génier. Les sédiments recueillis dans un petit bassin au nord de la voie maritime entre le village de Lancaster et la pointe Mouillée, appelé bassin de South Lancaster, sont également contaminés ($0,25 < I_c > 0,44$) par le mercure, le cuivre, le zinc, l'arsenic et le cadmium. La teneur en naphthalène dépassait le SEM à une station (station 67) suggérant une contamination possible ($I_c = 0,08$) des sédiments par les HAP entre la pointe Mouillée et la pointe Baudette. À une exception près (station 87), les sédiments prélevés aux stations situées sur la rive nord du lac, en amont de l'embouchure de la rivière Raisin, sont contaminés ($0,18 < I_c > 0,40$) principalement par le mercure et à un degré moindre par le cuivre et le zinc. Le plomb, l'arsenic et le cadmium s'ajoutent à ces substances à la station 91 ($I_c = 0,40$) près de Summerstown.

Sauf dans le cas du secteur à l'est de l'embouchure de la rivière aux Saumons, qui contient du mercure, du cuivre, du cadmium, de l'arsenic, du plomb et du zinc ($0,16 < I_c < 0,36$), les sédiments de la rive sud du lac semblent relativement peu contaminés. Cependant, la station 47, près du quai de Port Lewis à la pointe Génier, est contaminée ($I_c = 0,32$) par le mercure, le cadmium, le cuivre et le zinc, et la station 55 est contaminée ($I_c = 0,29$) par le cadmium, le cuivre et l'Aroclor-1260 dans la baie de Perron. Les sédiments prélevés à l'embouchure de la rivière Raquette sont contaminés ($I_c = 0,30$) par le cadmium, le plomb et le zinc. La teneur en endrine dépasse le SEM ($I_c = 0,16$) près de l'embouchure de la rivière aux Saumons, et la teneur en aldrine excède le SEM ($I_c = 0,22$) à la station 150, située sur la rive nord de l'île Barnhart.

Les grandes zones contaminées correspondent dans l'ensemble aux zones pélagiques et aux secteurs peu profonds à l'abri de l'emprise des vents et peuplés par de grands herbiers. Les secteurs étroits du lac semblent relativement peu contaminés, probablement en raison de la force du courant qui empêche la sédimentation de particules fines au profit des matériaux plus grossiers.

La tendance de la contamination des sédiments qui se dégage de la distribution des substances toxiques dont la teneur dépasse le SEM correspond assez fidèlement à la répartition des sites identifiés comme étant contaminés (Lavalin Environnement inc., 1989). Une synthèse des informations existantes sur la qualité des sédiments, basée principalement sur les résultats de la caractérisation des sédiments en 1979-1981 (Sloterdijk, 1985), a permis à Lavalin Environnement inc. (1989) d'identifier huit sites aquatiques contaminés dans le lac Saint-François (sites B1 à B8 sur la figure 13). Ces sites ont été jugés contaminés de façon importante par le mercure et les BPC et plus faiblement par le zinc, le plomb et les HAP.



Source : Lavalin Environnement inc., 1989.

Figure 13 Sites reconnus comme étant contaminés au lac Saint-François

4.2.3.3 *Sources de la pollution*

En 1989, la répartition spatiale des sédiments contaminés par le mercure (teneurs > SEM) ne présentait pas de modifications importantes par rapport à la tendance observée en 1979-1981 (Sloterdijk, 1985 et 1991). Cette observation de même que la diminution moyenne des teneurs en mercure durant cette période semblent indiquer un tarissement des apports en mercure qui pourrait coïncider avec l'application de normes plus strictes imposées depuis le début des années 1970 aux établissements industriels implantés dans les régions de Cornwall et Massena et à l'abandon de l'utilisation du mercure comme produit bactéricide dans les papetières.

La distribution de la contamination par les BPC (Aroclor-1260) montre que les sites les plus contaminés (teneurs > SEM) se trouvent dans de petites zones de la rive sud et dans le bassin à la sortie du lac. Malgré que par le passé, les tributaires new-yorkais de la région de Massena et du tronçon international du Saint-Laurent aient été responsables de la contamination de la partie amont du lac (Sloterdijk, 1985 et 1991; Lavalin Environnement inc., 1989), les résultats des analyses de 1989 suggèrent une amélioration de la qualité des sédiments dans ce secteur.

Une diminution des apports de BPC en provenance des industries américaines (ALCOA, General Motors Co. et Reynolds Metals Co.), combinée au relargage progressif des sédiments contaminés par les BPC et qui se sont accumulés temporairement le long de la rive sud dans la partie occidentale du lac, pourrait expliquer l'assainissement de la partie amont au détriment du bassin à la sortie du lac, dans lequel se déposent les particules fines à un taux relativement faible (0,42 mm/a selon Carignan, 1990; Carignan *et al.*, 1993). La profondeur du plan d'eau (> 6 à 7 m) et la présence de plantes aquatiques sont des conditions qui favorisent l'accumulation et la stabilisation des sédiments contaminés dans cette zone. Les rejets industriels des alumineries de la région de Massena (voir ALCOA et Reynolds Metals Co., tableau 6) contenaient également des HAP qui constituent une source potentielle de contamination des sédiments par le naphthalène.

La contamination des sédiments par l'endrine à l'embouchure de la rivière aux Saumons et par l'aldrine près de l'île Barnhart, en aval de l'embouchure de la rivière Grass, résulterait de pratiques agricoles dans les bassins de drainage de ces tributaires.

La distribution des métaux (cuivre, zinc, cadmium, arsenic et plomb) ne montre aucune tendance particulière de la contamination. Les sources locales (Domtar, ICI et Courtauld) semblent avoir joué un rôle mineur dans la contamination de l'ensemble du lac Saint-François, sauf dans un cas de contamination locale, identifié à la sortie de l'émissaire de la Courtauld Fibres, qui déversait directement dans le lac des quantités importantes de zinc et de plomb. Les apports fluviaux en provenance des Grands Lacs (voir tableau 11) semblent être responsables de la contamination de grands secteurs du lac Saint-François par les métaux lourds. La rivière Raquette est identifiée comme une autre source ponctuelle de métaux lourds, puisque les sédiments prélevés à l'embouchure sont contaminés par le zinc contenu dans les effluents de la Potsdam Paper Co. et de la Reynolds Metals Co. (tableau 6) de même que par le plomb et le cadmium qui proviennent probablement d'émissaires industriels et municipaux localisés dans le bassin de drainage.

4.2.4 Évolution temporelle de la contamination

Une carotte de sédiments a été utilisée pour évaluer le degré de contamination des couches superficielles de sédiments par rapport aux teneurs naturelles. Les travaux de Carignan *et al.* (1994) ont permis d'établir la contribution relative de l'activité humaine à la contamination des sédiments, que l'on exprime souvent par un facteur d'enrichissement anthropique [FEA = (contribution anthropique + normale géochimique) / normale géochimique]. Les valeurs des FEA calculées pour les couches les plus récentes d'une carotte, qui a été prélevée en 1992 dans la zone d'accumulation au nord du chenal de navigation à l'embouchure du lac (station SL-28 : 45° 14,60' de latitude N. et 74° 11,54' de longitude O.; Carignan *et al.*, 1994), sont de 1,1 pour le chrome, de 1,2 pour le nickel, de 2,2 pour le plomb, de 2,6 pour le cuivre, de 3,1 pour le zinc et de 5,4 pour le cadmium. Cette station est influencée principalement par la masse d'eau des Grands Lacs qui reçoit les rejets des industries de Cornwall. Il y a lieu de noter que les facteurs d'enrichissement

calculés à partir de la concentration totale des métaux (Carignan *et al.*, 1994) sont moins élevés que ceux obtenus à partir des fractions extractibles (biodisponibles) et par conséquent, les FAE_{tot} donnent une image plutôt optimiste de la qualité des sédiments de fond. Néanmoins, au tournant des années 1980, certains FEA_{tot} (chrome et nickel) approchaient de l'unité, c'est-à-dire des teneurs observées avant la période industrielle, alors que d'autres FEA_{tot} (plomb, cuivre, zinc et cadmium) montraient des valeurs deux à cinq fois plus élevées que les teneurs naturelles.

Le chapitre qui suit identifie les pertes d'usages du milieu qui résultent de la présence de substances toxiques dans l'eau et les sédiments du lac Saint-François. La nature des principaux contaminants ainsi que leur provenance y sont également résumés.

5.1 Pertes d'usages

La majorité des données sur la qualité de l'eau, qui ont été utilisées pour établir les pertes d'usages du milieu aquatique, couvre la période de 1985 à 1992. Le temps de résidence de l'eau dans le lac Saint-François étant de l'ordre de quelques heures (zones lotiques) à quelques semaines (zones lenticques), les pertes d'usages identifiées pour cette période ne représentent les conditions présentes que si la qualité de l'eau n'a pas changé de façon significative depuis la période de surveillance.

Les variations saisonnières des teneurs de l'eau en contaminants jouent sans doute un rôle important dans la durée des pertes d'usages au cours d'une même année. Contrairement aux teneurs trouvées dans les sédiments, il est probable que les substances toxiques dans l'eau affichent, lors d'événements extrêmes comme les périodes de forte turbidité associées aux crues printannières (choc printannier) et à la remise en suspension des sédiments conséquemment à la sénescence automnale des herbiers de macrophytes, des concentrations plus élevées que durant le reste de l'année. En effet, il est très difficile d'expliquer le niveau élevé de contamination des sédiments par les métaux lourds par rapport aux teneurs enregistrées aux stations NAQUADAT. Si l'on assume, d'une part que le transport des matières en suspension et des contaminants associés à la phase particulaire s'effectue principalement pendant de courtes périodes au printemps et à l'automne, et que d'autre part, l'échantillonnage de la couche superficielle (trois premiers centimètres) des sédiments intègre le résultat d'une sédimentation qui s'est produite sur plusieurs années lors d'événements extrêmes printanniers et automnaux, le degré élevé de la contamination des sédiments pourrait être en grande partie tributaire de la mauvaise qualité de l'eau lors de ces événements de courte durée.

Les relevés NAQUADAT sur les métaux lourds se limitent à un à huit échantillonnages par année (Rondeau, 1993). Cette fréquence d'échantillonnage ne permet pas de cerner adéquatement les variations saisonnières des concentrations de contaminants dans le lac. Il est donc possible que pour certaines années, aucun ou très peu d'échantillons aient été prélevés lorsque la concentration des contaminants était élevée dans l'eau du fleuve pendant ces événements extrêmes de courte durée. Par conséquent, les pertes d'usages de l'eau, qui résultent de la présence de certains contaminants, pourraient être saisonnières, contrairement aux pertes d'usages des sédiments.

Pour ces raisons, et aussi à cause de la méthode arbitraire qui a été retenue pour établir qu'une substance chimique est problématique dans l'eau et du caractère intérimaire des critères de qualité des sédiments, nous avons utilisé dans le présent rapport l'expression «perte potentielle d'usages» du milieu.

5.1.1 Pertes potentielles d'usages de l'eau

Certains usages de l'eau peuvent être compromis dans le lac Saint-François à cause de la présence d'arsenic (tableau 30). Ces pertes potentielles d'usages sont l'**eau brute** (alimentation et consommation d'organismes aquatiques) et la **contamination d'organismes aquatiques**. L'arsenic a dépassé systématiquement les teneurs admissibles des critères d'eau brute et de contamination d'organismes aquatiques. Il semble que les valeurs mesurées représentent des teneurs largement répandues dans le bassin des Grands Lacs - Saint-Laurent. D'ailleurs, les critères relatifs à l'arsenic sont en voie d'être révisés. Les teneurs en arsenic mesurées dans le lac Saint-François respectaient cependant la norme d'eau potable qui a été établie à 50 µg/L dans le *Règlement sur l'eau potable* [Q-2,r.4.1] du gouvernement du Québec.

La **vie aquatique (toxicité chronique)** semble être menacée par les teneurs en aluminium, en fer et en phosphore de la rivière Saint-Régis (tableau 30) qui dépassaient les critères de toxicité chronique avec des fréquences supérieures à 40 p. 100 et des amplitudes de dépassement de l'ordre de deux fois les critères. Ces dépassements s'expliqueraient par le fait que les suspensoïdes présents dans la rivière sont naturellement enrichis en aluminium et en fer qui

sont des éléments majeurs des roches qui forment le bassin de drainage. Il y a lieu de mentionner ici que la forme particulière de l'aluminium et du fer, contrairement à la forme dissoute, représente la fraction de ces métaux qui est peu disponible pour les organismes vivants.

Tableau 30
Pertes potentielles d'usages de l'eau dans les ZIP du lac Saint-François
et liste des polluants responsables de la contamination

<i>Usages</i>	<i>Paramètres responsables</i>	<i>Secteurs (stations)</i>
Contamination d'organismes aquatiques	Arsenic?	À toutes les stations du lac Saint-François (9007, 9201 à 9206)
Vie aquatique (toxicité chronique)	Aluminium, Fer, Phosphore	Embouchure de la rivière Saint-Régis (9207)
Eau brute	Arsenic?	À toutes les stations du lac Saint-François (9007, 9201 à 9206)
	Fer	Embouchure de la rivière Saint-Régis (9207)
Baignade et activités récréatives	Coliformes fécaux	Fermeture occasionnelle de certaines plages entre 1987 et 1994

? Les teneurs de l'eau en arsenic montrent peu de variations dans le bassin Grands Lacs - Saint-Laurent et semblent correspondre à des «teneurs de fond» plutôt qu'à des sources anthropiques locales. Les critères pour l'arsenic sont présentement en voie de révision.

En ce qui a trait au phosphore, les teneurs étaient à peine plus élevées que le critère. Cette substance nutritive est donc à surveiller, car des quantités excessives de phosphore dans le milieu peuvent entraîner la prolifération de la flore aquatique et réduire la teneur de l'eau en oxygène dissous dans le processus de décomposition des matières organiques.

Le dépassement du critère de l'**eau brute** par les teneurs en fer mesurées à l'embouchure de la rivière Saint-Régis (tableau 30) signifie qu'il peut poser un problème d'ordre organoleptique (goût et odeur). La toxicité pour l'être humain n'est cependant pas en cause pour

cette substance, et il n'y a pas de prise d'eau potable inventoriée à l'embouchure de la rivière Saint-Régis.

5.1.2 Pertes potentielles d'usages des sédiments

La contamination des sédiments peut également entraîner des pertes d'usages comme la **sauvegarde des espèces aquatiques** et le **rejet en eau libre des résidus de dragage**. Le substrat sédimentaire est jugé sécuritaire pour les organismes benthiques lorsque la concentration de toutes les substances prioritaires (normalisée en fonction du COT) se situe au niveau du seuil sans effet (SSE) ou au-dessous de ce dernier (voir le tableau 26). Le site est alors exempt de pollution, et les sédiments peuvent être utilisés sans restriction d'usage. Lorsque la teneur d'un contaminant excède le SSE sans dépasser le seuil d'effets mineurs (SEM), les informations scientifiques présentement disponibles indiquent que ce niveau de contamination a un effet négligeable sur la faune benthique; cependant, des effets toxiques minimaux peuvent être observés. Les matériaux dragués peuvent alors être rejetés en eau libre ou être utilisés à d'autres fins.

Les teneurs en polluants qui excèdent le SEM peuvent provoquer des problèmes de toxicité chronique et de contamination d'organismes par bioaccumulation, principalement chez la faune benthique et les espèces qui fréquentent le lit du lac Saint-François. Au-delà de ce seuil, la décision d'accepter ou d'empêcher le rejet en eau libre de résidus de dragage doit se fonder sur une évaluation environnementale plus poussée, incluant des biotests pour déterminer la toxicité des sédiments et des analyses de risques pour mieux évaluer les répercussions environnementales liées spécifiquement aux activités de dragage (CSL et MENVIQ, 1992).

Finalement, le rejet en eau libre des résidus de dragage est interdit lorsque la concentration d'un contaminant mesurée dans les sédiments excède le seuil d'effets néfastes (SEN). À ce niveau de contamination, des effets sévères sont anticipés sur les organismes benthiques. Au lac Saint-François, la concentration d'aucune substance prioritaire dosée dans les sédiments prélevés en 1989 ne dépassait le SEN. Par contre, les résultats des analyses chimiques pratiquées sur les 66 échantillons prélevés en 1989 démontrent que la qualité des sédiments

(teneurs > SEM) de la baie Saint-François, d'une grande partie du littoral nord incluant le bassin de South Lancaster et de la zone pélagique à l'embouchure du lac n'est pas favorable au développement normal des organismes benthiques (tableau 31 et figure 12).

Tableau 31
Pertes potentielles d'usages des sédiments dans les ZIP du lac Saint-François
et liste des polluants responsables de la contamination

<i>Usages</i>	<i>Paramètres responsables (>SEM)</i>	<i>Secteurs (de l'aval vers l'amont)</i>
Contamination d'organismes benthiques et restriction du rejet de résidus de dragage		
	Hg, Cu, Zn	Baie Saint-François
		Zone littorale entre la pointe Baudette et Coteau-Landing
	Aroclor-1260, Hg, Cd, Cu	Zone pélagique à l'est de l'île du Grenadier
	Naphtalène	Chenal entre la pointe Mouillée et la pointe Baudette (littoral nord)
	Hg, Cd, Cu, Zn	Pointe Génier (littoral sud)
	Hg, As, Cd, Cu, Pb, Zn	Bassin de South-Lancaster (littoral nord)
	Aroclor-1260, Cd, Cu	Baie de Perron (littoral sud)
	Hg, As, Cd, Cu, Pb, Zn	Zone littorale entre la rivière Raisin et Cornwall
	Hg, Cd, As, Cu, Pb	Zone deltaïque à l'est de l'île Cameron et de l'île Christatie
	Endrine	Embouchure de la rivière aux Saumons
	Cd, Pb, Zn	Embouchure de la rivière Raquette
	Aldrine	Littoral de l'île Barnhart
Interdiction du rejet de résidus de dragage en eau libre (SEN)		
	Hg, Cu, Pb, Zn	Secteur de l'émissaire de la Courtaulds Fibres

Quoique la concentration d'aucune substance toxique (mercure, Aroclor-1260, cadmium, arsénic, cuivre, plomb et zinc) dans ces zones ne dépasse le niveau d'interdiction de rejet de résidus de dragage en eau libre, des études environnementales plus poussées devraient être menées avant d'entreprendre des activités de dragage dans ces secteurs.

L'intégrité des organismes benthiques est également menacée par des teneurs en mercure, arsenic, cadmium, cuivre et plomb, qui dépassent le SEM dans la partie deltaïque du lac, formée par un système de chenaux et de hauts-fonds à l'est de l'île Cameron et de l'île Christatie. Il y a également des pertes d'usages potentiels pour les organismes benthiques qui vivent dans

certains secteurs du littoral sud, près de la pointe Génier (mercure, cadmium, cuivre et zinc), dans la baie de Perron (Aroclor-1260, cadmium et cuivre), à l'embouchure de la rivière Raquette (cadmium, plomb et zinc) et de la rivière aux Saumons (endrine) et sur le littoral de l'île Barnhart (aldrine).

Finalement, il faut souligner que les sédiments prélevés en 1991 par le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario, à la sortie de l'émissaire de la Courtaulds Fibres, étaient fortement (> SEN) contaminés par le cuivre, le zinc, le plomb et le mercure.

5.2 Principales sources de substances toxiques

Le tableau 32 présente de façon synoptique les sources reconnues et potentielles de substances toxiques qui ont (ou qui ont eu) un impact négatif sur la qualité de l'eau et des sédiments du lac Saint-François. Les apports fluviaux regroupent les polluants en provenance des Grands Lacs et les rejets industriels et municipaux de la région de Massena (NY) qui atteignent (ou qui atteignaient) la section du fleuve en amont du lac Saint-François. Les trois principaux émissaires (Domtar, Courtauld Fibres et Cornwall WPCP) de la région de Cornwall sont considérés comme des sources locales de polluants.

Comme on peut le constater au tableau 32, les sources de contamination sont très variées. Les apports fluviaux en amont sont très importants. Les industries de la région de Massena ont joué un rôle majeur dans la contamination du lac Saint-François. La majorité des substances problématiques proviendrait de cette région. Nous ne pouvons passer sous silence la contribution des industries de la région de Cornwall (Domtar, Cornwall Chemicals, Stanchem et Courtaulds Fibres), et dans une moindre mesure, la contribution des municipalités riveraines. Les rivières aux Saumons, Grass et Raquette contribuent également à la contamination, mais elles aussi, de façon moins importante.

Historiquement, les industries de la région de Massena ont joué un rôle prédominant dans la contamination du lac Saint-François par les BPC et les HAP. L'effort de caractérisation des sédiments entrepris en 1989 (66 échantillons) semble démontrer un rétablissement progressif de la qualité du milieu à la suite des mesures de contrôle mises en place au début des années 1970

et qui visaient une diminution importante des rejets industriels dans cette région. Le régime hydrodynamique prévalant le long de la rive sud semble favoriser une migration vers l'aval des contaminants présents dans les sédiments. Toutefois, la partie profonde du lac, près de l'embouchure, demeure à notre avis une zone de sédimentation dans laquelle les contaminants, dont l'Aroclor-1260, s'accumulent sur une très longue période.

Tableau 32
Principales sources de contamination de l'eau et des sédiments du lac Saint-François

<i>Paramètres</i>		<i>Sources</i>		
<i>problématiques</i>	<i>Apports fluviaux*</i>	<i>Industries</i>	<i>Tributaires</i>	<i>Autres</i>
BPC (Aroclor-1260)	Industries de la région de Massena, NY (ALCOA, General Motors, Reynolds Metals)			Remise en suspension dans les zones contaminées et transport vers l'aval
HAP (naphthalène)	Industries de la région de Massena, NY (ALCOA, General Motors)	Industries de la région de Cornwall, Ont. (Domtar, Cornwall Chemicals et Stanchem)		Collecte des eaux de ruissellement par les égouts de la ville de Cornwall
Endrine			Riv. aux Saumons Riv. Grass	
Aldrine Mercure	Industries de la région de Massena, NY (Zinc Co. of America)	Industries de la région de Cornwall, Ont. (Domtar, ICI, Stanchem et Courtaulds)		Remise en suspension dans les zones contaminées et transport vers l'aval
Aluminium	Industries de la région de Massena, NY (ALCOA, Reynolds Metals)			
Arsenic	Industries de la région de Massena, NY (Reynolds Metals)	Industries de la région de Cornwall, Ont.		Apports atmosphériques
Cadmium	Industries et municipalités de la région de Massena, NY (Zinc Co. of America, Ogdensburg)	Industries de la région de Cornwall, Ont. (Domtar et Stanchem)	Riv. Raquette	
Cuivre	Industries et municipalités de la région de Massena, NY (ALCOA, Corning Glass, General Motors, James River Paper, Newton Falls)	Industries de la région de Cornwall, Ont. (Courtaulds, Domtar et Stanchem)		Ville de Cornwall

<i>Paramètres</i>	<i>problématiques</i>	<i>Apports fluviaux*</i>	<i>Sources</i>		
			<i>Industries</i>	<i>Tributaires</i>	<i>Autres</i>
	Fer	Paper, Zinc Co. of America, Ogdensburg) Industries et municipalités de la région de Massena, NY (Corning Glass, Zinc Co. of America, Gouverneur Talc)			
	Plomb	Industries et municipalités de la région de Massena, NY (Zinc Co. of America, Ogdensburg)	Industries de la région de Cornwall, Ont. (Domtar, Stanchem et Courtaulds)		Ville de Cornwall
	Zinc	Industries et municipalités de la région de Massena, NY (ALCOA, Gouverneur Talc, James River Paper, Potsdam Paper, Reynolds Metals, Zinc Co. of America, Ogdensburg)	Industries de la région de Cornwall, Ont. (Domtar, Cornwall Chemicals et Courtaulds)		Ville de Cornwall
	DDT	Apports fluviaux			Apports atmosphériques
	Phosphore	Industries et municipalités de la région de Massena, NY (Reynolds Metals, Universal Foods Co. Kraft Inc.)		Riv. Raisin, Grass, Raquette, Saint-Régis	

* Les apports fluviaux incluent les Grands Lacs et la région de Massena.

Malgré des interventions de contrôle sur les rejets industriels de la région de Cornwall, la rive nord du lac demeure en grande partie contaminée par le mercure utilisé sans restriction avant 1970 comme produit bactéricide par la Domtar et dans l'électrolyse par l'ICI et, à un degré moindre, par des industries présentement fermées dans la région de Cornwall. La présence de grands herbiers qui peuplent la rive nord du lac, combinée à la faible emprise des vents dominants du nord-ouest, pourrait expliquer une plus grande stabilité des sédiments sur la rive nord que sur la rive sud du lac.

Malgré le peu d'informations disponibles sur les tributaires, la présence de certains contaminants, dont la teneur dépasse le SEM dans les sédiments prélevés près des embouchures, témoigne de l'importance de certaines rivières dans la contamination du lac. Finalement, les

phénomènes de remise en suspension et de transport de sédiments contaminés vers l'aval devront être considérés dans la problématique de la contamination du lac Saint-François.

Les métaux lourds pris dans leur ensemble (mercure, arsenic, cadmium, cuivre, plomb et zinc) contribuent à la contamination de près de la moitié des 66 échantillons de sédiments analysés, ce qui représente de grandes superficies du lac Saint-François. Les apports fluviaux importants de métaux (voir tableau 11), ceux des industries, de la ville de Cornwall et des tributaires, principalement la rivière Raquette, s'ajoutent à la normale géochimique pour atteindre des concentrations qui dépassent le SEM dans les sédiments. Cette contamination des sédiments limite certains usages du milieu comme la diversité des organismes benthiques et les activités de dragage.

L'épandage de pesticides dans les bassins de drainage a entraîné la contamination (>SEM) des sédiments à la sortie des rivières aux Saumons (endrine) et Grass (aldrine).

Références

- Allen, R. J. (1986). « The limnological units of the Lower Great Lakes/St. Lawrence River corridor and their role in the source and aquatic fate of toxic contaminants ». *Water Poll. Res. J. Canada*, 21 : 168-186.
- Anderson, J. (1990). *St. Lawrence River Environmental Investigations. Volume 4: Assessment of Water and Sediment Quality in the Cornwall Area of the St. Lawrence River*. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, dans *St. Lawrence Remedial Action Plan*. 1990.
- Anderson, J. et J. Biberhofer (1990). «Water, effluent, and suspended sediment quality in the St. Lawrence River at Cornwall/Massena, 1988», dans St. Lawrence RAP Team, 1992.
- Armellin, A., P. Mousseau et P. Turgeon (1994). *Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques du lac Saint-François*. Rapport technique - Zones d'intérêt prioritaire 1 et 2. Environnement Canada, région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- ASSEAU (1992). *Bilan des apports toxiques et inventaires des usages du fleuve Saint-Laurent. Volume 1 - Secteur Cornwall à Beauharnois*. Rapport d'étude préparé en collaboration avec INRS-Eau, pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Ayotte, P. et M. Larue (1990). *Micropolluants organiques*. Campagne d'échantillonnage printemps-été 1987 et hiver 1988. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction des eaux souterraines et de consommation.
- Ayotte, P. et M. Larue (1988). *Les trihalométhanes dans les petits systèmes de distribution d'eau potable au Québec*. Campagne d'échantillonnage de 1987. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction des eaux souterraines et de consommation.
- Barbeau, C. (1989). *Évaluation du transport des substances toxiques dans l'eau et les solides en suspension, fleuve Saint-Laurent. Tome 1*. Hydrotech inc., Québec.
- Bernier, G. (1994). Communication personnelle. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de la Montérégie.
- Carignan R. (1990). *Étude préliminaire sur l'utilisation des radio-isotopes et autres marqueurs chronologiques pour déterminer la dynamique et le temps de résidence des sédiments du lac Saint-François*. INRS-Eau, pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Carignan, R., S. Lorrain et K. Lum (1993). « Sediment dynamics in the fluvial lakes of the St. Lawrence River : Accumulation rates, and residence time of mobile sediments ». Soumis à *Geochimica Cosmochimica Acta*.
- Centre Saint-Laurent et ministère de l'Environnement du Québec (1992). *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal.

- Cluis, D., G. Bourgault, C. Laberge, C. Guimont et D. Potvin (1990). *Analyse statistique des données de qualité du fleuve Saint-Laurent (1978-1988)*. INRS-Eau pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction des eaux intérieures. Rapport scientifique n° 289.
- Comba, M.E., V.S. Palabrica, J. Wasslen, G.A. Bengert et K.L.E. Kaiser (1990). *St. Lawrence River Organic Trace Contaminants Study. Part II, 1986*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington. NWRI Contribution No. 89-51.
- Comba, M.E. et K.L.E. Kaiser (1990a). « Processes influencing the transport of trace organic contaminants in the St. Lawrence River », dans D. Messier, P. Legendre et C.E. Delisle (éd.), *Symposium sur le Saint-Laurent - Un fleuve à reconquérir*, Collection « Environnement et géologie », Association des Biologistes du Québec, vol. 11, pp. 76-84.
- Comba, M.E. et K.L.E. Kaiser (1990b). « Suspended particulates concentration in the St. Lawrence River (1985-1987) determined by centrifugation and filtration », *The Science of the Total Environment*, 97/98 (1990) : 191-206.
- Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent (CEFSL) (1978). *Rapport soumis aux ministres de l'Environnement du Québec et du Canada*.
- Conseil canadien des ministres des Ressources et de l'Environnement (CCMRE) (1987). *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa.
- Couillard D. et P. Lavallée (1981). « Les impacts sur les eaux receptrices de la pollution diffuse urbaine ». *Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, 900* : 319-332. Compte rendu des communications du 7^e Atelier annuel sur la toxicité aquatique.
- Désilets, L. et C. Langlois (1989). *Variation spatiale et saisonnière de la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Dionne, J.-C. (1988). « Relative Sea Level Fluctuations in the St. Lawrence Estuary, Québec, Canada », *Quaternary Research*, 29 : 233-244.
- Dobson, H.F.H. (1985). *Atlas de chimie de l'eau du lac Ontario*. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington. Série scientifique, Étude n° 139.
- Environnement Canada (1985). *Inventaire des connaissances sur les sources de pollution dans le fleuve Saint-Laurent (tronçon Cornwall-Sorel)*. Service de la protection de l'environnement.

- Environnement Canada, Pêches et Océans et Santé et Bien-être social Canada (1991). *Les produits chimiques toxiques dans les Grands Lacs et leurs effets connexes. Volume 1, Les concentrations et les tendances des contaminants.*
- Fédida, E. (1992). Communication personnelle. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.
- Fédida, E. (1994). Communication personnelle. Environnement Canada, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.
- Fontaine, J. (1982). *Éléments de microbiologie.* Les Éditions H R W ltée, Montréal.
- Fortin, G., D. Leclair et A. Sylvestre (1994). *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du lac Saint-Louis.* Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Fortin, G. et D. Desrochers (1990). *Échantillonnage et caractérisation des sédiments du lac Saint-François, 1989.* Environnement Illimité inc., pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Frenette, M., C. Barbeau et J.-L. Verrette (1989). *Aspects quantitatifs, dynamiques et qualitatifs des sédiments du Saint-Laurent.* Hydrotech inc., pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Gaudreau, D. (1989). *Portrait détaillé de la problématique de l'eau de consommation de la Montérégie. Volume 1, Territoire du DSC de Valleyfield.* Département de santé communautaire de Valleyfield.
- Gauthier, R. et D. Duval (1986). *Présence des herbicides dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires.* Environnement Canada, Conservation et Protection, Direction générale des eaux intérieures.
- Germain, A. M. et M. Janson (1984). *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent de Cornwall à Québec (1977-1981).* Environnement Canada, Conservation et Protection, Direction générale des eaux intérieures.
- Ghanimé, L. J.-L. DesGranges, S. Loranger *et al.* (1990). *Les régions biogéographiques du Saint-Laurent.* Lavalin Environnement inc. pour Environnement Canada et Pêches et Océans, Région du Québec. Rapport technique.
- Guertin, K. (1990). *Analyse géostatistique de la répartition spatiale du mercure et des BPC totaux accumulés dans les sédiments du lac Saint-François en 1989. Comparaison entre les relevés des années 1979-81 et 1989.* Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Rapport préliminaire.

- Hébert, S. (1993a). *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent, 1990-1991*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau. Rapport QEN/QE-81/1, Envirodoq n° EN930002.
- Hébert, S. (1993b). *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent, 1990-1991*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau. Rapport QEN/QE-82/1, Envirodoq n° EN930003, recueil de données.
- INRS (1974). *Étude du fleuve Saint-Laurent. Tronçon Cornwall-Varennnes*. Synthèse des études 1972-1973. Rapport pour le Groupe de travail Canada-Québec sur le fleuve Saint-Laurent.
- Kaiser, K.L.E., B.G. Oliver, M.N. Charlton et K. Nicol (1990a). « Polychlorinated biphenyls in the St. Lawrence River sediments », *The Science of the Total Environment*, 97-98 (1990) : 495-506.
- Kaiser, K.L.E., K.L. Lum, M.E. Comba et V.S. Palabrica (1990b). « Organic trace contaminants in the St. Lawrence River water and suspended sediments, 1985-1987 ». *The Science of Total Environment*, 97/98 (1990) : 23-40.
- Kauss, P.P., Y.S. Hamdy et B.S. Hamma (1988). *St. Lawrence River Environmental Investigations. Volume 1 - Background: Assessment of Water, Sediment and Biota in the Cornwall, Ontario and Massena, New York Section of the St. Lawrence River, 1979-1982*. Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch, Toronto.
- Lamarche, A. (1992). *Qualité de l'eau : consommation humaine directe. Évaluation de la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent. Tronçon Cornwall - île d'Orléans, entre 1978 et 1988*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Langlois, C. et L. Lapierre (1989). « Utilisation de l'écologie et de l'écotoxicologie des communautés biologiques pour mesurer l'état de santé des écosystèmes du fleuve Saint-Laurent », dans D. Messier, P. Legendre et C.E. Delisle (éd.), *Symposium sur le Saint-Laurent - Un fleuve à reconquérir*, Collection « nvironnement et géologie », Association des biologistes du Québec, vol. 11, pp. 135-153.
- Lavalin Environnement inc. (1989). *Sites aquatiques contaminés du Saint-Laurent : inventaire et priorisation*. Rapport préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Lauwerys, R. (1990). *Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles*. Masson, Paris.
- Lorrain, S. (1992). Communication personnelle. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

- Lorrain, S., V. Jarry et K. Gertin (1992). *Répartition spatiale et évolution temporelle des biphényles polychlorés et du mercure dans les sédiments du lac Saint-François, 1979-1989*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Lum, K.R. (1993). Communication personnelle. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Lum, K.R. (1991). « Transport des contaminants dans le fleuve et caractérisation des sédiments du lac Saint-François ». *Compte rendu des ateliers du Symposium sur le Plan d'action Saint-Laurent (PASL), 9-10 octobre 1990, Montréal*.
- Lum, K.R. et K.L.E. Kaiser (1986). « Organic and inorganic contaminants in the St. Lawrence River. Some preliminary results on their distribution ». *Water Poll. Res. J. Canada*, 21(4) : 592-603.
- MacFarland V.A. et J.V. Clarke (1989). « Environmental occurrence, abundance, and potential toxicity of polychlorinated biphenyls congeners: consideration for a congener-specific analysis », *Environmental Health Perspectives*, 81 : 225-239.
- Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) (1990a, rév. 1992). *Critères de qualité de l'eau*. Service d'évaluation des rejets toxiques et Direction de la qualité des cours d'eau.
- Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) (1990b). *Historique du classement des plages par direction régionale et municipalité, 1987, 1988 et 1989*.
- Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) (1990c). *Historique du classement des plages par région administrative et municipalité, 1990*.
- Monfet, J. (1994). Communication personnelle. Ministère des Affaires Municipales, Service du contrôle budgétaire.
- Neilson, M.A. (1983). *Trace Metals in Lake Ontario, 1979*. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Région de l'Ontario, Direction de la qualité des eaux, Burlington. Série scientifique, Étude n° 133.
- Nettleton, P. (1989). « St. Lawrence River Environmental Investigations. Volume 5 - Hydrodynamic and Dispersion Characteristics of the St. Lawrence River in the Vicinity of Cornwall/Massena ». Ontario Ministry of the Environment, Toronto. Manuscrit.
- New York State Department of Environmental Conservation (1992). *St. Lawrence River at Massena. Remedial Action Plan - 1992 Update*. St. Lawrence River Remedial Action Plan, Massena, New York.
- New York State Department of Environmental Conservation (1991). *St. Lawrence River at Massena. Remedial Action Plan - Stage II*. St. Lawrence River Remedial Action Plan, Massena, New York.

- New York State Department of Environmental Conservation (1990). *St. Lawrence River at Massena. Remedial Action Plan - Stage I*. St. Lawrence River Remedial Action Plan, Massena, New York.
- Ontario Ministry of the Environment (1984). *Water Management Goals, Policies, Objectives and Implementation Procedures of the Ministry of the Environment*. Water Resources Branch, Toronto.
- Pham, T., K. Lum et C. Lemieux (1993). « Sources of PAHs in the St. Lawrence River (Canada) and their relative importance ». *Chemosphere*, 27 (7) : 1137-1149.
- Procéan inc. (1991). *Révision des critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Proulx, S. (1993a). *Évaluation des sources d'apports toxiques au fleuve Saint-Laurent - Rapport de données*. Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Proulx, S. (1993b). *Évaluation des sources d'apports toxiques en provenance des tributaires du fleuve Saint-Laurent. Priorisation des tributaires*. Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Rapport de données.
- Quémerais, B., C. Lemieux et K.R. Lum (1994a). « Temporal variation of PCB concentrations in the St. Lawrence River (Canada) and four of its tributaries », *Chemosphere*, 28 (5) : 947-959.
- Quémerais, B., C. Lemieux et K.R. Lum (1994b). « Concentrations and sources of PBCs and organochlorine pesticides in the St. Lawrence River (Canada) and its tributaries », *Chemosphere*, 29 (3) : 591-610.
- Richman, L.A. (1994). *St. Lawrence River Sediment and Biological Assessment, 1991*. Ontario Ministry of Environment and Energy, Environmental Monitoring and Reporting Branch, Toronto.
- Rondeau, B. (1993). *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent : 1985-1990, Tronçon Cornwall-Québec*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Roy, L. (1989). « L'approche ZIP et le Plan d'action Saint-Laurent ». Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Manuscrit.
- Sérodes, J.-B. (1978). *Qualité des sédiments de fond du fleuve Saint-Laurent entre Cornwall et Montmagny*. Environnement Canada, Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent. Rapport technique n° 15.

- Shepard, F.P. (1954). « Nomenclature based on sand/silt ratios », *Jour. Sed. Petrology*, 24 : 151-158.
- Sloterdijk, H. (1991). « Mercury and organochlorinated hydrocarbons in surficial sediments of the St. Lawrence River (Lake St. Francis) », *Water Pollution Research Journal of Canada*, 26 (1) : 41-60.
- Sloterdijk, H. (1985). *Substances toxiques dans les sédiments du lac Saint-François (fleuve Saint-Laurent, Québec)*. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Région du Québec.
- Stevens, R.J.J. et J. Biberhofer (1987). *Les contaminants organochlorés dans les eaux du lac Ontario*. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures et des terres, région de l'Ontario, Direction de la qualité des eaux. Série scientifique, Étude n° 159.
- St. Lawrence RAP Team (1992). *Remedial Action Plan for the Cornwall-Lake St. Francis Area. Stage I Report: Environmental Conditions and Problem Definitions*. Rapport conjoint d'Environnement Canada, du ministère de l'Environnement de l'Ontario et du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Toronto.
- Sydor, M. (1978). *Étude d'un modèle bidimensionnel pour le fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Direction de la planification et de la gestion (eaux), pour le Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent. Rapport technique n° 16.
- Sylvestre, A. (1989). *Pertes d'usages du milieu aquatique dans le lac Saint-François*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité du milieu aquatique.
- Sylvestre, A. (1987). *Les organochlorés et les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le fleuve Saint-Laurent à la hauteur de l'île Wolfe, 1982 à 1987*. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Région de l'Ontario, Burlington. Série des rapports techniques, Étude n° 144.
- Sylvestre, A., L. Champoux et D. Leclair (1992). *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du lac Saint-Pierre. Rapport technique. Zone d'intérêt prioritaire n° 11*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Trotter, D.M. (1987). *A Review of the Aquatic Effects of Metals*. Ontario Ministry of the Environment, Water Resource Branch, Toronto.
- Verrette, J.-L. (1990). *Délimitation des principales masses d'eau du Saint-Laurent (Beauharnois à Québec)*. Les Consultants Hydriques, pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Windholz, M., S. Budavari, R.F. Blumetti et E.S. Otterbein (éd.) (1983). *The Merck Index. An Encyclopedia of Chemicals, Drugs and Biologicals*. 10th Edition, Merck & Co., Inc., Rahway, New Jersey.

Annexes

1 Méthode d'évaluation des charges municipales de zinc, de cuivre et de plomb²

La charge de contaminants déversée dans le fleuve par les municipalités se calcule en multipliant le débit total du réseau d'égouts municipal (mesure directe à l'effluent ou estimation sur une base *per capita*) par la valeur de concentration à l'effluent. Les valeurs des concentrations sont des médianes des valeurs qui ont été compilées à partir de plusieurs émissaires et de plusieurs précipitations, entre 1982 et 1989, à Québec, Montréal et Laval. L'utilisation de valeurs de débit mesurées est privilégiée lorsque ces données existent. En leur absence, un débit unitaire (valeur de débit *per capita*) est utilisé et multiplié par le nombre total d'habitants raccordés au réseau d'égouts. Dans ce cas précis, une valeur de 830 L/d par personne est utilisée. Cette valeur a été établie par le MEF pour le territoire québécois, à partir des travaux de caractérisation sur 320 stations de traitement des eaux usées urbaines (MENVIQ, 1991). Comme peu de valeurs de débits étaient disponibles pour les municipalités du tronçon à l'étude (ZIP 1 à 4), cette valeur de débit unitaire a été appliquée à la plupart des municipalités.

On peut associer à l'importance des activités humaines dans un bassin urbain le taux d'émission des concentrations résultantes de Zn, Cu et Pb. Pour tenir compte de ce facteur, une distinction sera faite entre quatre cas types de municipalités. Les concentrations à l'effluent seront définies en fonction :

- a) des municipalités ne traitant pas leurs eaux usées (population < 25 000 habitants);
- b) des municipalités traitant leurs eaux usées (population < 25 000 habitants);
- c) des municipalités ne traitant pas leurs eaux usées (population > 25 000 habitants);
- d) des municipalités traitant leurs eaux usées (population > 25 000 habitants).

Dans le premier cas (population de moins de 25 000 habitants et aucun traitement), les rejets sont considérés comme homogènes tout au long de l'année, et les concentrations des trois métaux sont appliquées à 100 p. 100 du débit total estimé. Dans le deuxième cas (population de moins de 25 000 habitants et traitement), les rejets sont aussi considérés comme homogènes tout au long de l'année, et on se sert arbitrairement d'une diminution des charges de 50 p. 100 pour tenir compte de l'effet du traitement. Dans le troisième cas (population de plus de 25 000

² Tiré de ASSEAU, 1992.

habitants et aucun traitement), les rejets sont considérés comme non homogènes, parce que les concentrations des contaminants ainsi que les débits varient considérablement en fonction des événements pluviaux. Dans ce cas, des valeurs distinctes de concentrations sont utilisées pour calculer le débit par temps de pluie (mélange des eaux de ruissellement fortement chargées en métaux et des eaux par temps sec) et pour calculer le débit par temps sec (absence d'eaux de ruissellement). Le débit par temps sec est établi à 92 p. 100 du débit total, et le débit par temps de pluie, à 8 p. 100 du débit total (Lavallée, 1989). Ces valeurs permettent de prendre en considération l'effet de contamination plus grand résultant des activités humaines associées aux territoires urbains plus densément peuplés. Dans le quatrième cas (population de plus de 25 000 habitants et traitement), les conditions précédentes (troisième cas) s'appliquent, tout en tenant compte d'une diminution de 50 p. 100 de la charge en métaux par temps sec seulement. Pour refléter la diminution des charges causée par le traitement des eaux, les concentrations de référence sont réduites en conséquence.

Tableau 1.1
Valeurs de référence* pour le calcul des charges municipales en métaux

<i>Type de rejet municipal</i>	<i>Traitement</i>	<i>Pourcentage du débit (830 L/personne/d)</i>	<i>Cuivre (mg/L)</i>	<i>Zinc (mg/L)</i>	<i>Plomb (mg/L)</i>
< 25 000 habitants	non	100	0,0200	0,0500	0,0250
< 25 000 habitants	oui	100	0,0100	0,0250	0,0125
> 25 000 habitants, temps sec	non	92	0,0300	0,1000	0,0500
> 25 000 habitants, pluie	non	8	0,1310	0,7800	0,3660
> 25 000 habitants, temps sec	oui	92	0,0150	0,0500	0,0250
> 25 000 habitants, pluie	oui	8	0,1310	0,7800	0,3660
CUM, temps sec	oui	92	0,0150	0,0500	0,0250
CUM, pluie	oui	8	0,1000	0,2500	0,0650

* Valeurs tirées de Lavallée, 1989.

Le tableau 1.1 présente les valeurs de référence pour le calcul des charges en métaux (Zn, Cu et Pb) des effluents de municipalités dont la population est de moins ou de plus de 25 000 habitants, avec ou sans traitement des eaux usées.

Références

- ASSEAU (1992). *Bilan des apports toxiques et inventaire des usages du fleuve Saint-Laurent. Volume 1 - Secteur Cornwall à Beauharnois*. Rapport d'étude préparé en collaboration avec INRS-Eau, pour Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Laurain, M. (1991). Renseignements fournis dans une lettre adressée à ASSEAU le 24 janvier 1991. Ministère de l'Environnement du Québec (maintenant le ministère de l'Environnement et de la Faune), Direction de l'assainissement urbain.
- Lavallée, P. (1989). «La gestion des eaux usées en temps de pluie : l'impact sur le milieu récepteur des événements fréquents». Thèse de doctorat, INRS-Eau.

2 Description des stations NAQUADAT dans le lac Saint-François

La Direction générale des eaux intérieures (DGEI) d'Environnement Canada exploite au lac Saint-François, sur une base régulière depuis la fin des années 1970, 16 stations d'échantillonnage de l'eau du fleuve. La localisation de ces stations et les périodes d'échantillonnage sont présentées au tableau 2.1. Ces stations sont réparties en quatre transects. Le premier transect (stations 9208 à 9210) est situé sur la rive nord du fleuve, en aval de Cornwall entre la rive et l'île de Cornwall. Un autre transect est situé en aval du précédent, entre la rive et la pointe de l'île de Cornwall (9201 à 9203). Sur la rive sud du fleuve, on trouve un transect situé entre la pointe de l'île de Cornwall et la rive (9204 à 9206). Un dernier transect est situé à la sortie du lac, entre la rive nord du fleuve et Grande-Île, au nord de Salaberry-de-Valleyfield (9043 à 9045). Les autres stations sont situées à l'embouchure de la rivière Saint-Régis (9145 et 9207), à la sortie du lac dans la rivière Saint-Charles (9042) et à la sortie du lac également, mais dans le canal de Beauharnois (9007).

Tableau 2.1
Stations NAQUADAT localisées dans les ZIP du lac Saint-François

<i>Station d'échantillonnage</i>	<i>Période d'échantillonnage</i>	<i>Localisation des stations</i>
QU02MC9201	1979 à 1992	Lac Saint-François, face à l'usine d'épuration de Cornwall, à 250 m de la rive
QU02MC9202	1979 à 1992	Lac Saint-François près de la bouée du diffuseur de Cornwall, à 250 m de la rive
QU02MC9203	1979 à 1987	Lac Saint-François, entre les îles Cornwall et Pilon, voie navigable, à 550 m au nord de l'île de Cornwall
QU02MC9204	1979 à 1987	Lac Saint-François, à 200 m au sud de l'île de Cornwall, vis-à-vis de la bouée rouge n° D96
QU02MC9205	1979 à 1992	Lac Saint-François, voie navigable, au sud de l'île de Cornwall, en amont des bouées D95 et D96
QU02MC9206	1972 à 1992	Lac Saint-François, à 250 m au nord de la réserve de Saint-Régis, à l'extrême ouest
QU02MC9207	1972 à 1992	Rivière Saint-Régis, à 300 m en amont de l'île Mud dans la réserve de Saint-Régis
QU02MC9208	1980 à 1983	Lac Saint-François, du côté nord entre Cornwall et l'île de Cornwall, à 200 m de la rive de Cornwall
QU02MC9209	1980 à 1983	Lac Saint-François, voie navigable entre Cornwall et l'île de Cornwall, près

<i>Station d'échantillonnage</i>	<i>Période d'échantillonnage</i>	<i>Localisation des stations</i>
		de la bouée DC6
QU02MC9210	1980 à 1983	Lac Saint-François, du côté sud entre Cornwall et l'île de Cornwall, à 200 m de l'île de Cornwall
QU02MC9145	1979 à 1989	Rivière Saint-Régis, en amont de l'île Mud, dans la réserve indienne de Saint-Régis
QU02MC9042	25/04/83 au 11/10/83	Fleuve Saint-Laurent, à la prise d'eau de Valleyfield
QU02MC9043	25/04/83 au 11/10/83	Fleuve Saint-Laurent, au pont de la route 201 entre l'île Aloigny et Valleyfield
QU02MC9044	25/04/83 au 11/10/83	Fleuve Saint-Laurent, au pont de la route 201 entre l'île d'Aloigny
QU02MC9045	25/04/83 au 11/10/83	Fleuve Saint-Laurent, au pont de la route 201 entre Coteau-Landing et l'île Léonard
QU02MC9007	1972 à 1992	Fleuve Saint-Laurent, canal de Beauharnois à Valleyfield, au pont de la route 132, au centre de la voie navigable

3 Critères de qualité pour divers usages de l'eau

Pour déterminer la qualité de l'eau des deux ZIP du lac Saint-Louis, les résultats ont été comparés aux critères de qualité des différents usages de l'eau élaborés par le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) (MENVIQ, 1990). Ces critères de qualité ont été retenus de préférence à ceux du CCME (1989) pour les raisons suivantes :

- les critères du MEF reposent à chaque fois que cela est possible sur des considérations environnementales et non sur des facteurs comme la limite de détection ou des facteurs socio-économiques parfois introduits par Santé et Bien-être Canada ou par l'U.S. Food and Drug Administration;
- l'existence d'un critère spécifique pour la contamination des organismes aquatiques qui vise la protection de la santé humaine;
- le vaste choix de paramètres qu'offre le MEF et leur constante mise à jour ainsi que l'ajout continu de nouveaux paramètres;
- le souci d'uniformité avec les travaux d'interprétation de la qualité de l'eau des tributaires du Saint-Laurent actuellement en voie de réalisation à la Direction des écosystèmes aquatiques (DÉA) du MEF.

Nous avons réunis dans le tableau 3.1 les critères relatifs à l'eau douce qui s'appliquent aux éléments et aux substances chimiques prioritaires à l'étude pour différents usages. Ces usages peuvent être résumés comme suit (MENVIQ, 1990, rév. 1992) :

Eau brute : Le critère d'eau brute (prise d'eau domestique) est spécifique au contaminant analysé. Il est défini comme la concentration d'un contaminant dans l'eau qui permet la consommation d'eau et d'organismes aquatiques la vie durant, sans effets nuisibles sur la santé et à laquelle les propriétés organoleptiques sont de bonne qualité. Pour les substances cancérigènes, cette concentration correspond à un risque donné. Pour les substances non bioaccumulables, cette concentration peut être équivalente à un critère d'eau potable. Il est bon de savoir que le critère d'eau brute pour les coliformes fécaux est un critère d'ordre technique pour le traitement de l'eau.

Contamination d'organismes aquatiques : Ce critère correspond à la concentration aqueuse d'une substance à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés sans bioaccumulation du polluant jusqu'à des niveaux nuisibles pour la santé humaine.

Vie aquatique (toxicité chronique) : Ce critère correspond à la concentration à laquelle les organismes et leur progéniture peuvent être exposés indéfiniment sans subir d'effets néfastes.

Baignade : Ce critère vise à protéger les activités récréatives où tout le corps est régulièrement en contact avec l'eau.

Activités récréatives : Ce critère vise à protéger les autres activités, comme la navigation de plaisance, la pêche, etc., au cours desquelles le corps est en contact moins fréquent avec l'eau.

À noter qu'il existe peu de critères de qualité pour la baignade et pour les activités récréatives.

Tableau 3.1
Liste des substances prioritaires et critères de qualité pour divers usages de l'eau

<i>Substances</i>	<i>Contamination d'organismes aquatiques (mg/L)</i>	<i>Vie aquatique (toxicité chronique) (mg/L)</i>	<i>Baignade (mg/L)</i>	<i>Activités récréatives (mg/L)</i>	<i>Eau brute (mg/L)</i>
Aluminium		0,087			0,2
Arsenic	1,75E-05	0,05			2,2E-06
Cadmium		$e^{[0,7852 (\ln \text{dureté}) - 3,49]} / 1000$			0,005
Chrome (CrIII)	3,433E+03	0,002			0,05
Cuivre		$0,2 e^{[0,8545 (\ln \text{dureté}) - 1,465]} / 1000$			< 1,0
Fer		0,3			0,3
Manganèse					< 0,05
Mercure	1,46E-04	6,00E-06			1,44E-04
Nickel	0,1	$e^{[0,8460 (\ln \text{dureté}) + 1,1645]} / 1000$			0,0134
Plomb		$e^{[1,273 (\ln \text{dureté}) - 4,705]} / 1000$			0,05
Sélénium		0,005			0,01
Zinc		$e^{[0,8473 (\ln \text{dureté}) + 0,7614]} / 1000$			< 5,0
BPC totaux	7,9E-08	1,0E-06			7,9E-08
Benzène	0,04	0,06			6,6E-04
Substances phénoliques tot.		0,005			0,002
Phénol	0,230	*			0,3
Trichloro-2,4,6 phénol	0,0015	0,018			0,0012
Pentachlorophénol		$e^{[1,005 (\text{pH}) - 5,290]} / 1000$			0,03
Guaïacol (ou méthoxyphénol)		*			
Dichloroguaïacol		*			
Trichloroguaïacol		*			
T�trachloroguaïacol		*			

<i>Substances</i>	<i>Contamination d'organismes aquatiques (mg/L)</i>	<i>Vie aquatique (toxicité chronique) (mg/L)</i>	<i>Baignade (mg/L)</i>	<i>Activités récréatives (mg/L)</i>	<i>Eau brute (mg/L)</i>
Dichloro-1,1 éthylène	1,85E-03	0,1			3,3E-05
Dichloro-1,2 éthylène					0,07
Trichloroéthylène	8,07E-02	0,094			2,7E-03
Tétrachloroéthylène	8,85E-03	0,26			8,0E-04
Tétrachlorure de carbone	6,94E-03				4,0E-04
Hexachlorobutadiène	0,05	1,00E-04			4,5E-04
Hexachlorocyclopentadiène		4,5E-04			0,001
Trichlorométhane (chloroforme)	0,0157	1,24			1,9E-04
Acénaphtylène					
Acénaphène		0,003			0,02
Chloro-2 naphtalène					0,01
Méthyl-1 naphtalène					
Méthyl-2 naphtalène					
Tétrahydro-1,2,3,4 naphtalène					
Phénanthrène					0,05
Benzo (b) fluoranthène	3,11E-05				2,8E-06
Benzo (k) fluoranthène	3,11E-05				2,8E-06
Fluoranthène	0,054				0,042
Fluorène					0,05
Pyrène					0,05
Benzo (a) pyrène	3,11E-05				2,8E-06
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	3,11E-05				2,8E-06
Benzo (ghi) pérylène					
Indène					
Naphtalène		0,029			0,01
Anthracène					0,05
Chrysène					
Benzo (a) anthracène	3,11E-05				2,8E-06
Dibenzo (a,h) anthracène	3,11E-05				2,8E-06
Aldrine	7,9E-08				7,4E-08
Dieldrine	7,6E-08	1,9E-06			7,1E-08
Chlordane	4,80E-07	6,0E-06			4,6E-07
Endosulfan	0,159	2,00E-05			0,074
DDT et métabolites	2,40E-08	1,00E-06			2,40E-08
Endrine		2,3E-06			2,0E-04
Hexachlorobenzène (HCB)	7,40E-07	6,5E-06			7,2E-07
Hexachlorocyclohexane (α -BHC)	3,10E-05	1,00E-05			9,20E-06

<i>Substances</i>	<i>Contamination d'organismes aquatiques (mg/L)</i>	<i>Vie aquatique (toxicité chronique) (mg/L)</i>	<i>Baignade (mg/L)</i>	<i>Activités récréatives (mg/L)</i>	<i>Eau brute (mg/L)</i>
Hexachlorocyclohexane (γ -BHC)	6,25E-05	1,00E-05			1,86E-05
Mirex		1,00E-06			4,00E-05
Atrazine		0,002			0,06
Diazinon		3,00E-06			0,02
Dibutyl-phtalate (DBP)	154	0,004			34,0
Diéthyl-phtalate	1800	0,0002			350,0
Di(éthyl-hexyl)phtalate	50,0	0,0006			15,0
Dioctyl-phtalate		0,0002			0,05
Liste complémentaire					
Monochlorobenzène		0,071			0,003
Dichloro-1,2 benzène		0,007			0,0003
Dichloro-1,4 benzène	0,015	0,004			0,0001
Trichloro-1,2,4 benzène	0,022	0,0005			
Tétrachloro-1,2,3,4 benzène		0,0001			
Pentachlorobenzène	0,085	3,0E-05			0,074
HAP totaux	3,11E-05				2,8E-06
Heptachlore	2,90E-07	1,0E-05			2,8E-07
Méthoxychlore		3,00E-05			0,9
Dioxine (2,3,7,8-TCDD)	1,40E-11	1,00E-06			1,3E-11
Phtalates (esters de)		2,00E-04			
Coliformes fécaux			200/100 mL		1000/100 mL
Fluorures		0,2			1,0
Nitrites		$\leq 0,02$			1,0
Nitrates		$\leq 40,0$			10,0
Nitrites-nitrates					10,0
Sulfates					< 150,0
Sulfures (H ₂ S)		0,002			< 0,05
Matières dissoutes totales					< 500,0
Turbidité			10,0 UTJ	25,0 UTJ	1,0 UNT
Chlorures		230,0			< 250,0
Azote ammoniacal total		varie avec le pH et la température			0,5
2,4-D		0,004			0,1
Césium-137					5,0 Bq/L
Iode-131					1,0 Bq/L
Radium-226					0,1 Bq/L

<i>Substances</i>	<i>Contami- nation d'orga- nismes aquatiques (mg/L)</i>	<i>Vie aquatique (toxicité chronique) (mg/L)</i>	<i>Baignade (mg/L)</i>	<i>Activités récréa- tives (mg/L)</i>	<i>Eau brute (mg/L)</i>
Strontium-90					1,0 Bq/L
Tritium					4000 Bq/L

Source : MENVIQ, 1990, rév. 1992.

* Critère qui s'applique aux substances phénoliques totales.

Précisions sur les critères relatifs à l'eau brute

Les critères relatifs à l'eau brute, c'est-à-dire l'eau non traitée puisée directement d'un plan d'eau, ne doivent pas être confondus avec les «normes» qui s'appliquent à l'eau potable et qui découlent du *Règlement sur l'eau potable* (Q2A). Plusieurs particularités les différencient. Les normes réglementaires définissent la qualité d'une eau qu'une personne peut boire sa vie durant en toute sécurité. L'eau potable traitée sortant du robinet des citoyens peut donc être analysée, et les résultats, comparés aux normes réglementaires.

Les critères relatifs à l'eau brute définissent la qualité de l'eau d'un plan d'eau et visent à protéger une personne qui peut à la fois boire de l'eau potable puisée de ce plan d'eau et manger des organismes aquatiques (le plus souvent des poissons) pêchés de ce même plan d'eau. Ces critères intègrent donc une protection contre la contamination pouvant avoir pour origine deux sources : l'eau potable et les organismes aquatiques. La différence entre les deux types de critères provient de l'inclusion, dans les calculs, de la quantité ingérée de poissons et du facteur de bioaccumulation. Pour ces raisons, il est fréquent d'observer que les critères relatifs à l'eau brute sont plus sévères que les normes qui s'appliquent à l'eau potable. Les critères relatifs à l'eau potable sont équivalents aux critères pour l'eau brute, lorsqu'une substance n'est pas bioaccumulable et lorsqu'aucune autre contrainte (par exemple une contrainte analytique) n'interfère. Si on compare, pour un contaminant donné, les valeurs numériques de la norme et du critère, les situations suivantes peuvent survenir :

- le critère impose des concentrations plus faibles que la norme dans le cas des contaminants dits «bioaccumulables» que les organismes aquatiques (par exemple les poissons) peuvent bioaccumuler dans leur chair. Pour ces contaminants, le critère ne peut pas avoir la même valeur numérique que la norme qui s'applique à l'eau potable puisqu'il inclut dans son calcul les quantités de poissons ingérés et le facteur de bioaccumulation;
- le critère a la même valeur numérique que la norme dans le cas des contaminants dits «non bioaccumulables». Le potentiel de contamination des organismes aquatiques devenant négligeable, le critère vise à protéger une personne qui ne peut être en contact avec le contaminant contenu dans l'eau que lorsqu'elle boit cette eau. Il faut donc être particulièrement vigilant quant aux conclusions que l'on tire lorsque l'on compare une valeur mesurée dans l'eau (d'un plan d'eau) avec la valeur du critère et la valeur de la norme. Lors d'une telle comparaison, les situations suivantes peuvent survenir :
 - la valeur mesurée dans le plan d'eau est plus faible que le critère et la norme pour un contaminant. On peut conclure qu'une personne buvant l'eau puisée de

ce plan d'eau et consommant des organismes aquatiques qui y sont pêchés sera protégée. Ce plan d'eau pourrait servir comme source d'alimentation en eau potable et aucun traitement ne serait requis;

- la valeur mesurée dans le plan d'eau dépasse le critère mais est inférieure à la norme. On présume ici qu'une personne peut boire cette eau en toute sécurité, mais qu'elle doit restreindre sa consommation d'organismes aquatiques provenant de ce plan d'eau.

Précisions sur les critères relatifs à la vie aquatique (toxicité chronique)

Bien que la majorité des critères relatifs à la vie aquatique ait été établie à partir des données de toxicité chronique sur les organismes aquatiques, certains critères peuvent aussi être basés sur d'autres données comme a) la concentration d'une substance entraînant la détérioration du goût ou de la couleur de la chair du poisson (par exemple les substances phénoliques); b) les effets toxiques d'une substance sur la faune terrestre qui dépend du milieu aquatique (critère pour la vie aquatique et la faune terrestre associée) (par exemple les BPC); c) la concentration maximale d'une substance dans la chair du poisson qui pourrait nuire à la commercialisation d'une espèce (par exemple le mercure).

Références

Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) (1990, rév. 1992). *Critères de qualité de l'eau*. Rapport EMA88-09.

Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) (1989, rév. 1990). *Recommandations pour la qualité de l'eau du Canada*.

4 Signification des cotes attribuées par le MEF aux plages de son programme Environnement-plage

Il est important d'expliquer la signification de chaque cote attribuée par le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF). Une cote **A** est attribuée à une plage dont la moyenne géométrique des coliformes fécaux, enregistrée à ses stations d'échantillonnage, est inférieure à 20 c.f./100 mL, et la qualité de l'eau de la plage est classée **excellente**. Pour une cote **B**, la moyenne géométrique atteint 21 à 100 c.f./100 mL, et la classification de la qualité de l'eau est **bonne**. Une cote **C** est attribuée lorsque la moyenne géométrique se situe entre 101 et 200 c.f./100 mL; l'eau de la plage se voit alors décerner la mention de **médiocre**. Finalement, une cote **D** signifie que la moyenne géométrique est supérieure à 200 c.f./100 mL, que l'eau de la plage est considérée comme **polluée** et que des mesures visant la fermeture de cette plage doivent être prises, si après une seconde vérification de la qualité de l'eau (autre échantillonnage dans les jours suivant l'obtention des résultats), la cote **D** est toujours indiquée. Les mesures de fermeture ont pour but le respect de la *Loi de la qualité de l'environnement du Québec* qui stipule dans l'**article 83** : «Lorsqu'après enquête, une piscine, une plage ou tout autre lieu de baignade est considéré comme une menace pour la santé, la municipalité doit en interdire l'accès jusqu'à ce que les lieux aient été assainis».

Il faut également mentionner que seules les plages publiques font l'objet d'analyses par le MEF. Une plage est dite publique si une personne (municipalité, exploitant ou autre) se porte responsable des lieux et que les normes établies par le ministère du Travail sont respectées. Ces normes ont trait à la présence d'un surveillant-sauveteur qualifié par le Service national des sauveteurs inc. et à l'aspect physique de la plage (longueur, profondeur, délimitation de la plage, qualité des installations, etc.).

5 Statistiques de base pour les stations d'échantillonnage de l'eau au lac Saint-François

Station du ministère de l'Environnement et de la Faune

Station 072

<i>Paramètres</i>	<i>Période</i>	<i>Nombre d'échantillons</i>	<i>Détection (%)</i>	<i>Teneur min.</i>	<i>Teneur max.</i>	<i>Teneur méd.</i>	<i>Teneur moy.</i>	<i>Écart type</i>
Coliformes fécaux (n ^{bre} /100 mL)	1990-1993	104		0	6000	2	178	1004

Stations NAQUADAT

Station 9007

<i>Paramètres</i>	<i>Période</i>	<i>Nombre d'échantillons</i>	<i>Détection (%)</i>	<i>Teneur min.</i>	<i>Teneur max.</i>	<i>Teneur méd.</i>	<i>Teneur moy.</i>	<i>Écart type</i>
α-BHC (ng/L)	1985-1990	20	79	< 0,4	3,1	1,8	1,7	0,99
Aluminium (mg/L)	1988-1990	15	100	0,023	0,61	0,046	0,060	0,038
Arsenic (mg/L)	1985-1986	9	100	0,0005	0,0009	0,0006	0,0006	0,0001
Cadmium (mg/L)	1986-1990	24	20,9	< 0,0001	0,0002	0,0001	0,0001	0,0001
Chlorures (mg/L)	1985-1992	32	100	19,8	24,1	22,0	22,1	1,1
Chrome (mg/L)	1986-1990	19	94,4	< 0,0002	0,0016	0,0007	0,0008	0,0004
Cuivre (mg/L)	1985-1990	29	100	0,0005	0,0020	0,0010	0,0011	0,0003
Fer (mg/L)	1985-1990	29	100	0,19	0,306	0,068	0,92	0,074
MES (mg/L)	1985-1992	31	97	< 1	7	2	2,4	1,4
Manganèse (mg/L)	1986-1990	24	100	0,0020	0,0104	0,0050	0,0049	0,0021
Nickel (mg/L)	1986-1990	24	91,7	< 0,0002	0,0020	0,0010	0,0010	0,0004
Nitrites-nitrates (mg/L)	1985-1992	32	100	0,09	0,43	0,21	0,23	0,08
Phosphore (mg/L)	1985-1992	20	100	0,008	0,031	0,014	0,014	0,005
Plomb (mg/L)	1986-1990	24	16,7	< 0,0002	0,0034	0,0002	0,0004	0,0007
Sélénium (mg/L)	1985-1987	9	100	0,0001	0,0003	0,0002	0,0002	0,0001
Turbidité (UNT)	1985-1992	32	100	0,4	3,8	1,4	1,5	0,8
Zinc (mg/L)	1985-1990	29	100	0,0008	0,1150	0,0022	0,0074	0,0216
γ-BHC (ng/L)	1985-1989	23	42,5	< 0,4	1,03	0,2	0,43	0,29
pH	1985-1992	42	100	7,2	8,6	8,3	8,2	0,3

Station 9201

<i>Paramètres</i>	<i>Période</i>	<i>Nombre d'échantillons</i>	<i>Détection (%)</i>	<i>Teneur min.</i>	<i>Teneur max.</i>	<i>Teneur méd.</i>	<i>Teneur moy.</i>	<i>Écart type</i>
α-BHC (ng/L)	1987-1990	19	94,8	< 0,4	2,9	1,9	1,8	0,71
Aluminium (mg/L)	1988-1990	16	100	0,023	0,101	0,065	0,060	0,023
Arsenic (mg/L)	1985-1987	11	100	0,0005	0,0008	0,0006	0,0006	0,0001
Cadmium (mg/L)	1986-1990	25	40	< 0,0001	0,0007	0,0001	0,0001	0,0001
Chlorures (mg/L)	1985-1992	34	100	20,4	27,0	22,5	22,6	1,3
Chrome (mg/L)	1986-1990	20	95	< 0,0002	0,0046	0,0007	0,0012	0,0013
Cuivre (mg/L)	1985-1990	33	100	0,0005	0,0400	0,0013	0,0026	0,0067
Fer (mg/L)	1985-1990	32	100	0,023	0,150	0,065	0,067	0,033
MES (mg/L)	1985-1992	35	100	1	5	3	3	1
Manganèse (mg/L)	1986-1990	25	92	< 0,0005	0,0079	0,0040	0,0042	0,0019
Nickel (mg/L)	1986-1990	25	100	0,0006	0,0018	0,0010	0,0011	0,0004
Nitrites-nitrates (mg/L)	1985-1992	35	100	0,10	0,43	0,25	0,24	0,08
Phosphore (mg/L)	1985-1992	20	100	0,005	0,025	0,012	0,013	0,005
Plomb (mg/L)	1986-1990	25	24	< 0,0002	0,0019	0,0003	0,0004	0,0004
Sélénium (mg/L)	1985-1987	11	90,9	< 0,0001	0,0003	0,0002	0,0002	0,0001
Turbidité (UNT)	1985-1992	35	100	0,5	3,2	1,6	1,7	0,7
Zinc (mg/L)	1985-1990	31	100	0,0010	0,0560	0,0103	0,0118	0,0096
γ-BHC (ng/L)	1987-1990	19	47,4	< 0,4	0,09	0,2	0,4	0,26
pH	1985-1992	46	100	7,5	8,6	8,2	8,2	0,2

Station 9202

<i>Paramètres</i>	<i>Période</i>	<i>Nombre d'échantillons</i>	<i>Détection (%)</i>	<i>Teneur min.</i>	<i>Teneur max.</i>	<i>Teneur méd.</i>	<i>Teneur moy.</i>	<i>Écart type</i>
α-BHC (ng/L)	1985-1990	25	82	< 0,4	5	2	1,9	1,18
Aluminium (mg/L)	1988-1990	17	100	0,021	0,097	0,054	0,057	0,022
Arsenic (mg/L)	1985-1987	9	100	0,0005	0,0008	0,0006	0,0007	0,0001
Cadmium (mg/L)	1986-1990	26	23,1	< 0,0001	0,0004	0,0001	0,0001	0,0001
Chlorures (mg/L)	1985-1992	35	100	20,3	24,0	22,1	22,1	0,9
Chrome (mg/L)	1986-1990	20	95	< 0,0002	0,0021	0,0007	0,0009	0,0005
Cuivre (mg/L)	1985-1990	31	100	0,0007	0,0220	0,0012	0,0019	0,0037
Fer (mg/L)	1985-1990	31	100	0,022	0,120	0,060	0,061	0,024
MES (mg/L)	1985-1992	35	97	< 1	7	2,9	2,7	1,4
Manganèse (mg/L)	1986-1990	26	92,4	< 0,001	0,0080	0,0036	0,0039	0,0017
Nickel (mg/L)	1986-1990	26	96,2	< 0,0002	0,0058	0,0010	0,0014	0,0014
Nitrites-nitrates (mg/L)	1985-1992	35	100	0,10	0,35	0,22	0,23	0,08
Phosphore (mg/L)	1985-1992	18	100	0,005	0,019	0,012	0,012	0,004
Plomb (mg/L)	1986-1990	26	50	< 0,0002	0,0012	0,0004	0,0004	0,0003
Sélénium (mg/L)	1985-1987	9	88,9	< 0,0001	0,0003	0,0002	0,0002	0,0001
Turbidité (UNT)	1985-1992	35	100	0,5	2,8	1,5	1,3	0,6
Zinc (mg/L)	1985-1990	31	100	0,0004	0,0760	0,0020	0,0084	0,0166
γ-BHC (ng/L)	1985-1990	25	46	< 0,4	1,3	0,2	0,5	0,36
pH	1985-1992	47	100	7,8	8,5	8,2	8,2	0,2

Station 9203

<i>Paramètres</i>	<i>Période</i>	<i>Nombre d'échan- tillons</i>	<i>Détec- tion (%)</i>	<i>Teneur min.</i>	<i>Teneur max.</i>	<i>Teneur méd.</i>	<i>Teneur moy.</i>	<i>Écart type</i>
Arsenic (mg/L)	1985-1987	9	100	0,0006	0,0008	0,0006	0,0007	0,0001
Cadmium (mg/L)	1986	4	25	< 0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
Chlorures (mg/L)	1985-1987	9	100	22,5	24,0	23,1	23,1	0,5
Cuivre (mg/L)	1985-1987	8	100	0,0010	0,0020	0,0011	0,0012	0,0003
Fer (mg/L)	1985	4	100	0,026	0,067	0,063	0,050	0,019
MES (mg/L)	1985-1987	9	100	2	4	2	3	1
Manganèse (mg/L)	1986	4	100	0,0030	0,0060	0,0035	0,0040	0,0014
Nickel (mg/L)	1986	4	100	0,0009	0,0015	0,0012	0,0012	0,0003
Nitrites-nitrates (mg/L)	1985-1987	9	100	0,14	0,34	0,22	0,24	0,07
Phosphore (mg/L)	1985-1987	8	100	0,006	0,019	0,013	0,013	0,005
Plomb (mg/L)	1986	4	25	< 0,0002	0,0010	0,0004	0,0005	0,0003
Sélénium (mg/L)	1985-1987	9	92	< 0,0001	0,0003	0,0002	0,0002	0,0001
Turbidité (UNT)	1985-1987	9	100	0,5	2,7	1,2	1,3	0,6
Zinc (mg/L)	1985	9	100	0,0003	0,0670	0,0020	0,0149	0,0266
pH	1985-1987	15	100	7,6	8,5	8,2	8,2	0,2

Station 9204

<i>Paramètres</i>	<i>Période</i>	<i>Nombre d'échan- tillons</i>	<i>Détec- tion (%)</i>	<i>Teneur min.</i>	<i>Teneur max.</i>	<i>Teneur méd.</i>	<i>Teneur moy.</i>	<i>Écart type</i>
Arsenic (mg/L)	1985-1987	9	100	0,0003	0,0010	0,0006	0,0006	0,0002
Cadmium (mg/L)	1986	4	25	< 0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	
Chlorures (mg/L)	1985-1987	9	100	22,5	23,9	23,5	23,2	0,5
Cuivre (mg/L)	1985-1987	9	100	0,0009	0,0070	0,0011	0,0018	0,0020
Fer (mg/L)	1985	4	100	0,029	0,068	0,065	0,047	0,019
MES (mg/L)	1985-1987	9	100	1	5	3	3	1
Nickel (mg/L)	1986	4	100	0,0007	0,0015	0,0010	0,0011	0,0030
Nitrites-nitrates (mg/L)	1985-1987	9	100	0,11	0,34	0,22	0,23	0,08
Phosphore (mg/L)	1985-1987	8	100	0,004	0,016	0,014	0,012	0,004
Plomb (mg/L)	1986	4	0	< 0,0002	< 0,0002			
Sélénium (mg/L)	1985-1987	9	92	< 0,0001	0,0004	0,0002	0,0002	0,0001
Turbidité (UNT)	1985-1987	9	100	0,9	2,1	1,3	1,3	0,4
Zinc (mg/L)	1985	9	100	0,0006	0,0510	0,0017	0,0071	0,0165
pH	1985-1987	14	100	7,9	8,6	8,2	8,2	0,2

Station 9205

<i>Paramètres</i>	<i>Période</i>	<i>Nombre d'échan- tillons</i>	<i>Détec- tion (%)</i>	<i>Teneur min.</i>	<i>Teneur max.</i>	<i>Teneur méd.</i>	<i>Teneur moy.</i>	<i>Écart type</i>
α-BHC (ng/L)	1985-1990	19	83,5	< 0,4	4,4	1,8	1,9	1,1
Aluminium (mg/L)	1988-1990	14	100	0,022	0,105	0,053	0,059	0,024
Arsenic (mg/L)	1985-1987	9	100	0,0004	0,0011	0,0006	0,0007	0,0002
Cadmium (mg/L)	1986-1990	23	21,8	< 0,0001	0,001	0,0001	0,0001	0,0002
Chlorures (mg/L)	1985-1992	31	100	20,1	24,4	21,8	22,0	1,1
Chrome (mg/L)	1986-1990	17	100	0,0003	0,0015	0,0008	0,0007	0,0003
Cuivre (mg/L)	1985-1990	28	100	0,0008	0,0220	0,0012	0,0012	0,0003
Fer (mg/L)	1985-1990	28	100	0,020	0,110	0,059	0,060	0,023
MES (mg/L)	1985-1992	31	96	< 1	5	2,5	2,5	1
Manganèse (mg/L)	1986-1990	23	87	< 0,001	0,0100	0,0037	0,0039	0,0022
Nickel (mg/L)	1986-1990	23	100	0,0004	0,0020	0,0010	0,0011	0,0004
Nitrites-nitrates (mg/L)	1985-1992	31	100	0,12	0,35	0,25	0,24	0,08
Phosphore (mg/L)	1985-1992	18	100	0,005	0,024	0,012	0,013	0,005
Plomb (mg/L)	1986-1990	23	21,8	< 0,0001	0,0012	0,0002	0,0002	0,0003
Sélénium (mg/L)	1985-1987	9	88,9	< 0,0001	0,0003	0,0002	0,0002	0,0001
Turbidité (UNT)	1985-1992	31	100	0,4	2,5	1,4	1,3	0,6
Zinc (mg/L)	1985-1990	28	100	0,0006	0,0430	0,0010	0,0029	0,0079
γ-BHC (ng/L)	1985-1989	23	51,5	< 0,4	1,2	0,5	0,5	0,37
pH	1985-1992	41	100	7,9	8,6	8,2	8,2	0,1

Station 9206

<i>Paramètres</i>	<i>Période</i>	<i>Nombre d'échan- tillons</i>	<i>Détec- tion (%)</i>	<i>Teneur min.</i>	<i>Teneur max.</i>	<i>Teneur méd.</i>	<i>Teneur moy.</i>	<i>Écart type</i>
α-BHC (ng/L)	1985-1989	20	84	< 0,4	4,6	2,1	2	1,07
Aluminium (mg/L)	1988-1990	14	100	0,037	0,108	0,068	0,068	0,024
Arsenic (mg/L)	1985-1987	9	100	0,0005	0,0011	0,0006	0,0006	0,0002
Cadmium (mg/L)	1986-1990	23	4,4	< 0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
Chlorures (mg/L)	1985-1992	32	100	18,6	23,6	20,6	20,7	1,3
Chrome (mg/L)	1986-1990	17	94	< 0,0003	0,0014	0,0007	0,0007	0,0004
Cuivre (mg/L)	1985-1990	28	100	0,0008	0,0016	0,0010	0,0010	0,0002
Fer (mg/L)	1985-1990	28	100	0,014	0,150	0,090	0,083	0,030
MES (mg/L)	1985-1992	33	97	< 1	4	2,7	2,5	0,9
Manganèse (mg/L)	1986-1990	23	91,4	< 0,001	0,0101	0,0053	0,0059	0,0030
Nickel (mg/L)	1986-1990	23	100	0,0004	0,0016	0,0009	0,0009	0,0004
Nitrites-nitrates (mg/L)	1985-1992	33	100	0,12	0,37	0,20	0,23	0,08
Phosphore (mg/L)	1985-1992	19	100	0,008	0,027	0,014	0,015	0,006
Plomb (mg/L)	1986-1990	23	34,8	< 0,0002	0,0009	0,0004	0,0003	0,0002
Sélénium (mg/L)	1985-1987	9	88,9	< 0,0001	0,0003	0,0002	0,0002	0,0001
Turbidité (UNT)	1985-1992	33	100	0,4	2,7	1,5	1,4	0,6
Zinc (mg/L)	1985-1990	28	100	0,0006	0,0340	0,0015	0,0029	0,0062
γ-BHC (ng/L)	1985-1989	23	51,5	< 0,4	1,2	0,4	0,5	0,3
pH	1985-1992	44	100	7,8	8,6	8,2	8,2	0,2

Station 9207

<i>Paramètres</i>	<i>Période</i>	<i>Nombre d'échan- tillons</i>	<i>Détec- tion (%)</i>	<i>Teneur min.</i>	<i>Teneur max.</i>	<i>Teneur méd.</i>	<i>Teneur moy.</i>	<i>Écart type</i>
α -BHC (ng/L)	1989	4	75	< 0,4	0,7	0,5	0,5	0,21
Aluminium (mg/L)	1988-1989	9	100	0,093	0,344	0,128	0,171	0,086
Cadmium (mg/L)	1988-1990	9	44,4	< 0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
Chlorures (mg/L)	1985-1992	13	100	2,1	9,0	3,5	3,7	1,7
Chrome (mg/L)	1986-1988	9	100	0,0005	0,0018	0,0008	0,0010	0,0005
Cuivre (mg/L)	1985-1990	9	100	0,0004	0,0018	0,0005	0,0007	0,0004
Fer (mg/L)	1988-1990	9	100	0,284	0,765	0,483	0,510	0,172
MES (mg/L)	1985-1992	14	100	1	15	2,1	3,6	3,7
Manganèse (mg/L)	1988-1990	9	100	0,0109	0,0626	0,0238	0,0278	0,0175
Nickel (mg/L)	1988-1990	9	88,9	< 0,0002	0,0011	0,0005	0,0005	0,0003
Nitrites-nitrates (mg/L)	1985-1992	14	100	0,01	0,67	0,11	0,18	0,18
Phosphore (mg/L)	1991-1992	5	100	0,024	0,045	0,031	0,032	0,008
Plomb (mg/L)	1988-1990	9	88,9	< 0,0002	0,0016	0,0006	0,0007	0,0004
Turbidité (UNT)	1985-1992	14	100	0,9	7,5	2,0	2,4	1,7
Zinc (mg/L)	1988-1990	9	100	0,0033	0,0050	0,0045	0,0045	0,0010
γ -BHC (ng/L)	1989	9	22,2	< 0,4	0,7	0,2	0,3	0,18
pH	1985-1992	14	100	6,9	8,1	7,5	7,5	0,3