



Saint-Laurent

Vision 2000

**SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES
SUR LES ASPECTS PHYSIQUES ET CHIMIQUES
DE L'EAU ET DES SÉDIMENTS
DU SECTEUR D'ÉTUDE QUÉBEC-LÉVIS**

Rapport technique

**Zones
d'intervention
prioritaire**

**Synthèse des connaissances
sur les aspects physiques et chimiques
de l'eau et des sédiments
du secteur d'étude Québec-Lévis**

**Rapport technique
Zone d'intervention prioritaire 14**

Guy R. Fortin et Magella Pelletier

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.

On devra citer cette publication comme suit :

Fortin, G. et M. Pelletier. 1995. *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du secteur d'étude Québec-Lévis*. Environnement Canada, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport technique. Zone d'intervention prioritaire 14. 206 pages.

Publié avec l'autorisation du ministre de l'Environnement
© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1995
N° de cat. : En40-216/12F
ISBN 0-662-80414-7

Équipe de réalisation

Analyse et rédaction

Guy Fortin et Magella Pelletier

Coordination

Marie-José Auclair

Analyse cartographique

Marcel Houle

Révision linguistique et mise en page

Michèle Létienne-Prévost

Traduction

Patricia Potvin

Montage des figures

Denise Séguin

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 :

Denis Robillard et Pierre Breton du Service de l'environnement de la Communauté urbaine de Québec (CUQ).

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, Bernard Rondeau pour son aide sur la base de données NAQUADAT, Thanh-Thao Pham, 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 communautaire des partenaires riverains, 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 environnemental sur l'état du fleuve à l'échelle locale, la consultation des partenaires riverains, avec l'identification de priorités d'intervention, et l'élaboration d'un plan d'action et de réhabilitation écologique (PARE).

Un 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 les partenaires fédéraux et provinciaux du plan d'action Saint-Laurent Vision 2000, dans le cadre du volet Implication communautaire.

La cueillette et l'analyse des données existantes à l'échelle locale constituent une première pour l'ensemble du fleuve 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 reconnus.

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 de travail 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 and provincial governments involving riverside communities in the implementation of rehabilitation measures for the St. Lawrence River. The program has three phases: production of a local-level assessment report on the St. Lawrence, consultations with riverside partners and identification of intervention priorities, and development of an ecological rehabilitation action plan, or ERAP.

The regional assessment report is a synthesis of three technical reports on the biological, physico-chemical and socio-economic aspects of the study area. These reports are prepared by the federal and provincial partners of the St. Lawrence Vision 2000 action plan, as part of its Community Involvement component.

This process of gathering and analysing data on a local scale is a first for the St. Lawrence. The technical reports go a step further, assessing our knowledge of the current state of a given area based on known quality criteria.

The challenge, then, is to advance a scientific opinion based on the available information. The pitfalls are numerous: the data were collected for other purposes, the geographic and temporal coverage is less than ideal, and the chemical analysis methods are not standardized, to name but a few.

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

Résumé

Le présent rapport traite du secteur d'étude Québec-Lévis qui représente le tronçon du Saint-Laurent compris entre la rivière du Cap Rouge et la pointe est de l'île d'Orléans. Dans ce secteur, le fleuve baigne la zone portuaire de Québec et reçoit les eaux épurées de la majorité de la population riveraine par les deux diffuseurs de la Communauté urbaine de Québec (CUQ) et l'émissaire de la station d'épuration de Lévis-Pintendre. Des eaux usées provenant des déversoirs d'orage qui sont rejetées périodiquement sur les deux rives du fleuve lors de fortes averses sont également déversées dans ce secteur, faute d'ouvrages de rétention. En temps sec, les rejets urbains de près de 93 p. 100 de la population du territoire sont traités par une usine d'épuration des eaux usées.

Historiquement, la qualité de l'eau et des sédiments de ce secteur a été soumise à la pollution liée à l'urbanisation intense du bassin Grands Lacs - Saint-Laurent et à l'activité industrielle importante qui s'y déroule. Toutefois, la masse d'eau du fleuve qui transporte une charge importante de substances toxiques vers l'estuaire du Saint-Laurent se déleste de peu de sédiments contaminés dans le secteur de Québec-Lévis à cause de la force du courant dans cette partie du fleuve qui est soumise à de fortes marées. Il en est autrement de la zone portuaire de Québec, notamment du bassin Louise et de l'estuaire de la rivière Saint-Charles qui contiennent d'importants volumes de sédiments contaminés. Bien que cette pollution provienne dans une certaine mesure des apports fluviaux, les sources locales de contamination sont en grande partie responsables du degré élevé de la pollution de la zone portuaire de Québec. Les sédiments de la zone portuaire sont fortement contaminés par les métaux lourds, les BPC et les HAP. Plusieurs scénarios d'intervention ont été examinés pour restaurer ces sites. Toutefois, il n'est pas indiqué d'envisager une décontamination de l'estuaire de la rivière Saint-Charles sans l'élimination complète des sources de pollution du secteur.

Depuis les raccordements des réseaux d'égouts aux stations régionales d'épuration, la contamination de l'eau par les bactéries, le phosphore et les matières en suspension est à la baisse dans le secteur d'étude Québec-Lévis. En 1994, les eaux de baignade étaient insalubres à cause des bactéries contenues dans les eaux traitées partiellement désinfectées des stations d'épuration, les eaux d'égouts domestiques déversées dans le fleuve sans traitement et les déversoirs d'orage en plus de la contamination bactérienne en provenance des municipalités situées en amont.

Abstract

This report deals with the Québec-Lévis study area in the Fluvial Section of the St. Lawrence between Cap Rouge River and the eastern tip of Île d'Orléans, and includes the Port of Québec. Here, the River receives treated water from two Québec Urban Community diffusers serving most of the riverside population and from the outfall of the Lévis-Pintendre wastewater treatment plant. Retention basins periodically discharge wastewater from storm overflows to the River during heavy rainstorms. Domestic waste from close to 93% of the area population is treated at the treatment plant.

Water and sediment quality in this river sector have historically been affected by pollution associated with the intensely urbanized and industrialized Great Lakes-St. Lawrence basin. The River's water mass, carrying a substantial toxic load as it heads to the estuary, releases only small amounts of contaminated sediment in the Québec-Lévis sector due to the force of the current here and the strong tidal influence. It is a different story in the port area, however, where large volumes of contaminated sediments are found, primarily in Louise basin and the Saint-Charles River estuary. Though some of this pollution results from river inputs, local sources of contamination are largely responsible for the high level of pollution in the Port of Québec. Sediments in the port area are highly contaminated by heavy metals, PCBs and PAHs. While several cleanup scenarios have been considered for these sites, no cleanup of the Saint-Charles River estuary would be possible unless all pollution sources in the immediate area were eliminated.

Water contamination by bacteria, phosphorus and suspended solids has declined in the Quebec City-Lévis study area with the connection of regional treatment plants to the larger sewer system. In 1994, swimming was unsafe due to the presence of bacteria in the partially disinfected treated water coming from the treatment plants, untreated household sewage discharged to the River and storm overflow water, along with bacterial pollution from upstream municipalities.

Table des matières

Équipe de réalisation		iii
Collaborateurs		iv
Remerciements		vi
Résumé		ix
Abstract		x
Liste des tableaux		xv
Liste des figures		xvii
CHAPITRE 1 INTRODUCTION		1
CHAPITRE 2 MILIEU PHYSIQUE		4
2.1	Physiographie du bassin versant	4
2.1.1	Portion fluviale	7
2.1.2	Zone portuaire de Québec	9
2.2	Hydrologie et hydrodynamique	11
2.2.1	Les masses d'eau	11
2.2.2	Les débits	12
2.2.3	Les marées	15
2.2.4	Les courants	16
2.3	Sédimentologie	16
2.3.1	Portion fluviale	18
2.3.2	Zone portuaire de Québec	22
2.4	Nature des sédiments	23
2.4.1	Portion fluviale	23
2.4.2	Zone portuaire de Québec	25
2.5	Minéralogie	28
CHAPITRE 3 LES SOURCES DE POLLUTION		30
3.1	Les sources ponctuelles	30

3.1.1	Rejets municipaux	31
3.1.1.1	Eaux usées	31
3.1.1.2	Neige souillée	39
3.1.2	Rejets industriels	39
3.1.2.1	Rive nord	41
3.1.2.2	Rive sud	48
3.1.3	Tributaires	51
3.1.3.1	Rivière du Cap Rouge	52
3.1.3.2	Rivière Saint-Charles	55
3.1.3.3	Rivière Montmorency	56
3.1.3.4	Rivière Chaudière	57
3.1.3.5	Rivière Etchemin	61
3.1.3.6	Rivière à la Scie	61
3.1.3.7	Rivière Boyer	62
3.1.3.8	Contamination du lit des rivières	64
3.1.4	Apports fluviaux	64
3.2	Les sources diffuses	71
3.2.1	Sites de déchets dangereux	71
3.2.2.1	Inventaire provincial des sites de déchets dangereux	72
3.2.2.2	Sites de propriété fédérale	76
CHAPITRE 4	CARACTÉRISTIQUES DE L'EAU ET DES SÉDIMENTS	78
4.1	Qualité de l'eau	78
4.1.1	Variations saisonnières et tendances à long terme	80
4.1.2	Comparaison avec les critères de qualité de l'eau	85
4.1.3	Dépassements des critères de qualité	87
4.1.3.1	Paramètres conventionnels	89
4.1.3.2	Bactériologie	93
4.1.3.3	Métaux	98
4.1.3.4	Autres substances toxiques	103
4.1.4	Répartition de la contamination	109
4.2	Qualité des sédiments	112
4.2.1	Critères de qualité des sédiments	113
4.2.1.1	Limites d'application des critères	115
4.2.1.2	Dépassements des critères de qualité	116
4.2.2	Répartition de la contamination et sources de pollution	122
4.2.2.1	Indice de contamination	122
4.2.2.2	Sites aquatiques contaminés	126

CHAPITRE 5	BILAN DES CONNAISSANCES	135
5.1	Pertes d'usages	135
5.1.1	Pertes potentielles d'usages de l'eau	137
5.1.2	Pertes potentielles d'usages des sédiments	140
5.2	Principales sources et substances	142
5.3	Restauration de la zone portuaire de Québec	144
	Références	146
Annexes	1 Méthode d'évaluation des charges municipales en zinc, cuivre et plomb	159
	2 Un indicateur de rejets toxiques : l'indice Chimiotox	162
	3 Le Barème d'effets écotoxiques potentiels (BEEP)	169
	4 Description des stations NAQUADAT dans le secteur d'étude Québec-Lévis (ZIP 14)	173
	5 Critères de qualité pour divers usages de l'eau	175
	6 Méthodes d'analyses et limites de détection pour les paramètres mesurés entre 1985 et 1990	182
	7 Statistiques de base pour les stations NAQUADAT	184

Liste des tableaux

1	Débits moyens annuels du Saint-Laurent à Québec et des principaux tributaires qui débouchent dans le secteur d'étude Québec-Lévis	14
2	Hauteurs des marées à Québec par rapport au zéro marégraphique	15
3	Nature des sédiments dans le secteur d'étude Québec-Lévis en 1976	24
4	Nature des sédiments dans la zone portuaire de Québec en 1989	25
5	Statistiques descriptives des concentrations des principaux éléments trouvés dans les sédiments du secteur d'étude Québec-Lévis en 1976	29
6	Débits et charges en contaminants des diffuseurs de Sainte-Foy et de Québec par temps sec en 1983	32
7	Estimations du débit et des charges en contaminants du tunnel de Sainte-Foy dans le cas d'un orage par mois en 1983	33
8	Estimations des rejets quotidiens de zinc, cuivre et plomb des municipalités de la région de Québec-Lévis en 1989, avant la mise en service des stations d'épuration	34
9	Bilan du traitement des eaux usées par les municipalités riveraines du secteur d'étude Québec-Lévis	35
10	Établissements industriels visés par le PASL dans le secteur d'étude Québec-Lévis	40
11	Rejets de DBO_5 et de MES par Daishowa inc. dans le réseau d'égouts de la CUQ	42
12	Estimations des charges toxiques déversées par Daishowa inc. dans le réseau d'égouts de la CUQ entre 1988 et 1995	43
13	Rejets de DBO_5 et de MES par Abitibi-Price inc. (papeterie Beaupré) dans la rivière aux Vases	46

14	Estimations des charges toxiques déversées par Abitibi-Price inc. (papeterie Beaupré) dans la rivière aux Vases entre 1988 et 1995	46
15	Estimations des charges déversées par Ultramar Canada inc. dans le fleuve Saint-Laurent entre 1988 et 1995	49
16	Rejets, par Ultramar Canada inc., des substances réglementées par l'INRP	51
17	Débits massiques estivaux médians d'azote, de phosphore et de MES de tributaires du Saint-Laurent échantillonnés en 1990 et 1991	52
18	Estimations des apports en contaminants des tributaires de la rive nord en 1991-1992	53
19	Estimations des apports en contaminants des tributaires de la rive sud en 1991-1992	60
20	Teneurs en contaminants des sédiments prélevés dans les principaux tributaires du Saint-Laurent dans le secteur d'étude Québec-Lévis	66
21	Estimations des apports annuels moyens en contaminants du Saint-Laurent à l'entrée du secteur d'étude Québec-Lévis	70
22	Signification des variations saisonnières de certains paramètres de qualité de l'eau aux stations NAQUADAT dans le secteur d'étude Québec-Lévis	82
23	Tendances temporelles de la qualité de l'eau brute aux prises d'eau dans le Saint-Laurent, secteur d'étude Québec-Lévis, entre 1990 et 1994	84
24	Fréquence d'échantillonnage à chaque station NAQUADAT entre 1985 et 1990	87
25	Paramètres conventionnels dépassant les critères de qualité pour différents usages de l'eau dans le secteur d'étude Québec-Lévis	88
26	Caractéristiques physico-chimiques estivales de l'eau dans le secteur d'étude Québec-Lévis en 1990 et 1991	92

27	Qualité bactérienne estivale des eaux du secteur d'étude Québec-Lévis entre 1990 et 1993	94
28	Qualité bactérienne par temps sec des eaux de baignade le long de la rive nord en 1994	97
29	Teneurs en métaux dépassant les critères de qualité liés à différents usages de l'eau dans le secteur d'étude Québec-Lévis	99
30	Fréquence de détection des substances organochlorées dans le Saint-Laurent entre 1985 et 1990	105
31	Concentrations des substances organiques toxiques mesurées dans le fleuve et ses principaux tributaires	107
32	Paramètres présentant un potentiel de risque dans l'eau du secteur d'étude Québec-Lévis	111
33	Liste des substances toxiques dosées dans les sédiments du secteur d'étude Québec-Lévis et critères intérimaires de qualité des sédiments du Saint-Laurent	114
34	Dépassements des critères de qualité des sédiments dans la portion fluviale du secteur d'étude Québec-Lévis, selon les données de 1976 et 1989	117
35	Dépassements des critères de qualité des sédiments dans la zone portuaire de Québec (estuaire de la rivière Saint-Charles et bassin Louise)	120
36	Comparaison des teneurs extractibles en métaux lourds de la zone portuaire de Québec avec celles de la zone portuaire de Montréal	121
37	Indices de contamination (Ic), par les métaux lourds, des couches superficielles de sédiments dans le secteur d'étude Québec-Lévis, calculés en fonction des critères de qualité du seuil sans effet (SSE)	124
38	Pertes potentielles d'usages de l'eau et des sédiments dans le secteur d'étude Québec-Lévis et liste des paramètres responsables	138
39	Identification des principales sources de pollution de l'eau et des sédiments dans le secteur d'étude Québec-Lévis (ZIP 14)	143

Liste des figures

1	Secteurs d'étude du Programme des zones d'intervention prioritaire	2
2	Secteur d'étude Québec-Lévis (ZIP 14)	5
3	Bassin versant du Saint-Laurent	6
4	Étendue de la zone portuaire de Québec	10
5	Masses d'eau dans le secteur d'étude Québec-Lévis	13
6	Courants au flot et au jusant dans l'estuaire de la rivière Saint-Charles	17
7	Distribution des matières en suspension dans la zone de mélange estuarienne	20
8	Bilan sédimentaire moyen à long terme de la région de Québec	21
9	Distribution granulométrique des sédiments dans l'estuaire de la rivière Saint-Charles (secteur 1)	27
10	Évolution des débits moyens annuels et des apports annuels en azote et en phosphore de la rivière Chaudière	59
11	Évolution spatiale du débit médian et des débits massiques d'azote, de phosphore et de matières en suspension dans le Saint-Laurent pendant les étés 1990 et 1991	68
12	Emplacement des stations d'échantillonnage NAQUADAT dans le secteur d'étude Québec-Lévis	79
13	Cycle annuel des variations de six descripteurs de la qualité de l'eau mesurés la prise d'eau de Lauzon en 1990-1991	83
14	Évolution de la fréquence et de l'amplitude médiane des dépassements du critère de qualité lié au phosphore total et à la protection des plans d'eau contre l'eutrophisation	91

15	Évolution de la fréquence et de l'amplitude médiane des dépassements du critère de qualité lié aux coliformes fécaux et à la baignade	96
16	Substances préoccupantes trouvées aux stations NAQUADAT dans le secteur d'étude Québec-Lévis	110
17	Indice de contamination des sédiments prélevés dans l'estuaire de la rivière Saint-Charles en 1989 et 1991	125
18	Sites aquatiques historiquement contaminés dans le secteur d'étude Québec-Lévis	128
19	Vue générale des secteurs d'intervention dans la zone portuaire de Québec	130

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, le moyen estuaire et l'estuaire 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 13 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).

Le présent rapport traite des caractéristiques physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du secteur d'étude Québec-Lévis (ZIP 14) et de leur impact sur les usages de ce tronçon du fleuve. Après une description générale du milieu physique, le rapport examine les

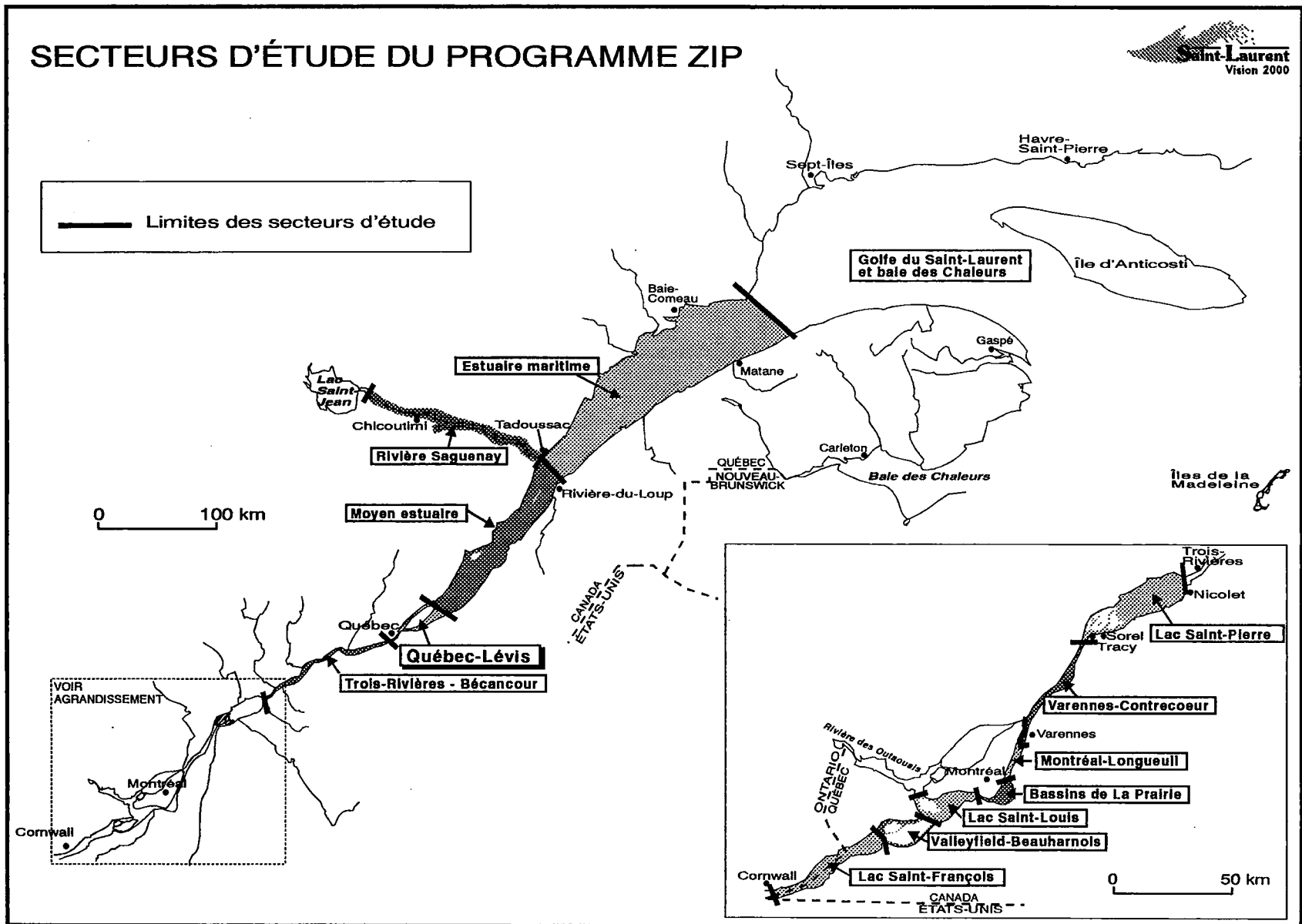


Figure 1 Secteurs d'étude du Programme des zones d'intervention prioritaire

diverses sources de pollution, municipales, industrielles, en provenance des tributaires et diffuses, ainsi que les apports de polluants. Ensuite, les résultats des études existantes sont comparés aux critères de qualité de l'eau du ministère de l'Environnement et de la Faune (MENVIQ, 1990, rév. 1992) et aux critères de qualité des sédiments récemment établis par Procéan (1991a) 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 de problèmes environnementaux suscités par la présence de polluants. Les conclusions du présent rapport devront être comparées aux résultats des rapports biologique (Mousseau et Armellin, 1995) et socio-économique (Jourdain et Bibeault, 1995) afin d'obtenir une image complète et réaliste de l'état de ce tronçon du Saint-Laurent.

La limite amont du secteur d'étude Québec-Lévis (ZIP 14) se situe au niveau de l'embouchure de la rivière du Cap Rouge sur la rive nord et de celle de la rivière Chaudière sur la rive sud. La limite aval a été tracée à partir du confluent de la rivière Saint-Anne et du fleuve et passe par la pointe est de l'île d'Orléans, soit entre les îles Madame et au Ruau, pour se terminer au niveau de Berthier-sur-Mer sur la rive sud (figure 2). La zone portuaire de Québec se situe à l'intérieur des limites du secteur d'étude Québec-Lévis.

La reconnaissance de la zone portuaire de Québec comme site prioritaire dans le volet restauration des sites fédéraux contaminés fait en sorte que les informations existantes sur le secteur de Québec-Lévis sont de deux types : des études à l'échelle régionale couvrant le fleuve et des études sectorielles portant sur la contamination des sédiments des secteurs portuaires qui sont sous la juridiction de Ports Canada. L'objectif de restauration des sédiments de la zone portuaire de Québec a été élaboré en cinq phases : a) inventaire et priorisation, b) caractérisation, c) élaboration des plans d'intervention, d) nettoyage et e) suivi. Présentement, des rapports d'étude sont disponibles uniquement pour les trois premières phases. La portion fluviale du Saint-Laurent et la zone portuaire de Québec – qui a été subdivisée en huit secteurs – seront traitées séparément dans les chapitres qui suivent afin de refléter au mieux le type de couverture de l'information.

2.1 Physiographie du bassin versant

Le bassin versant du fleuve Saint-Laurent draine la région des Grands Lacs, les basses terres de la vallée du Saint-Laurent et une partie du Bouclier canadien et des Appalaches (figure 3). Les basses terres du Saint-Laurent sont formées de roches sédimentaires dont l'âge varie du Précambrien à l'Ordovicien. Les couches sédimentaires sont sub-horizontales et à peine déformées. Le socle rocheux est recouvert de dépôts meubles et d'argile glacio-marine de la mer de Champlain datant du Quaternaire. Les basses terres sont bordées, au nord, par le Bouclier canadien constitué de roches cristallines âgées d'environ 600 millions à quatre

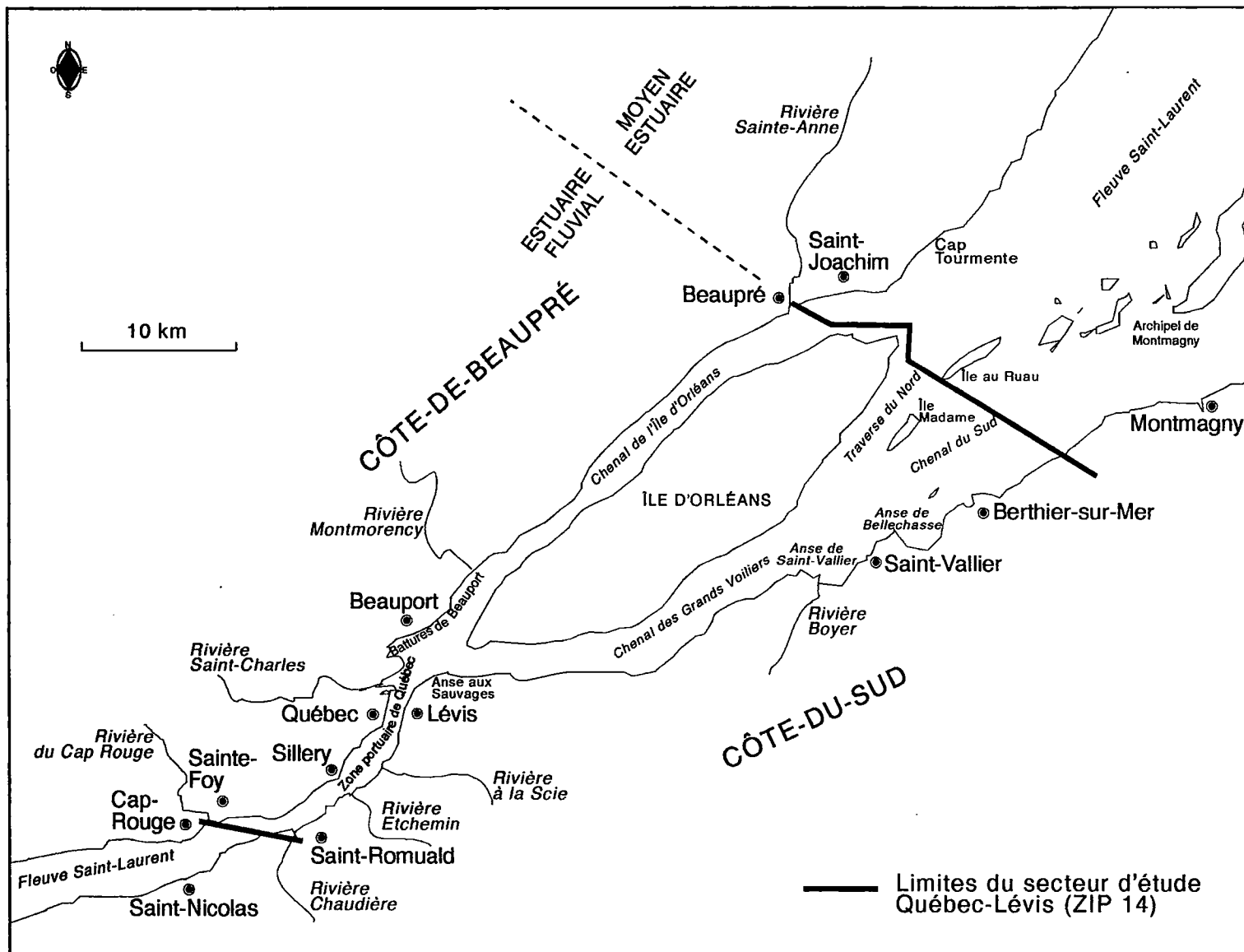
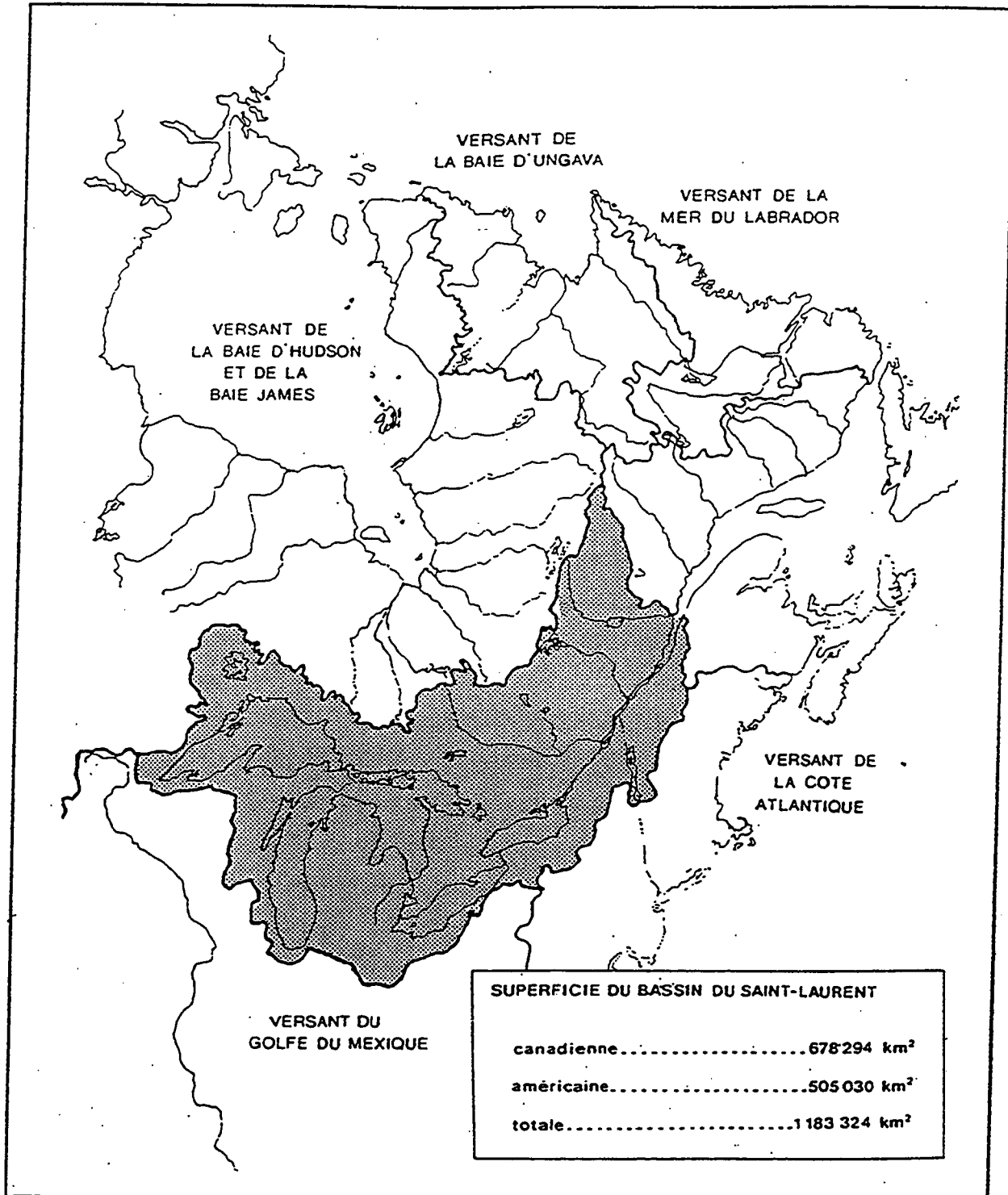


Figure 2 Secteur d'étude Québec-Lévis (ZIP 14)



Source : Germain et Janson, 1984.

Figure 3 Bassin versant du Saint-Laurent

milliards d'années et, au sud, par les Appalaches composées de roches sédimentaires déformées datant de plusieurs centaines de millions d'années.

Le bassin de drainage du Saint-Laurent est limité par ceux des nombreux fleuves qui se déversent dans la mer du Labrador, la baie d'Ungava, la baie James, le golfe du Mexique et l'océan Atlantique (figure 3). D'une superficie totale de 1 183 324 km², le bassin versant de la partie fluviale du Saint-Laurent s'étend sur 678 294 km² (59 p. 100) au Canada et sur 505 030 km² (41 p. 100) aux États-Unis (Frenette *et al.* 1989).

La physiographie actuelle du fleuve s'est établie il y a environ 3000 ans (Dionne, 1988). L'effet successif d'épisodes glaciaires et marins a contribué à modeler les Grands Lacs, les vallées fluvio-glaciaires et de nombreux plateaux parsemés de lacs. Avec le relèvement isostatique, le fleuve a creusé graduellement son lit en érodant des formations de dépôts meubles datant du Quaternaire. Le réseau hydrographique actuel du fleuve est le reflet de ces événements.

Ce réseau de même que le 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 dans la présente étude. Du bassin versant total du fleuve, 60 p. 100 (709 995 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 (473 329 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) jusqu'à Trois-Rivières, et un estuaire, de Trois-Rivières à Pointe-des-Monts.

2.1.1 Portion fluviale

Située immédiatement en amont du moyen estuaire, la zone d'étude est influencée par des marées d'eaux douces de très fortes amplitudes. D'une longueur d'environ 48 km et d'une largeur ne dépassant pas 3 km, ce tronçon du fleuve se divise en deux embranchements, les chenaux de l'Île d'Orléans et des Grands Voiliers qui baignent l'île d'Orléans, avant de s'ouvrir sur les eaux saumâtres du moyen estuaire du Saint-Laurent (figure 2).

En plus de l'île d'Orléans, le fleuve baigne l'île Madame située près de la limite aval du secteur de Québec-Lévis (figure 2). À cet endroit, le chenal des Grands Voiliers se divise en deux : le chenal du Nord qui emprunte le passage entre les îles d'Orléans et Madame, et le chenal du Sud qui longe la rive sud du Saint-Laurent.

Ce tronçon du fleuve reçoit les eaux de nombreux tributaires dont les principaux sont les rivières du Cap Rouge, Saint-Charles, Montmorency et Sainte-Anne qui débouchent en rive nord, et les rivières Chaudière, Etchemin, à la Scie et Boyer qui coulent en rive sud.

Dans leur voyage vers la haute mer, les navires empruntent le chenal de navigation qui, à la hauteur de la pointe ouest de l'île d'Orléans, bifurque vers l'est dans le chenal des Grands Voiliers. À l'approche des récifs de l'île Madame, les navires changent de cap en direction de la traverse du Nord, une voie navigable étroitement balisée dans le chenal du Nord qui débouche en eaux profondes dans l'estuaire moyen. Dans les années 1950, le dragage de la traverse du Nord et de la zone portuaire de Québec a permis d'augmenter la profondeur à au moins 12,5 m à marée basse, permettant ainsi aux plus gros navires (100 000 tonnes et plus) d'atteindre le Port de Québec (Pluram, 1981). Exception faite du chenal de l'Île d'Orléans, la profondeur du fleuve dans le secteur d'étude Québec-Lévis est supérieure à 10 m et peut atteindre près de 60 m entre Québec et Lévis.

Le Port de Québec, les terminaux pétroliers des compagnies Irving et Ultramar, le quai de Lévis, le chantier maritime de la MIL Davie à Lauzon, les ponts Pierre-Laporte et de Québec qui relient les deux rives du fleuve à son point le plus étroit et le pont de l'Île d'Orléans sont les principales infrastructures urbaines de cette région. Les villes de Cap-Rouge, Sainte-Foy, Sillery, Québec, Beauport et Beaupré sur la rive nord, de même que Saint-Romuald et Lévis sur la rive sud, sont les principales municipalités riveraines qui ceinturent le fleuve dans le secteur d'étude Québec-Lévis (figure 2).

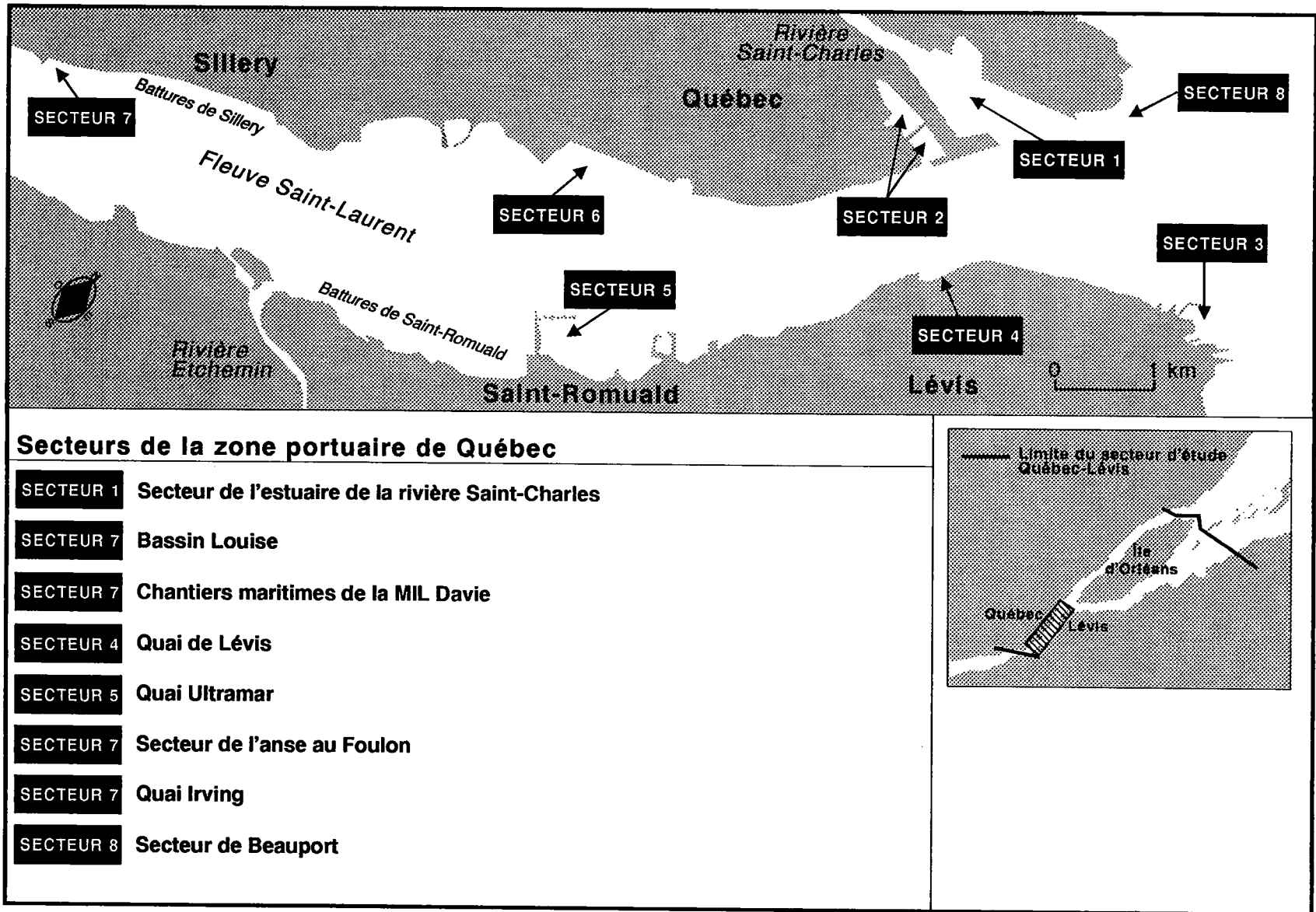
Trois des 106 industries polluantes visées par Saint-Laurent Vision 2000 sont implantées dans la région de Québec-Lévis. Il s'agit des compagnies Daishowa inc. de Québec et Abitibi-Price de Beaupré, qui oeuvrent dans le secteur des pâtes et papiers, et de la raffinerie de pétrole Ultramar Canada inc. à Saint-Romuald.

2.1.2 Zone portuaire de Québec

La zone de juridiction de la Société du Port de Québec couvre les deux rives du Saint-Laurent, en partant de l'embouchure de la rivière du Cap Rouge en amont des ponts de Québec jusqu'à la pointe ouest de l'île d'Orléans. Ce territoire portuaire fédéral comprend quatre principaux secteurs : le Vieux-Port, les battures de Beauport et de l'anse au Foulon sur la rive nord et le secteur de l'ancien port de Lévis sur la rive sud.

Avant 1805, le développement de la zone portuaire était laissé à l'initiative individuelle des commerçants et des industriels. La rivière Saint-Charles a constitué le premier pôle de développement de la zone portuaire (secteur 1; figure 4). En 1877, l'administration de la zone portuaire, appelée la Commission du Havre à cette époque, a entrepris le plus important agrandissement en amont de l'embouchure de la rivière Saint-Charles, soit la construction du bassin Princesse Louise (maintenant appelé bassin Louise) qui s'est terminée en 1890 (secteur 2; figure 4). Ce bassin a servi durant la première moitié du 20^e siècle au transbordement du charbon. La jetée centrale entre le bassin Louise et la rivière Saint-Charles a servi tout d'abord à la manutention du grain et des céréales. Puis le chantier naval de la compagnie Morton y a aménagé une rampe de mise à l'eau et, par la suite, l'Arsenal s'y est installé au début de la Seconde Guerre mondiale. L'autre rive de la rivière Saint-Charles est occupée depuis 1929 par la Daishowa (autrefois la Papeterie Reed, puis l'Anglo Canadian Pulp). Entre 1958 et 1978, la Société du Port de Québec a développé une partie des battures de Beauport (secteur 8; figure 4) qui ont été utilisées principalement pour le transbordement et l'entreposage de minerais et de produits pétroliers.

D'importantes infrastructures privées, à fonctions spécialisées, se trouvent dans la zone portuaire de Québec. Les quais de la compagnie Ultramar à Saint-Romuald (secteur 5), ceux de Pétrole Irving à Sillery (secteur 7) et de la compagnie Daishowa à Québec (secteur 1), de même que les chantiers maritimes de la MIL Davie à Lauzon (secteur 3).



Source : Environnement Canada, 1993a.

Figure 4 Étendue de la zone portuaire de Québec

Au début des années 1980, la Société du Port de Québec a planifié l'agrandissement de ses installations dans le secteur de Beauport, mais le contexte économique difficile a retardé jusqu'à présent la réalisation de ce projet (Environnement Canada, 1993a). En 1989, la zone portuaire de Québec, qui avait été désignée auparavant par Environnement Canada comme prioritaire, a été l'un des premiers sites fédéraux contaminés à faire l'objet d'une caractérisation (Procéan, 1990).

2.2 Hydrologie et hydrodynamique

Le fleuve dans la région de Québec contient des eaux de mélange provenant en grande partie des Grands Lacs (7800 m³/s) et, dans une moindre mesure, de la rivière des Outaouais (2000 m³/s) et des autres tributaires (2800 m³/s) du Saint-Laurent en amont de Québec. La vitesse et la direction de l'écoulement dans ce tronçon du Saint-Laurent varient avec l'onde de marée. Au débit du fleuve à l'entrée du secteur, s'ajoutent ceux de tributaires importants dont les rivières Chaudière, Etchemin, Montmorency et Sainte-Anne qui ont des apports liquides non négligeables en période de crues.

2.2.1 Les masses d'eau

La présence de masses d'eau distinctes dans le Saint-Laurent est connue depuis longtemps (Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, 1978; Germain et Janson, 1984). Des études récentes ont permis de préciser les principaux couloirs d'écoulement à partir des caractéristiques chimiques de l'eau mesurées sur le terrain (Désilets et Langlois, 1989; Verrette, 1990) ou à partir d'images aéroportées (SOGAM, 1992).

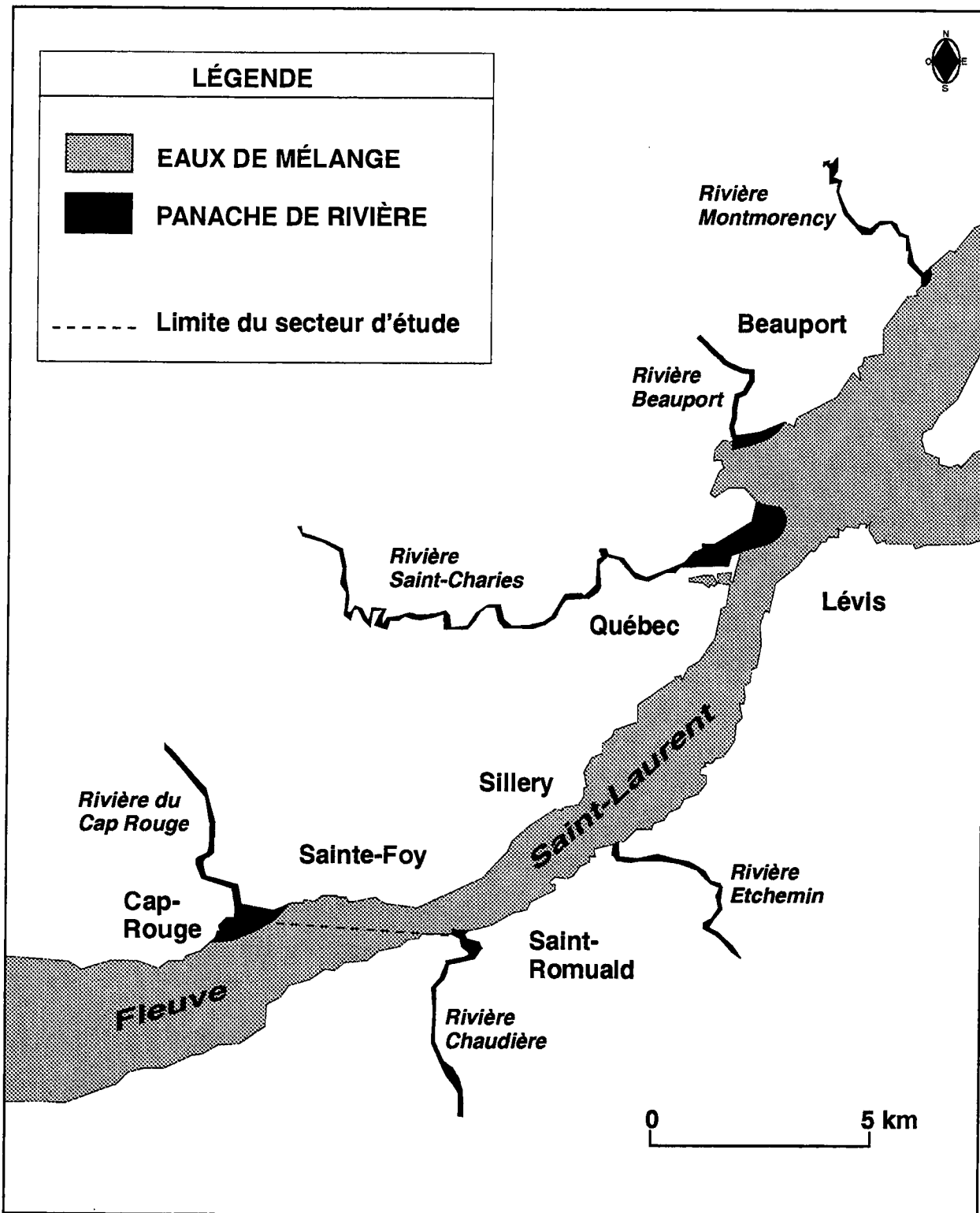
Désilets et Langlois (1989) ont identifié une seule masse d'eau principale dans le secteur d'étude Québec-Lévis sur la base de caractéristiques physiques et de la minéralisation de l'eau prélevée à dix stations situées dans la région de Québec. Cette étude a montré qu'à partir de Leclercville, les eaux se mélangent avec le reflux causé par la marée et sont relativement homogènes à la hauteur de Québec. Cette masse d'eau représente le mélange final des «eaux brunes» en provenance des rivières de la rive nord du fleuve, des «eaux vertes» des Grands Lacs et des tributaires de la rive sud en aval du lac Saint-Pierre (Désilets et Langlois,

1989). Les eaux vertes des Grands Lacs sont caractérisées par une faible turbidité, une forte minéralisation et une faible teneur en éléments nutritifs, alors que les eaux brunes, qui coulent sur les roches du Bouclier canadien, sont caractérisées par leur couleur brunâtre due à la présence d'acides humiques, leur turbidité élevée et une faible minéralisation (Désilets et Langlois, 1989).

La cartographie de SOGEAM (1992), qui a été réalisée à partir de l'analyse d'images aéroportées (capteur MEIS-II) datant du 21 août 1990, a également permis d'identifier cette masse d'eau principale (figure 5). L'analyse détaillée des images aéroportées a mis en lumière les panaches des rivières qui débouchent en eau douce. Lorsque ces affluents atteignent le fleuve, leur zone d'influence peut être très différente selon le niveau de la marée et leur débit. À marée basse, la force d'impact des affluents est très faible par rapport à l'inertie du fleuve, et les panaches sont rapidement rabattus sur la rive en direction aval. Avec le flot, les panaches peuvent diffuser vers le large et se mélanger rapidement aux eaux du fleuve. Les positions occupées par les masses d'eau des tributaires sont donc influencées par plusieurs facteurs, particulièrement le débit du fleuve et l'amplitude de la marée.

2.2.2 Les débits

Le tableau 1 présente le débit du Saint-Laurent dans le secteur d'étude Québec-Lévis et celui de chacun de ses principaux tributaires. La fluctuation marquée des apports des tributaires, suite à l'accumulation hivernale de la neige et à la fonte printanière, constitue l'événement hydrologique dominant qui influence la dynamique du fleuve, notamment près des rives dans les zones d'influence des panaches de rivières (Frenette *et al.*, 1989). À titre d'exemple, le débit de la rivière Saint-Charles varie de 0,1 m³/s à 75 m³/s (Laliberté, 1990). De façon générale, les tributaires réagissent fortement aux pluies et contribuent ainsi à transporter d'importantes quantités de matières particulaires provenant de l'érosion des sols. Ce phénomène est particulièrement important dans les rivières Chaudière et Etchemin qui drainent de vastes territoires agricoles.



Source : SOGEAM, 1992.

Figure 5 Masses d'eau dans le secteur d'étude Québec-Lévis

Tableau 1
Débîts moyens annuels du Saint-Laurent à Québec
et des principaux tributaires qui débouchent dans le secteur d'étude Québec-Lévis

<i>Fleuve et tributaires</i>	<i>Bassin versant (km²)</i>	<i>Débit (m³/s)</i>
Saint-Laurent à Québec (1981 à 1991)	ind.*	12 600
Rivière Chaudière (1981 à 1991)	6 682	137
Rivière Etchemin (1981 à 1991)	1 458	35
Rivière Montmorency (1991 et 1992)	1 100	35
Rivière Sainte-Anne (1988)	1 077	30
Rivière Saint-Charles**	513	9
Rivière Boyer	217	4,2
Rivière du Cap Rouge (1975 à 1979)	71	1,5
Rivière à la Scie	61	ind.*

Sources : Ministère de l'Environnement du Québec, Direction du milieu hydrique, 1988, 1989 et 1992, sauf pour les rivières Saint-Charles (Laliberté, 1990) et Boyer (Laflamme, 1994).

* Données non disponibles.

** Débit mesuré en amont de la prise d'eau de Québec. De façon générale, la rivière a un débit variant de 0,1 à 75 m³/s.

Le régime hydraulique dans le secteur d'étude Québec-Lévis est fortement influencé par les conditions de marées. Considéré comme étant nul au lac Saint-Pierre, les valeurs extrêmes du débit de marée dans le secteur d'étude ont été estimées à 56 600 m³/s vers l'aval et à 8500 m³/s en direction amont (Pluram, 1981). En aval de Québec, le débit de marée est prédominant, si bien que les apports d'eau douce perdent pratiquement toute influence sur les niveaux de l'eau (Frenette *et al.*, 1989).

Finalement, il y a lieu de noter que tout le débit s'écoule par un étranglement du fleuve à la hauteur du cap Diamant suivi à l'aval d'un élargissement important à l'approche de l'île d'Orléans. La configuration du lit du fleuve dans ce secteur fait en sorte que 90 p. 100 du débit total passent dans le chenal des Grands Voiliers, et l'autre partie s'écoule dans le chenal de l'Île d'Orléans (Pluram, 1981; Frenette *et al.*, 1989). Toutefois, l'écoulement de surface (< 2 m) se répartit également entre les deux chenaux, et l'eau qui baigne les zones littorales demeure près des berges (Pluram, 1981).

2.2.3 Les marées

Les marées semi-diurnes dominant dans ce tronçon fluvial (CSL, 1993). Ainsi, l'onde de marée présente deux oscillations marégraphiques complètes (deux pleines mers et deux basses mers) par jour lunaire, les deux pleines mers étant de hauteur semblable de même que les deux basses mers. De 1 m à 2 m dans le golfe du Saint-Laurent, l'amplitude moyenne de la marée augmente pour atteindre une hauteur moyenne de 4,8 m à Québec (tableau 2) à cause du rétrécissement du fleuve et de la pente de son lit. C'est d'ailleurs dans le secteur de Québec-Lévis que les marées sont les plus grandes de tout l'estuaire du Saint-Laurent. La marée haute extrême atteint plus de 7 m (tableau 2), pour ensuite s'amortir graduellement jusqu'au lac Saint-Pierre (CSL, 1993).

Tableau 2
Hauteurs des marées à Québec par rapport au zéro marégraphique

<i>Type de marée</i>	<i>Amplitude (en mètres)</i>
Marée haute extrême	7,1
Marée haute de vives-eaux	5,7
Marée haute moyenne	4,8
Marée basse moyenne	0,8
Marée basse de vives-eaux	-0,1
Marée basse extrême	-1,3
Niveau moyen de l'eau	2,6

Source : Service hydrographique canadien (dans Roche, 1983).

La caractéristique dominante de la marée à Québec est la durée inégale du flot (courant de marée amont) et du jusant (courant de marée aval). Cette asymétrie de l'onde de marée est due à une réduction de la profondeur et de la largeur du fleuve le long de l'île d'Orléans. Pour des conditions de marée moyenne et de débit fluvial moyen, l'écoulement complet de la marée montante se produit durant 4,5 à 5,5 heures, alors que le reflux dure entre 7,5 et 8,3 heures (Roche, 1983; Pluram, 1981). Les caractéristiques des marées hautes et basses

à Québec sont colligées au tableau 2, d'après la table des marées produite par le Service hydrographique canadien.

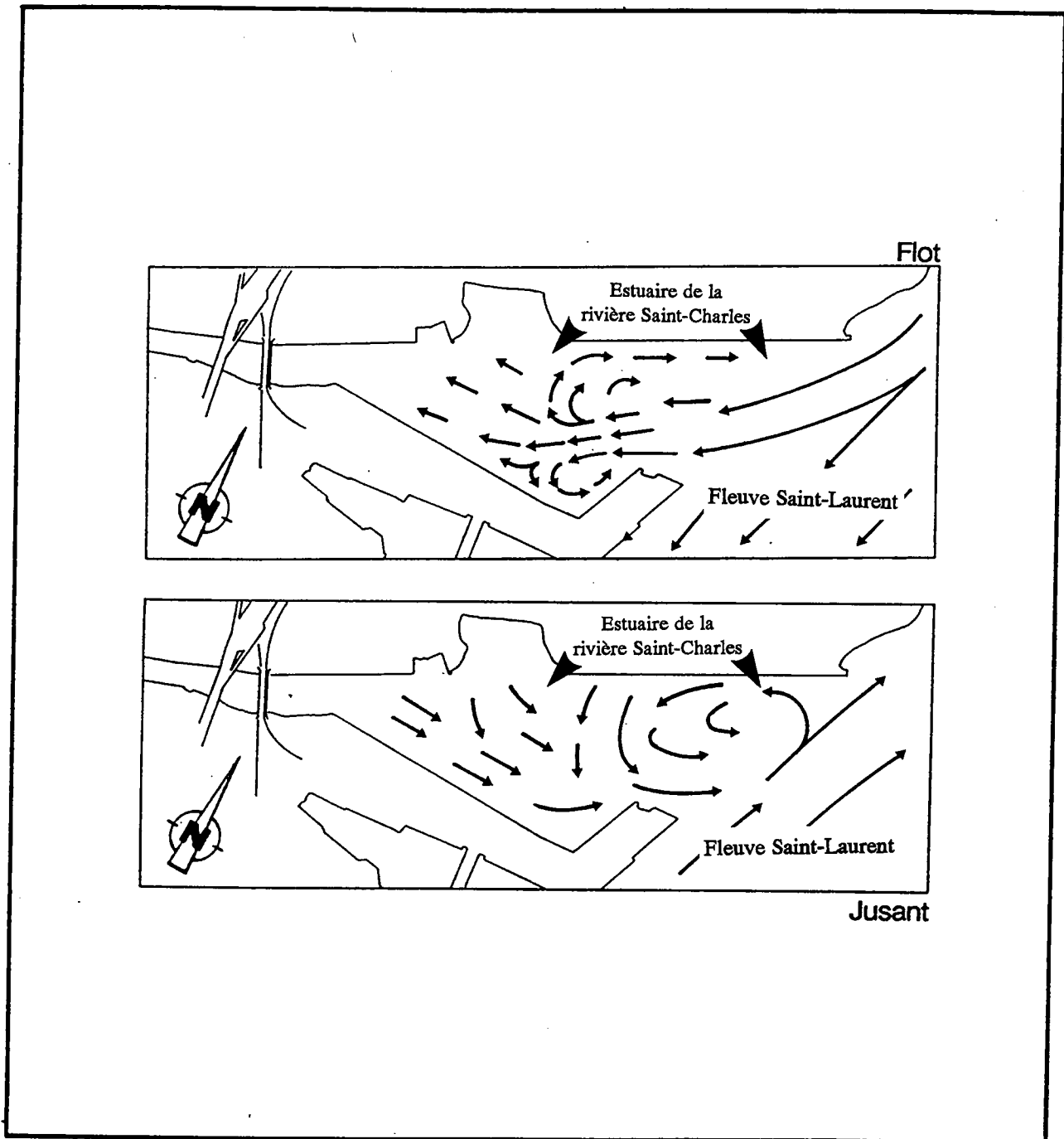
2.2.4 Les courants

L'intensité et la direction des courants dans le Saint-Laurent à Québec sont assujetties à la marée et au débit fluvial. La propagation de l'onde de marée est toutefois la force motrice dominante dans le développement des courants (Roche, 1983). La force de la marée dans la région de Québec entraîne un renversement des courants sur toute la profondeur du fleuve. En face de Québec, les vitesses moyennes du courant atteignent près de 3 m/s vers l'aval lors du jusant, et elles ne dépassent pas 2,5 m/s vers l'amont au cours du flot (Frenette *et al.*, 1989). Au passage des marées de vives-eaux, la vitesse moyenne du flux est d'environ 1,5 m/s en face de Québec, tandis qu'en période de mortes-eaux, cette valeur est de seulement 0,5 m/s (Roche, 1983). Il est probable que le débit élevé du fleuve pendant les crues printanières a pour effet d'abaisser davantage les vitesses du courant lors du flux.

Ces données sur l'intensité des courants se rapportent à la section principale du chenal du fleuve. À l'approche du rivage, la diminution et l'irrégularité de la profondeur provoquent des variations de la vitesse longitudinale de l'écoulement. Le courant le long des rives est beaucoup plus faible que dans le chenal maritime et varie en fonction de la configuration des berges (Roche, 1983). Le type d'écoulement dans l'estuaire de la rivière Saint-Charles (secteur 1 de la zone portuaire de Québec) est très complexe et change en fonction du cycle de marée (figure 6). La vitesse moyenne des courants est très faible, ne dépassant pas 10 cm/s; les vitesses maximales sont inférieures à 40 cm/s (Procéan, 1994a).

2.3 Sédimentologie

Le bilan sédimentaire du secteur d'étude Québec-Lévis est difficile à établir à cause de la présence de la marée qui engendre un refoulement des eaux sur tout le tronçon de l'estuaire fluvial. De plus, les apports solides du fleuve ne sont pas uniformes au cours de l'année. Sérodes (1980) a estimé le débit solide annuel du fleuve à Québec à environ 8 à 10 millions de tonnes, dont près de 70 p. 100 durant la crue printanière en avril et mai.



Source : Reproduit de Procéan, 1993 et 1994a.

Figure 6 Courants au flot et au jusant dans l'estuaire de la rivière Saint-Charles

Hormis les trappes «artificielles» à sédiments que sont les ouvrages portuaires, il existe peu de sites propices à l'accumulation de sédiments fins avant les battures en amont et en aval de l'île d'Orléans et au niveau du chenal de l'Île d'Orléans (Frenette *et al.*, 1989). Les courants rapides et le brassage continué généré par l'action des marées dans l'estuaire fluvial font que les chenaux sont généralement peu propices à l'accumulation des sédiments fins. Par contre, les bassins portuaires, les battures et les zones de hauts fonds présentent des conditions plus favorables à la sédimentation. L'estuaire de la rivière Saint-Charles, le bassin Louise, les battures de Beauport et de Sainte-Anne-de-Beaupré, l'anse aux Sauvages et les deux rives du chenal de l'Île d'Orléans sont des zones de sédimentation. Les courants ralentissent suffisamment pour permettre l'accumulation de sédiments fins le long des battures soumises à un marnage important, et surtout en présence d'une végétation aquatique et d'une faible pente. Sérodes (1980) indique que la sédimentation active commence sur les battures à partir du moment où la végétation aquatique atteint une hauteur de 20 à 30 cm.

2.3.1 Portion fluviale

Frenette *et al.* (1989) estiment que les concentrations de matières en suspension (MES) augmentent graduellement jusqu'à Québec pour atteindre 17 mg/L. Des teneurs variant entre 5,8 et 12,1 mg/L ont été mesurées en septembre 1993 dans la portion fluviale du Saint-Laurent comprise entre la pointe ouest de l'île d'Orléans et le pont de Québec (Procéan, 1994a). Durant les étés de 1990 et 1991, des teneurs variant entre 6,0 et 20,0 mg/L (médiane de 11 mg/L) ont été enregistrées dans le chenal des Grands Voiliers (Hébert, 1993a et 1993b). Dans l'estuaire moyen (ZIP 15), l'influence de la marée sur le type d'écoulement fluvial contribue à former une zone de turbidité élevée où la concentration de MES varie généralement de 25 à 70 mg/L (figure 7) et peut dépasser 200 mg/L (d'Anglejan, 1981; Gobeil *et al.*, 1981).

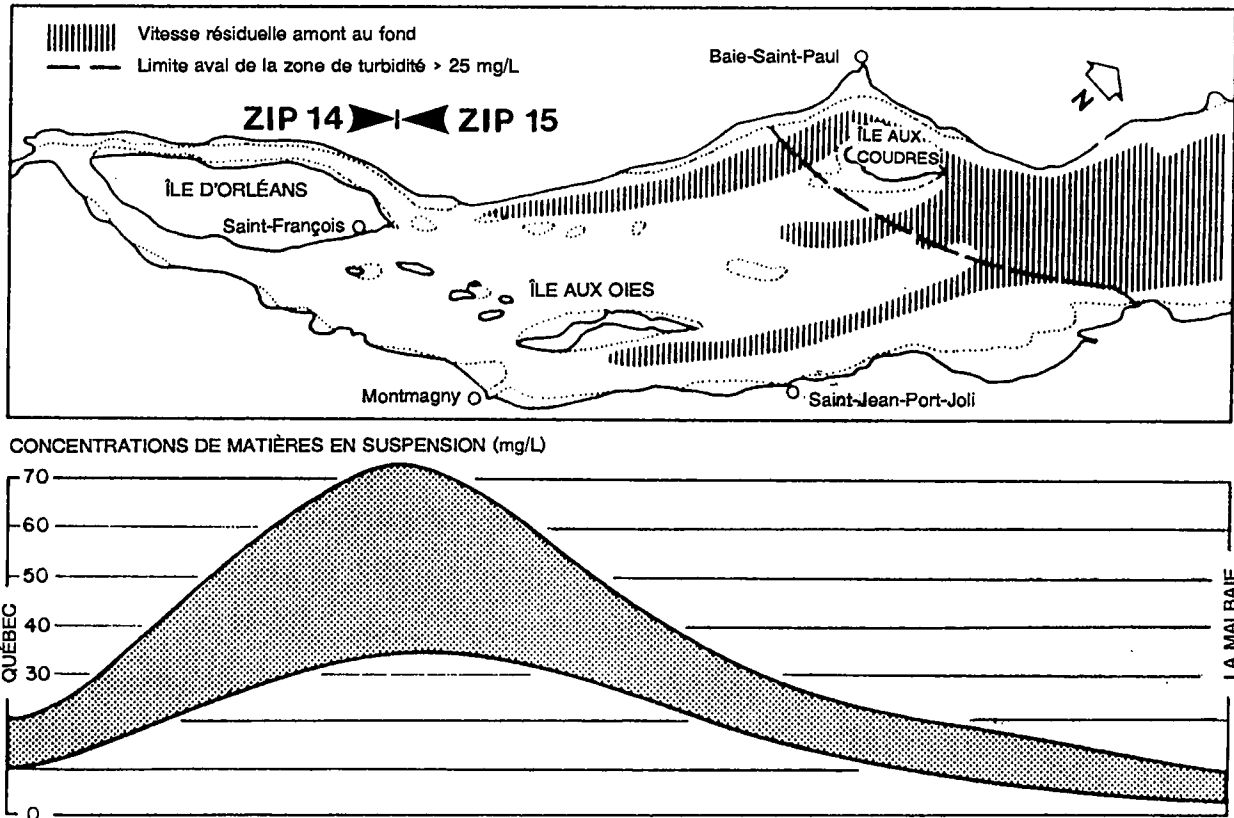
Sur la base d'un bilan moyen à long terme, Frenette *et al.* (1989) estiment à environ 5 800 000 t/a la charge sédimentaire à la hauteur de Deschambault (figure 8), municipalité située à 50 km en amont de Québec. Entre Deschambault et Québec, les apports urbains, industriels et ceux en provenance des tributaires se chiffrent à environ 700 000 t/a, portant le transport sédimentaire à Québec à 6 500 000 t/a (Frenette *et al.*, 1989). Il y a lieu de

noter que quatre tributaires débouchant dans le secteur de Québec-Lévis, les rivières Chaudière et Etchemin sur la rive sud et les rivières Saint-Charles et Montmorency sur la rive nord, ajoutent annuellement au fleuve plus de 380 000 tonnes de matières solides (Frenette *et al.*, 1989).

De façon générale, les conditions hydrodynamiques de l'estuaire fluvial font du centre du fleuve une zone de transport, tandis que les portions en bordure des rives sont des zones de dépôt temporaire de sédiments fins. Les zones intermédiaires et les battures situées dans le chenal de l'Île d'Orléans sont soumises à un jeu de sédimentation et d'érosion qui varie en fonction des charges sédimentaires et des débits saisonniers ou annuels (Frenette *et al.*, 1989; Sérodes, 1978).

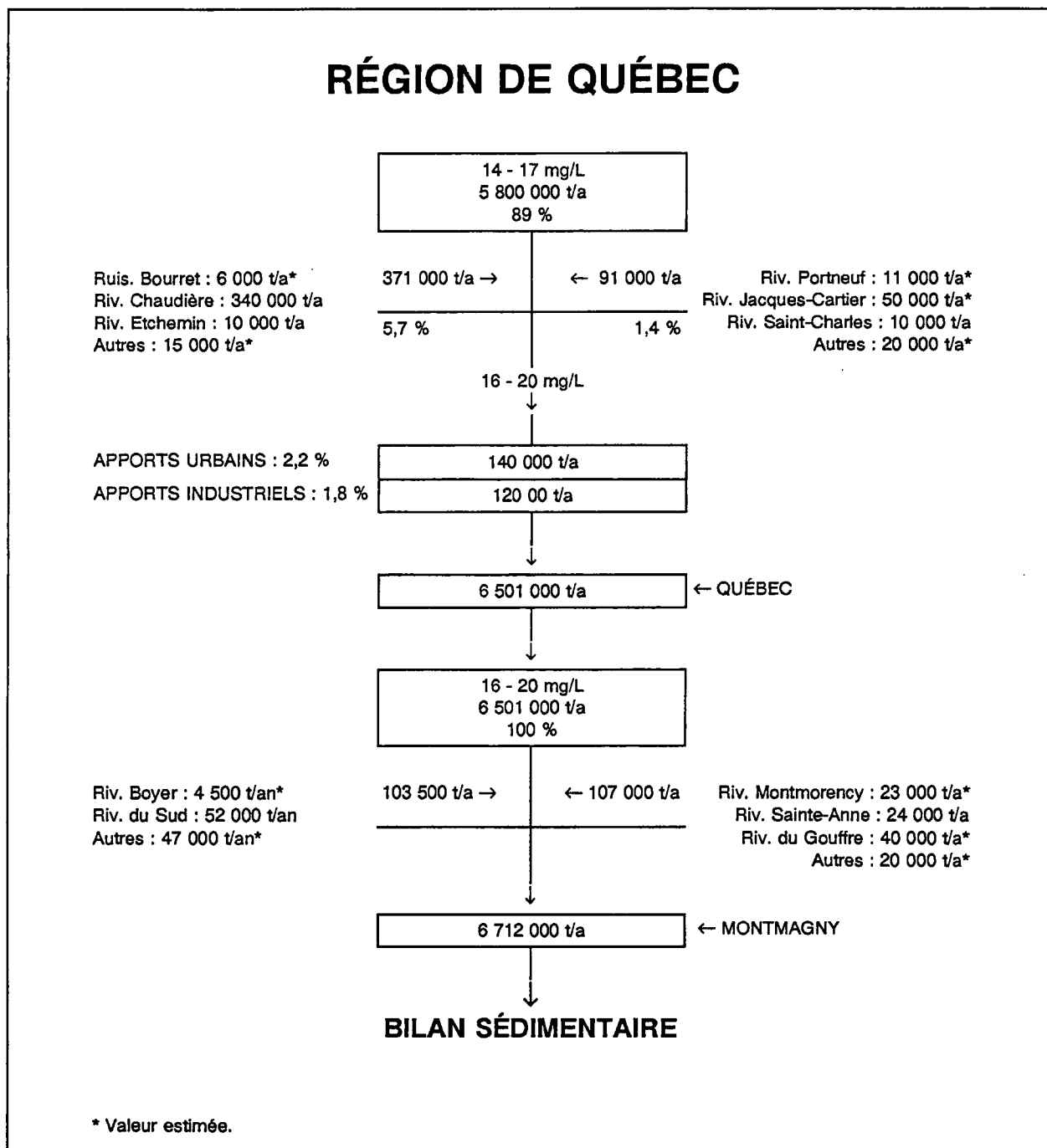
On estime que dans les zones intertidales en aval de l'île d'Orléans (batture du cap Tourmente), l'accumulation de sédiments fins peut atteindre 0,5 million de tonnes (Lucotte et d'Anglejean, 1986) et une épaisseur de plus de 30 cm (Sérodes, 1980) au cours de l'été. L'automne suivant, après la sénescence du couvert végétal, ces sédiments sont remis en suspension et transportés vers l'amont dans le chenal de l'Île d'Orléans et la traverse du Nord pour y séjourner jusqu'au printemps. Les crues subséquentes entraînent ces sédiments vers l'aval dans la zone de turbidité maximale du moyen estuaire (figure 7).

L'intense sédimentation estivale qui caractérise la batture du cap Tourmente, située le long du moyen estuaire, se manifeste également depuis Beaupré jusqu'à Château-Richer avec cependant une intensité moindre puisque l'accumulation des sédiments ne dépasse pas 20 cm d'épaisseur (Sérodes, 1980). Puis, au fur et à mesure que l'on remonte le chenal de l'Île d'Orléans vers Québec, la sédimentation devient de moins en moins importante. Ainsi, l'épaisseur de la couche estivale de sédiments qui ne dépasse pas 20 cm à Beaupré et 15 cm du côté de l'île d'Orléans s'amincit au voisinage du pont de l'Île-d'Orléans, où elle ne dépasse guère 5 cm sur le littoral de Beauport et est un peu plus épaisse (8 à 12 cm) du côté de l'île d'Orléans (Sérodes, 1980). Bien que les battures du chenal de l'Île d'Orléans possèdent les caractéristiques nécessaires à une forte accumulation, la sédimentation estivale est moins importante que sur la batture du cap Tourmente, faute de quantités suffisantes de matières en



Source : Reproduit de Centreau, 1976 (dans Frenette *et al.*, 1989).

Figure 7 Distribution des matières en suspension dans la zone de mélange estuarienne



Source : Frenette et al., 1989.

Figure 8 Bilan sédimentaire moyen à long terme de la région de Québec

suspension pour l'alimenter (Sérodès, 1980). Finalement, Sérodès (1980) estime à environ 1,3 millions de tonnes la quantité de sédiments accumulés sur les littoraux du chenal de l'Île d'Orléans à la fin de l'été 1979.

2.3.2 Zone portuaire de Québec

Les apports sédimentaires dans la zone portuaire de Québec proviennent de deux sources principales : la rivière Saint-Charles et la charge solide véhiculée par les eaux du fleuve. Les débordements du réseau d'égouts pluvial de la Communauté urbaine de Québec (CUQ) en temps de pluies peuvent à l'occasion représenter un apport sédimentaire non négligeable pour le secteur de l'estuaire de la rivière Saint-Charles. La partie intérieure du bassin Louise est isolée des apports sédimentaires du fleuve par une écluse qui en fait un bassin fermé (Procéan, 1990). La partie extérieure du bassin Louise et l'estuaire de la rivière Saint-Charles sont considérés comme des zones d'accumulation de sédiments fins. La vitesse de sédimentation dans l'estuaire de la rivière a été établie 1,3 cm/an par Procéan (1991b) au moyen d'un marqueur chronologique (Pb^{210}).

En ce qui a trait à l'estuaire de la rivière Saint-Charles, les concentrations moyennes de matières en suspension varient entre 32,8 mg/L dans le secteur amont et 7,5 mg/L dans le secteur aval (Procéan, 1994a). À l'embouchure de l'estuaire, les eaux de mélange du fleuve et de la rivière Saint-Charles contiennent des concentrations de matières en suspension qui varient entre 5,6 mg/L et 12,1 mg/L. À la sortie de la rivière Saint-Charles, la concentration moyenne de matières en suspensions atteint 21 mg/L annuellement, avec des variations observées qui peuvent atteindre jusqu'à 141,6 mg/L (Procéan, 1993). La contribution du fleuve à la sédimentation dans l'estuaire de la rivière Saint-Charles a été estimée à 13 739 kg/d, alors que celle de la rivière Saint-Charles a été établie à 18 064 kg/d (Procéan, 1994a). Les dépôts trouvés dans les autres secteurs de la zone portuaire (secteurs 2 à 8; figure 4) proviennent surtout de la charge sédimentaire du fleuve.

2.4 Nature des sédiments

La densité des matières en suspension influence leur sédimentation et leur remise en suspension. Leur taille conditionne leur capacité d'adsorber des contaminants (Håkanson et Janson, 1983). La surface chimiquement active des sédiments fins peut adsorber ou désorber des ions selon la composition de la phase aqueuse, et les matières en suspension peuvent devenir des vecteurs de polluants. Les sédiments constituent un milieu de rétention et de transformation des polluants, et leur qualité est, à long terme, représentative des effets indésirables de la pollution (Couillard, 1987). La granulométrie des matières en suspension dans le Saint-Laurent à la hauteur de Québec s'étend des argiles colloïdaux aux sables fins. Le pourcentage de sable fin est cependant très faible et ne dépasse pas 2 à 3 p. 100 en comparaison de celui du limon qui est beaucoup plus élevé; des valeurs atteignant jusqu'à 50 p. 100 ont été mesurées (Pluram, 1981).

De manière générale, les couches superficielles de sédiments littoraux en amont de l'île d'Orléans sont caractérisées par la prédominance d'une fraction granulométrique grossière. Les résultats d'analyses granulométriques de plusieurs centaines d'échantillons de sédiments prélevés sur les littoraux sud et nord de l'estuaire fluvial en amont de l'île d'Orléans démontrent que les sédiments sont relativement homogènes et que ces secteurs ne peuvent être considérés comme des zones de sédimentation permanente (Procéan, 1990; Sérodes, 1978).

2.4.1 Portion fluviale

Entre 1972 et 1976, le Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent a procédé à l'échantillonnage des couches superficielles de sédiments à 930 stations réparties dans le fleuve et l'estuaire (Sérodes, 1978). Des analyses granulométriques ont été alors effectuées sur des sédiments prélevés à 78 stations situées de chaque côté de l'île d'Orléans et sur les littoraux de l'estuaire fluvial en amont de l'île d'Orléans. L'effort d'échantillonnage a été plus important dans le chenal de l'île d'Orléans où 65 stations ont été visitées. En 1989, dans le cadre du programme de caractérisation des sites fédéraux contaminés, 110 stations réparties sur les littoraux de l'estuaire fluvial compris dans la zone portuaire de Québec faisaient également l'objet d'analyses granulométriques (Procéan, 1990).

Les résultats des analyses granulométriques de 1976 ont servi à caractériser sommairement les sédiments recueillis dans trois principaux secteurs du territoire à l'étude. Il s'agit du chenal de l'Île d'Orléans, du chenal des Grands Voiliers et du tronçon de l'estuaire fluvial compris entre la rivière Chaudière et la pointe ouest de l'île d'Orléans. En se basant sur la classification de Shepard (1954), la classe granulométrique qui prédomine dans les trois secteurs est celle des sables et graviers (tableau 3). Ce type de substrat est caractéristique des zones de transport sédimentaire. Les résultats de l'échantillonnage de 1989 indiquent également que les sables et graviers constituent une fraction importante des sédiments prélevés sur les littoraux de l'estuaire fluvial (tableau 4).

Tableau 3
Nature des sédiments dans le secteur d'étude Québec-Lévis en 1976

<i>Classe de Shepard</i>	<i>Nombre de stations</i>		
	Chenal de l'Île d'Orléans	Chenal des Grands Voiliers	Estuaire fluvial
Sable et gravier	25	3	2
Argile-limon-sable	7	2	0
Sable limoneux	25	1	1
Sable argileux	0	0	0
Limon sablonneux	7	1	2
Argile sablonneuse	0	0	0
Limon argileux	1	0	1
Argile limoneuse	0	0	0
Argile	0	0	0
Limon	0	0	0

Source : Résultats des analyses granulométriques tirés de Sérodes, 1978.

Bien que les sables constituent également la fraction prédominante des sédiments du chenal de l'Île d'Orléans, la présence d'une fraction fine dans la majorité des échantillons recueillis le long des rives indique un régime hydrodynamique de plus faible énergie, en

particulier dans les champs de macrophytes (Frenette *et al.*, 1989). Toutefois en période de crue printanière, l'augmentation du débit fluvial et la forte amplitude des marées causent une remise en suspension d'une grande partie des sédiments fins déposés pendant la saison estivale précédente (Frenette *et al.*, 1989).

Tableau 4
Nature des sédiments dans la zone portuaire de Québec en 1989

<i>Zone portuaire de Québec</i>	<i>Gravier (%)</i>	<i>Sable (%)</i>	<i>Limon et argile (%)</i>	<i>Humidité (%)</i>	<i>N^{bre} de stations</i>	<i>COT* (%)</i>	<i>N^{bre} de stations</i>
Estuaire fluvial**	7,1	52,5	40,4	33,1	110	1,98	121
Secteur 1	9,1	46,0	45,0	45,0	27	3,95	34
Secteur 2	3,6	28,7	67,7	47,0	19	3,21	21
Secteur 3	2,1	50,9	47,0	34,9	18	1,43	19
Secteur 4	17,6	53,3	29,1	29,4	3	2,13	3
Secteur 5	11,1	39,9	49,0	36,0	16	1,62	19
Secteur 6	3,1	73,9	23,1	23,8	16	1,14	18
Secteur 7	33,1	56,3	10,6	17,0	4	0,50	3
Secteur 8	8,1	81,9	10,0	20,9	8	0,45	8

Source : Résultats d'analyse tirés de Procéan, 1990.

* Carbone organique total.

** L'ensemble des données de 1989 excluent les secteurs 1 et 2 (estuaire de la rivière Saint-Charles et le bassin Louise).

2.4.2 Zone portuaire de Québec

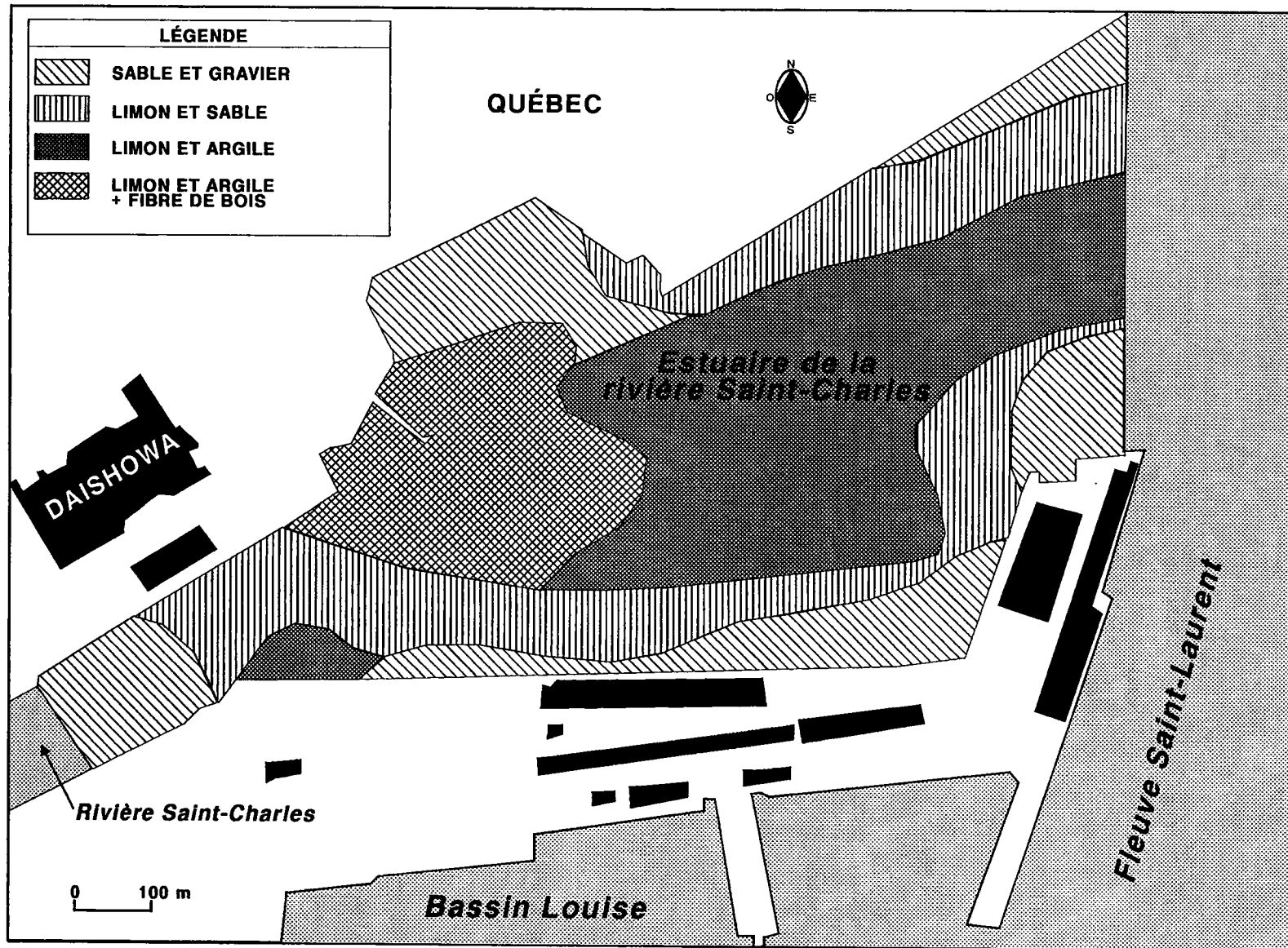
La zone portuaire de Québec a été subdivisée en huit secteurs (voir figure 4) qui circonscrivent des entités géographiques relativement homogènes et à fort potentiel de contamination (Procéan, 1990). Les résultats des analyses granulométriques effectuées sur les sédiments prélevés dans chacun de ces secteurs (secteurs 1 à 8) sont colligés au tableau 4.

Les sédiments de la zone portuaire de Québec sont caractérisés par une grande variation granulométrique. Cette variation est principalement reliée à l'hydrodynamique du milieu. Les zones de courant plus faible que l'on retrouve sur les larges plates-formes

intertidales et à l'intérieur des bassins favorisent la sédimentation de particules fines, tandis que les zones de courant fort, là où la plate-forme est pratiquement inexistante, sont constituées de matériaux très grossiers (Procéan, 1990).

Dans l'ensemble, le sable et le gravier forment la fraction granulométrique dominante (> 60 p. 100) des sédiments de la zone portuaire sauf dans le bassin Louise (secteur 2) où la fraction fine prédomine (tableau 4). Exception faite de l'estuaire de la rivière Saint-Charles (secteur 1) et du bassin Louise (secteur 2) qui représentent des bassins en eaux calmes, les sédiments prélevés dans les secteurs de la rive nord (quai Irving, secteur de l'anse au Foulon et de Beauport) sont caractérisés par un pourcentage de sables et graviers supérieur à 75 p. 100 (tableau 4). Sur la rive sud, la fraction grossière prédomine dans le secteur du quai de Lévis (secteur 4), alors que près des chantiers de la MIL Davie (secteur 3) et dans le secteur du quai d'Ultramar (secteur 5), où le littoral s'étire vers le large, les particules fines et grossières se retrouvent en proportions équivalentes (tableau 4).

L'estuaire de la rivière Saint-Charles (secteur 1) et le bassin Louise (secteur 2) ont fait l'objet d'une caractérisation détaillée en 1991 (Procéan, 1992a et 1992b). Les résultats montrent que leurs parties profondes contiennent des boues sableuses riches en matières organiques. Ces vases molles contiennent un pourcentage d'humidité qui se situe autour de 45 p. 100. La figure 9 présente une synthèse de la granulométrie de la couche superficielle de sédiments dans l'estuaire de la rivière Saint-Charles, réalisée à partir de tous les échantillons prélevés depuis 1989 (Environnement Canada, 1994). La granulométrie des sédiments est de plus en plus fine de l'amont vers l'aval de l'estuaire à cause du ralentissement des courants entraîné par le refoulement des eaux du fleuve vers l'intérieur de l'estuaire. De plus, le centre de l'estuaire est occupé par une importante masse de sédiments qui contient une forte proportion de copeaux et de fibres de bois provenant des activités historiques de la fabrique de pâtes et papiers maintenant exploitée par Daishowa inc.



Source : Environnement Canada, 1994.

Figure 9 Distribution granulométrique des sédiments dans l'estuaire de la rivière Saint-Charles (secteur 1)

2.5 Minéralogie

Les minéraux qui composent les sédiments d'un cours d'eau à l'état naturel proviennent de l'érosion des roches de son bassin de drainage. Par conséquent, la nature géochimique des sédiments reflète leur origine et leur répartition. Les principaux éléments de la croûte terrestre sont les silicates et les carbonates. Ces derniers proviennent de l'érosion des roches sédimentaires calcaires, abondantes dans les basses terres du Saint-Laurent, alors que les silicates se retrouvent dans les roches ignées et métamorphiques du Bouclier canadien ainsi que dans les roches sédimentaires à texture grossière (Landry et Mercier, 1984).

La minéralogie des sédiments de l'estuaire fluvial est représentative de celle des roches du bassin de drainage du Saint-Laurent. Toutefois les sédiments de l'estuaire de la rivière Saint-Charles contiennent une fraction importante de matières solides provenant a) de la rivière Saint-Charles qui véhicule des matières en suspension d'origines diverses (épandage d'abrasifs et de fondants, travaux d'excavation et de remplissage, débordement des égouts pluviaux, etc.); b) des quais de transbordement de marchandises en vrac (déversements accidentels de minerais et de céréales, réseaux d'égout pluviaux drainant les quais, etc.); et c) des anciennes zones de rejets de résidus ligneux de la fabrique de pâtes et papiers.

Des analyses minéralogiques réalisées sur les matières en suspension provenant des émissaires pluviaux des quais 50 à 53, qui forment la bordure nord de l'estuaire, ont mis en évidence la présence de coke, de charbon, de graphite, de pyrite, de chalcopryrite, de sphalérite, de silicates naturels, d'hydroxides de fer et de sulfate de calcium dans les eaux de ruissellement des quais. Ce mélange hétéroclite s'apparente relativement bien aux matériaux en transit sur les quais (Procéan, 1994b).

Les statistiques sur les principaux éléments majeurs trouvés dans les sédiments prélevés dans le secteur d'étude Québec-Lévis en 1976 (Sérodès, 1978) sont présentées au tableau 5. Les teneurs en calcium et en manganèse mesurées dans l'estuaire fluvial en amont de l'île d'Orléans et dans le chenal des Grands Voiliers sont similaires. Ces teneurs dépassent toutefois de 1,2 à 1,6 fois celles trouvées dans le chenal de l'île d'Orléans. Cette différence pourrait être causée par la présence d'alluvions d'origine granitique, pauvres en calcium et en

manganèse, provenant de l'érosion des roches du Bouclier canadien et qui sont transportés dans le chenal de l'Île d'Orléans par la rivière Montmorency.

Tableau 5
Statistiques descriptives des concentrations des principaux éléments
trouvés dans les sédiments du secteur d'étude Québec-Lévis en 1976

<i>Variables</i>	<i>Estuaire fluvial</i>		<i>Chenal des Grands Voiliers</i>		<i>Chenal de l'Île d'Orléans</i>	
	Moy. (%)	Écart type (%)	Moy. (%)	Écart type (%)	Moy. (%)	Écart type (%)
Calcium	0,91	0,41	1,11	0,15	0,74	0,22
Manganèse	0,054	0,019	0,058	0,001	0,035	0,012
COT	1,19	0,99	1,41	1,22	1,36	2,71
Phosphore total	--	--	0,108	0,028	0,099	0,033
Azote total	0,095	0,059	0,106	0,066	0,090	0,054

Source : Sérodes, 1978.

Les teneurs moyennes en carbone organique mesurées en 1976 étaient similaires dans chacun des trois principaux secteurs du territoire à l'étude (tableau 5). Les données les plus récentes obtenues en 1989 sur les secteurs de la zone portuaire (voir tableau 4) indiquent un enrichissement important en carbone organique dans les sédiments prélevés dans l'estuaire de la rivière Saint-Charles (secteur 1) et dans le bassin Louise (secteur 2). Les autres secteurs de la zone portuaire affichaient des teneurs en carbone organique semblables à celles trouvées dans l'estuaire fluvial en 1976 (tableau 4), sauf le secteur du quai de Lévis (secteur 4) qui semble être légèrement enrichi en carbone organique. Bien que le carbone organique ne soit pas considéré comme un contaminant (Pelletier et Bélanger, 1990), l'augmentation de sa concentration dans la zone portuaire de Québec (secteurs 1 et 2) est une conséquence directe des rejets municipaux et industriels qui ont longtemps influencé le milieu récepteur. Des valeurs élevées de carbone organique indiquent un fort potentiel d'adsorption et d'accumulation des contaminants organiques (Sly *et al.*, 1981).

Les substances toxiques trouvées dans le secteur d'étude Québec-Lévis proviennent de quatre sources majeures reconnues : les eaux du fleuve et celles de ses tributaires, les rejets industriels et les effluents municipaux. En plus de ces sources ponctuelles, les eaux souterraines et de ruissellement des sites de déchets dangereux et des secteurs urbains, industriels et agricoles constituent des sources diffuses de contaminants dont l'importance est difficilement quantifiable.

Les polluants transportés par voie atmosphérique imprègnent, dans une plus ou moins grande proportion, ces diverses sources de pollution. L'atmosphère peut contribuer de façon significative à la pollution du Saint-Laurent par son interaction avec les différents écosystèmes du fleuve. Par exemple, les surverses du trop-plein des réseaux d'égouts en temps de pluie contribuent un apport important de polluants de source atmosphérique déposés sur les surfaces imperméables du milieu urbain. Par ailleurs, les apports directs et indirects de l'atmosphère au fleuve et à son bassin versant peuvent entraîner une dégradation supplémentaire des eaux de surface.

Historiquement, la qualité de l'eau dans le secteur d'étude Québec-Lévis a subi les effets de la pollution entraînée par l'urbanisation et le développement industriel en bordure des deux rives du Saint-Laurent. Mis à part les quais, les bassins de la zone portuaire de Québec et les battures, les conditions hydrodynamiques prévalant dans le secteur d'étude favorisent le transport rapide des sédiments fins, potentiellement contaminés, vers le moyen estuaire du Saint-Laurent.

3.1 Les sources ponctuelles

La nature des contaminants et les charges toxiques en provenance des sources ponctuelles peuvent être évaluées de différentes façons. Les charges en polluants des rejets industriels ont été évaluées à partir d'études sur le débit et la caractérisation des effluents

d'usines. Les apports toxiques du fleuve et de ses principaux tributaires ont été estimés à partir des données de qualité de l'eau et de mesures hydrologiques.

Dans le cas des rejets municipaux, les rapports d'évaluation du rendement (pourcentage de charges éliminées) des stations d'épuration, mises en service dans le cadre du Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ), fournissent des informations utiles sur les charges en DBO₅, en MES et en phosphore (et en coliformes fécaux dans le cas de certaines stations) mesurées à l'entrée et à la sortie des stations durant les années 1990 (MENVIQ, 1992a) et 1991 (MENVIQ, 1992b). Compte tenu du fait que l'exploitation des stations d'épuration construites dans la région de Québec vient tout juste de commencer et que la plupart de celles-ci, dont les deux stations régionales d'épuration de la communauté urbaine de Québec (CUQ), sont toujours en période de rodage, aucune évaluation formelle du rendement de ces stations n'a été réalisée par le Service du suivi de l'exploitation de la Direction de l'assainissement urbain du ministère des Affaires municipales (MAM).

L'absence de données récentes sur les polluants trouvés dans les effluents traités des villes équipées d'un système d'épuration des eaux résiduaires urbaines ainsi que le peu de données disponibles sur les effluents typiquement urbains non traités ne permettent pas d'évaluer précisément la contribution des rejets municipaux à la contamination de ce tronçon du fleuve. Toutefois, il existe des estimations des volumes d'eaux usées rejetées dans les émissaires municipaux ainsi que des volumes de rejets municipaux pour quelques contaminants.

3.1.1 Rejets municipaux

3.1.1.1 Eaux usées

Avant le raccordement graduel des réseaux d'égouts de la CUQ à une des deux stations régionales d'épuration qui ont été mises en service en 1992, les diffuseurs de Québec (est) et de Sainte-Foy (ouest) déversaient dans le fleuve des volumes importants d'eaux usées (tableau 6). Au diffuseur de Québec, les volumes journaliers d'eaux usées rejetées étaient beaucoup plus importants que ceux du diffuseur de Sainte-Foy en raison des volumes importants d'eaux résiduaires industrielles de la Papeterie Reed (maintenant Daishowa) qui y

étaient déversées. Les débits moyens journaliers provenant des réseaux d'égouts du secteur Est de la CUQ et de la Daishowa atteignaient respectivement 3,2 m³/s et 1,6 m³/s (Roche, 1983).

Tableau 6
Débits et charges en contaminants des diffuseurs de Sainte-Foy et de Québec
par temps sec en 1983

<i>Paramètres</i>	<i>Diffuseur de Sainte-Foy (ouest)</i>	<i>Diffuseur de Québec (est)</i>
Débit moyen journalier	1,1 m ³ /s 95 × 10 ⁶ L/d	4,8 m ³ /s 410 × 10 ⁶ L/d
Charge totale moyenne de matières en suspension	6 t/d	100 t/d
Charge totale moyenne de matières organiques	12 t/d	200 t/d
Concentration moyenne de coliformes fécaux (c.f.)	2 × 10 ⁶ c.f./100 mL	3,5 × 10 ⁶ c.f./100 mL

Source : Roche, 1983.

À ces deux émissaires, les débits à transporter et à traiter par temps d'orage devenaient beaucoup plus importants à cause du captage d'une fraction du ruissellement urbain par le réseau d'égout. Par exemple, le tunnel de Sainte-Foy, situé à proximité du diffuseur de cette ville, recevait principalement des eaux de ruissellement urbain et(ou) des débordements du réseau unitaire. En supposant qu'il y ait un orage par mois, le débit de rejet atteindrait environ 8,1 m³/s (tableau 7).

En plus des eaux usées de la CUQ, le fleuve recevait également les eaux usées d'autres municipalités riveraines avant la mise en service des stations d'épuration de la rive sud. Des estimations de rejets de zinc, de cuivre et de plomb contenus dans les effluents municipaux ont été réalisées par Asseau-INRS (1992) pour l'année 1989, soit avant la mise en oeuvre des stations d'épuration, et les résultats sont présentés au tableau 8.

Tableau 7
Estimations du débit et des charges en contaminants du tunnel de Sainte-Foy
dans le cas d'un orage par mois en 1983

<i>Paramètres</i>	<i>Tunnel de Sainte-Foy</i>
Débit moyen dans le cas d'un orage par mois	8,1 m ³ /s
Charge totale en matières en suspension	4,0 t/orage
Charge totale en matières organiques	2,5 t/orage
Charge totale en phosphore	20 kg/orage
Charge totale en cuivre	1 kg/orage

Source : Roche, 1983.

Ces estimations sont basées sur une consommation moyenne d'eau de 830 L par personne par jour en l'absence de mesures de débits pour les effluents municipaux. L'annexe 1 décrit la méthode d'estimation des charges qui a été employée pour le calcul. Comme les calculs sont basés principalement sur la taille de la population, les municipalités les plus importantes auront les plus fortes charges en contaminants. Selon ces estimations, le secteur de Québec-Lévis aurait reçu en 1989 des charges moyennes quotidiennes équivalentes à 15,3 kg de cuivre, à 60,5 kg de zinc et à 29,5 kg de plomb (tableau 8).

En 1993, près de 93 p. 100 des habitants du secteur d'étude Québec-Lévis étaient desservis par une usine d'épuration des eaux usées (tableau 9). La majeure partie des eaux usées provenant de la rive nord est traitée par temps sec par les deux usines régionales de la CUQ qui utilisent une technologie de biofiltration. La station d'épuration desservant le secteur Est de la CUQ est localisée aux abords de la plage de Beauport à Québec, alors que celle du secteur Ouest est située en bordure de l'autoroute 40 à Sainte-Foy. Une fois traitées, les eaux de ces deux usines sont rejetées dans le chenal fluvial au large des plages de Beauport à Québec et Jacques-Cartier à Sainte-Foy.

Tableau 8
Estimations des rejets quotidiens de zinc, cuivre et plomb des municipalités
de la région de Québec-Lévis en 1989, avant la mise en service des stations d'épuration

<i>Municipalité</i>	<i>Population desservie</i>	<i>Débit (m³/s)</i>	<i>Zn (kg/d)</i>	<i>Cu (kg/d)</i>	<i>Pb (kg/d)</i>
CUQ (secteur ouest)	> 25 000	1,7	23,0	5,7	11,2
Saint-Romuald	9 800	0,094	0,41	0,16	0,20
Saint-David-de-l'Auberivière	4 450	0,043	0,19	0,074	0,092
Lévis	18 600	0,18	0,77	0,31	0,39
CUQ (secteur est)	> 25 000	2,7	35,5	8,8	17,32
Lauzon	12 500	0,12	0,52	0,21	0,26
Total		4,837	60,39	15,254	29,462

Source : Tiré d'Asseau-INRS, 1992.

Remarque. - L'imprécision du calcul des charges quotidiennes est estimée à 50 p. 100.

En l'absence d'ouvrages de rétention, le trop-plein des réseaux d'égouts de la CUQ en temps de pluie est déversé sans traitement par une cinquantaine de petits émissaires localisés le long de la rivière Saint-Charles et du Saint-Laurent, notamment par le tunnel de Sainte-Foy. Les ouvrages de contrôle des débordements dont il est question dans le cadre du projet d'assainissement des eaux de la CUQ sont des bassins de rétention. Ces bassins seraient situés à des points stratégiques du réseau régional d'interception des égouts et auraient pour fonction de retenir, pendant la pluie, les surplus d'eau provenant des réseaux unitaires, surplus que les conduites d'interception ne peuvent recevoir en temps réel. Ces surplus seraient par la suite retournés au réseau d'interception et traités aux stations d'épuration. L'objectif recherché est de réduire la fréquence des débordements afin d'assurer une qualité bactériologique acceptable pour la pratique sécuritaire d'usages récréatifs de contact dans le fleuve et dans la rivière Saint-Charles (Dumont, 1995).

Tableau 9
Bilan du traitement des eaux usées par les municipalités riveraines
du secteur d'étude Québec-Lévis

<i>Usine de traitement</i>	<i>Mise en service</i>	<i>Type de traitement</i>	<i>Débit prévu (m³/d)</i>	<i>Population desservie (% de la pop. tot. *)</i>	<i>Point de rejet</i>
Beaupré	---	Aucun	---	0 (0)	Rivière Sainte-Anne et fleuve
Berthier-sur-Mer	12-94	Étangs aérés	558	955 (74,6)	Fleuve
CUQ** (2 usines)	03-92	Biofiltration (désinfection)	372 662	342 765 (99,9)	Fleuve
Lévis-Pintendre***	02-91	Étangs aérés	46 918	38 663 (98)	Fleuve
Saint-Étienne-de-Beaumont	08-93	Étangs aérés	619	609 (30,3)	Fleuve
Boischatel	---	Aucun	---	0 (0)	Rivière Montmorency et fleuve
Saint-Michel-de-Bellechasse	---	Aucun	---	0 (0)	Fleuve
Saint-Romuald	11-94	Étangs aérés	8 257	9 000 (91,6)	Fleuve
Île d'Orléans (municipalités)	---	---	---	0 (0)	Fosses septiques
Saint-Vallier	---	---	---	0 (0)	Réseau d'égouts (village), fosses septiques (paroisse)
Total				391 992 (92,5)	

Source : Adapté de Jourdain et Bibeault, 1995.

* Estimation de la population dans les limites du secteur d'étude Québec-Lévis (ZIP 14) à partir du recensement de 1991 de Statistique Canada.

** Les deux usines de la CUQ desservent Saint-Augustin-de-Desmaures, Sainte-Foy, Sillery, Beauport, Vanier, Québec, L'Ancienne-Lorette, Loretteville, Val-Bélair, Lac-Saint-Charles, Saint-Émile, Charlesbourg et Lac-Beauport.

*** L'usine de Lévis dessert également Pintendre localisée à l'extérieur du secteur de Québec-Lévis.

En outre, un émissaire de la Ville de Québec n'est toujours pas raccordé au réseau de la CUQ. Cet émissaire est localisé le long du boulevard Champlain à la hauteur du parc Notre-Dame-de-la-Garde. Il reçoit les eaux usées d'un territoire faiblement peuplé en raison de

la présence des plaines d'Abraham et de la falaise. Il dessert cependant quelques bâtiments publics et le secteur résidentiel de Cap-Blanc (quartier Petit-Champlain). La Ville de Québec entend procéder aux travaux d'interception de ce dernier émissaire non raccordé dès la confirmation par le MAM d'une convention d'assainissement dans le cadre du PAEQ (Babineau, 1995). À signaler également l'émissaire du collège Jésus-Marie à Sillery qui rejette ses eaux domestiques dans le fleuve (Robillard, 1994).

Depuis leur inauguration en juin 1992, les deux usines d'épuration de la CUQ ont fait l'objet d'essais de performance qui ont débuté au cours du même été. En décembre 1993, après plus de 18 mois d'opération, le Comité¹ de vigilance pour l'épuration des eaux (Blanchet *et al.*, 1994) notait que la performance des installations de la CUQ n'était toujours pas satisfaisante, et ce, malgré les nombreux correctifs apportés aux installations et aux modalités d'exploitation. La nature des problèmes met en cause plusieurs facteurs liés à la complexité du traitement, à la taille des ouvrages, à la conception, aux caractéristiques des charges à traiter et à l'opération des équipements. À plusieurs reprises au cours de l'année 1993, la CUQ a dû suspendre temporairement le fonctionnement des usines et réduire le volume d'eau à traiter. L'usine ouest a été inopérante pendant plusieurs mois, afin de permettre la construction d'une fosse à débris du procédé de dégrillage² (appelée par certains fosse «à batards»).

En avril 1994, la CUQ confiait à la Société québécoise d'assainissement des eaux (SQAE) le mandat de poser un diagnostic sur les problèmes rencontrés aux deux stations d'épuration des eaux usées de la CUQ ainsi que de recommander des solutions à mettre en oeuvre afin d'atteindre les objectifs de rendement des ouvrages. Parmi les principaux problèmes survenus durant l'exploitation des stations, la SQAE (1994) notait trois situations

¹Lors des audiences publiques sur le projet d'épuration des eaux usées, tenues au printemps de 1986 par le Bureau d'évaluation environnementale (B.E.E.), les citoyens ont insisté pour que la CUQ instaure un Comité de surveillance composé de citoyens élus, qui verraient au respect des engagements pris lors de ces audiences. Cette recommandation a été portée presque textuellement au rapport du B.E.E., publié en juin 1986. Le mandat dudit Comité y est ainsi décrit : «Que le Comité veille à ce que la Communauté urbaine de Québec respecte les engagements qu'elle a pris lors des audiences publiques portant sur le projet d'épuration des eaux».

²Fosse spécialement conçue pour recueillir les résidus solides comme les roches et autres débris qui risqueraient d'endommager les équipements de dégrillage.

problématiques au cours du traitement primaire : a) un traitement inadéquat des matières flottantes causé par l'inefficacité du dessableur-dégraisseur; b) un mal fonctionnement du système de gestion des boues des décanteurs lamellaires; et c) l'encrassement accéléré des décanteurs lamellaires. Dans le cas du traitement secondaire, la SQAE (1994) a fait ressortir des problèmes de colmatage en surface des biofiltres (feutrage) à la station Ouest, tandis que les biofiltres de la station Est présentaient des problèmes de colmatage en profondeur (champignons indésirables) en plus d'un colmatage de surface. Les correctifs apportés par le personnel de la CUQ portent principalement sur la biofiltration, notamment la reprogrammation des cycles de lavage des biofiltres (Robillard, 1995).

La désinfection requise uniquement en période estivale est appliquée de façon sporadique, et le rendement n'est pas optimal. Finalement, il y a lieu de noter que les eaux usées acheminées vers les usines de la CUQ représentent un volume annuel de plus de 136 millions m³.

En 1988, le MENVIQ (maintenant le MEF) établissait les exigences relatives aux rejets des usines de la CUQ pour les matières en suspension (MES), la demande biochimique en oxygène (DBO₅) et les coliformes fécaux (dans Blanchet *et al.*, 1994). Les limites acceptables pour les MES et la DBO₅ ont été fixées respectivement à 20 et 25 mg/L pour les moyennes annuelles et sont ajustées pour les moyennes hebdomadaires sur le débit réel d'eau traitée. La désinfection des rejets par rayonnement ultra-violet (UV) est requise entre le premier mai et le premier novembre pour abaisser le nombre de coliforme fécaux (c.f.) à 20 000 c.f./100 mL d'eau (limite fixée) à l'émissaire de l'effluent traité. La désinfection a été conçue en vue d'obtenir en période estivale une concentration inférieure à 200 c.f./100 mL sur les berges du fleuve afin de protéger les activités de contact primaire (baignade, planche à voile, motomarine). Le nombre de coliformes fécaux est évalué à partir de la moyenne de deux échantillons prélevés au cours d'une période de deux heures. Les émissaires des stations de traitement sont échantillonnés depuis leur mise en opération. En analysant les données fournies par la CUQ entre août 1992 et novembre 1993, en fonction des objectifs fixés lors de leur conception, le Comité de vigilance notait que : a) l'exigence relative à la DBO₅ était respectée

seulement à la station Ouest; b) les deux stations ne rencontraient aucun des objectifs souhaités pour les MES; et c) la moyenne semestrielle des coliformes fécaux était trois fois supérieure à la norme fixée pour la station Ouest et 13 fois supérieure à celle fixée pour la station Est (Blanchet *et al.*, 1994).

D'après la CUQ (Robillard, 1995), les rendements moyens d'épuration par temps sec depuis août 1992 aux deux stations ont été respectivement de 79 p. 100 et 71 p. 100 dans le cas des matières en suspension (MES) et de la DBO₅. Ces rendements tiennent compte des dérivations internes d'eaux usées. Depuis sa mise en service, les valeurs moyennes des rejets à la station Est atteignent 27,1 et 20,6 mg/L pour la DBO₅ et les MES respectivement. À la station Ouest, les moyennes sont de 25,2 mg/L et de 24,1 mg/L pour la DBO₅ et les MES respectivement.

Le traitement des eaux usées des municipalités de la rive sud est effectué au moyen d'étangs aérés (tableau 9). Les étangs aérés ont pour principale fonction d'accélérer la décomposition des matières organiques en fournissant de l'oxygène aux bactéries responsables de cette décomposition, qui est facilitée par le contrôle du débit d'entrée des eaux usées et du débit d'oxygène.

De façon générale, les infrastructures de traitement des eaux usées sont récentes dans le secteur d'étude Québec-Lévis, car aucune station d'épuration n'était opérationnelle avant 1991 (sauf une fosse Imhoff à Saint-Étienne-de-Beaumont). Le Service du suivi de l'exploitation à la Direction de l'assainissement urbain du MAM (auparavant sous la responsabilité du MEF) n'a rendu publique aucune évaluation du rendement de ces ouvrages pour les années 1991 (MENVIQ, 1992a) et 1992 (MENVIQ, 1992b). En 1993, seul le rendement de la station d'épuration des eaux de Lévis-Pintendre a été évalué. Cette dernière connaissait certains problèmes de surverses (équivalant à 9 p. 100 du débit), mais son rendement était néanmoins jugé acceptable car le MAM lui accordait une cote B (Jourdain et Bibeault, 1995).

3.1.1.2 *Neige souillée*

Dans le secteur d'étude Québec-Lévis, la neige souillée est encore déversée directement dans le fleuve (Jourdain et Bibeault, 1995). Les lieux de déversements se situent à Sillery en rive nord et à Saint-Romuald et Lévis en rive sud. On déverse également de la neige souillée dans la rivière Chaudière à Charny. En outre, on compte la présence de dépôts à neige à proximité du fleuve, plus précisément près de l'embouchure de la rivière Beauport et à un quai de la zone portuaire de Québec qui est utilisé lors de grosses tempêtes de neige. Une étude réalisée dans la région de Montréal (CDT, 1985) montre que la pollution de la neige déversée dans le fleuve varie suivant sa provenance et son temps de séjour dans les rues. À Montréal, on trouve des chlorures, du sodium et des métaux lourds (plomb, zinc et cadmium) dans l'eau de fonte en concentrations d'autant plus fortes que les secteurs sont commercialisés.

3.1.2 **Rejets industriels**

L'industrie lourde est surtout concentrée dans deux principales zones d'activité industrielle. Il s'agit de la zone industrialo-portuaire de Québec, incluant les quais de l'anse au Foulon sur la rive nord, et le pôle Lévis - Saint-Romuald sur la rive sud, où sont situés la raffinerie d'Ultramar et les chantiers maritimes de la MIL Davie.

En raison de l'absence de données sur les effluents des usines, les charges en contaminants ne peuvent pas être évaluées pour tous les établissements industriels localisés dans ces secteurs. Il existe toutefois des caractérisations récentes des rejets de trois établissements industriels du PASL (maintenant ciblés par SLV 2000) qui sont situés dans la région de Québec-Lévis (tableau 10). Deux de ces trois établissements, la Daishowa inc. (PASL n° 36) et la raffinerie d'Ultramar Canada inc. (PASL n° 37), sont situés dans la zone portuaire de Québec. L'autre établissement, l'usine d'Abitibi-Price inc. (PASL n° 38), est situé à Beaupré.

Les informations sur les établissements industriels présentées dans cette section proviennent principalement de fiches d'information (ÉISL, 1993), de dossiers industriels (Bouchard, 1993; LGL, 1990) et de résultats de caractérisation des rejets des établissements industriels visés par le PASL (Bouchard, 1993; Legault et Villeneuve, 1993). Finalement, les indices Chimiotox (annexe 2) et BEEP (annexe 3) ont servi d'indicateurs de la charge et du

potentiel toxique des effluents industriels des établissements visés par le PASL. L'indice Chimiotox prend en considération la toxicité relative de substances spécifiques pour la santé humaine, la vie aquatique et la faune terrestre associée et tient compte de la charge à la sortie de l'effluent final.

Tableau 10
Établissements industriels visés par le PASL dans le secteur d'étude Québec-Lévis

<i>Établissement industriel (n° PASL)</i>	<i>Localisation</i>	<i>Secteur d'activité</i>	<i>Points de rejet*</i>
Rive nord			
• Daishowa inc. (n° 36)	Québec (Vieux-Port)	Pâtes et papier	Fleuve, par le diffuseur de la CUQ
• Abitibi-Price inc., Papeterie Beaupré (n° 38)	Beaupré	Pâtes et papier	Fleuve, par la rivière aux Vases
Rive sud			
• Ultramar Canada inc. (n° 37)	Saint-Romuald	Pétrochimie	Fleuve

Sources : ÉISL, 1993; Bouchard, 1993; Legault et Villeneuve, 1993; LGL, 1990.

* Rejet des eaux de procédé au fleuve par un émissaire privé ou par un raccordement à un réseau d'égouts municipal.

Le Chimiotox permet ainsi d'attribuer un rang à chaque établissement industriel visé par le PASL en fonction de la **charge toxique** qu'il déverse dans le milieu récepteur (annexe 2). Cet indicateur permet également d'estimer les diminutions des rejets liquides à la suite des mesures d'assainissement qui ont été mises en place depuis le début du PASL en 1988, ou les diminutions à prévoir afin de répondre à l'objectif de réduction de 90 p. 100 des rejets toxiques des 50 établissements prioritaires du PASL pour 1995.

L'autre indicateur, le BEEP (barème d'effets écotoxiques potentiels), mesure la toxicité du mélange de polluants dans les effluents pour la vie aquatique à partir des résultats d'une batterie de bioessais. Le BEEP permet de comparer les usines visées par le PASL en fonction du **potentiel toxique** de leurs rejets pour les organismes aquatiques (annexe 3).

Les charges en contaminants rejetées dans le fleuve sont donc présentées sous forme de tableaux pour les années 1988 à 1995. Les données rétrospectives, de caractérisation et prévisionnelles permettent de suivre l'évolution des réductions de charges après la diminution des rejets d'une usine résultant des derniers efforts d'assainissement et(ou) de changements dans sa capacité de production. D'une part, les données historiques sur les rejets liquides toxiques, qui ont été obtenues avant la mise en oeuvre de mesures d'assainissement des rejets industriels dans le cadre du PASL, représentent les conditions qui prévalaient auparavant et qui ont pu se traduire par la contamination des sédiments. D'autre part, les charges estimées après les mesures de réduction des rejets ont un impact sur la qualité actuelle de l'eau et des sédiments du fleuve.

Enfin, la *Loi canadienne de protection de l'environnement (LCPE)* oblige quiconque possède ou exploite une installation avec plus de 10 employés en cours d'année, ou fabrique, transforme ou utilise de quelque façon au moins une substance polluante (178 substances en tout selon la Loi), à une concentration d'au moins 1 p. 100 et en quantité égale ou supérieure à 10 tonnes métriques, de soumettre à Environnement Canada un rapport précisant tout rejet dans l'atmosphère (air), les eaux de surface (eau) et le sol, ou tout transfert dans les déchets (par exemple l'acheminement d'eaux résiduelles à une station d'épuration des eaux usées) des substances nommées dans l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) (Environnement Canada, 1995). Conformément aux dispositions de l'INRP, on retrouvera dans la section qui suit les quantités de polluants rejetés dans l'air, l'eau et le sol par Ultramar Canada en 1993. Bien que les compagnies Daishowa et Abitibi-Price utilisent plus de 10 tonnes de certaines substances qui figurent sur la liste de l'INRP (chlore et[ou] acide nitrilotriacétique), ces papetières n'ont déclaré pour 1993 aucun rejet dans l'air, l'eau et le sol de polluants de l'INRP.

3.1.2.1 Rive nord

La compagnie Daishowa inc. à Québec produit environ 1300 t/d de papier journal et 130 t/d de carton grossier à partir de pâte mécanique, de pâte thermomécanique, de pâte désencrée, de pâte kraft achetée et de pâte de récupération. En juin 1991, les ateliers de

fabrication de pâte au bisulfite et de lignosulfonate ont été fermés définitivement. Depuis le mois de mars 1992, la compagnie a ouvert un atelier de désencrage.

Daishowa rejette environ 110 000 m³/d d'eaux usées dans le chenal de navigation par le diffuseur de la Communauté urbaine de Québec (CUQ). Les eaux usées sont en majorité traitées physiquement dans un décanteur primaire avant leur rejet au fleuve. Les principaux polluants sont les matières en suspension et une forte DBO₅. Le panache associé au diffuseur de la CUQ peut s'étendre sur une quinzaine de kilomètres en aval et en amont du point de rejet en raison du renversement de courant sous l'effet des marées (Roche, 1983).

L'installation de la nouvelle ligne d'évaporation ainsi que la conversion de procédés ont réduit de 55 p. 100 les rejets de MES et de 64 p. 100 la DBO₅ entre 1988 et 1991 (tableau 11). La fermeture des ateliers de fabrication de pâte chimique au bisulfite et de lignosulfonate et l'ouverture d'un atelier de désencrage en mars 1992 ont permis de réduire la DBO₅ des rejets de 77 p. 100 entre 1988 et 1992. Par contre, la réduction des rejets de MES atteignait 40 p. 100 par rapport à 1988 (tableau 11).

Tableau 11
Rejets de DBO₅ et de MES par Daishowa inc. dans le réseau d'égouts de la CUQ

<i>Paramètres</i>	<i>1988*</i>	<i>1989*</i>	<i>1990*</i>	<i>1991*</i>	<i>1992*</i>	<i>1995</i>	<i>REG**</i>
Débit (m ³ /s)	136 544	141 605	137 909	126 693	107 411	107 411	s/o
MES (kg/d)	14 755	8 385	7 192	6 573	8 883	8 883	11 440
DBO ₅ (kg/d)	90 379	73 906	48 378	32 484	20 788	7 150	7 150

Source : Bouchard, 1993.

* Données de l'industrie selon le rapport annuel de conformité.

** Estimation faite à partir des exigences du *Règlement sur les fabriques de pâtes et papiers* et pour une production de 625 t/d. La limite moyenne de rejets pour les MES est de 8 kg/t et pour la DBO₅ de 5 kg/t.

La compagnie est assujettie à la réglementation fédérale-provinciale sur les fabriques de pâtes et papiers qui sera en vigueur dès 1995. La compagnie devra réduire

d'avantage ses rejets de matières en suspension (MES) et sa DBO₅ afin de respecter les normes rattachées à une production de 1430 t/d. Dans ce but, Daishowa inc. a commencé en mai 1994 la construction d'un nouveau clarificateur primaire par décantation de type CXT de la compagnie FIMCO, d'un système de traitement secondaire par boues activées avec oxygène pur de type UNOX et d'un clarificateur secondaire de type à succion de la compagnie FIMCO (Drouin, 1995). Le procédé par boues activées est un traitement biologique qui vise en premier lieu à dégrader les matières organiques contenues dans l'effluent de l'usine, mais le traitement peut également avoir pour effet de réduire la toxicité des rejets (Dumont, 1995). D'ailleurs, l'effluent final sera non toxique au sens du *Règlement sur les fabriques de pâtes et papiers* (Drouin, 1995). Les résidus produits devraient être enfouis dans un dépotoir, mais Daishowa compte financer des recherches pour transformer ces déchets en compost. Les effets escomptés de l'installation de traitement secondaire seront une réduction des rejets de DBO₅ de l'ordre de 90 p. 100 et une réduction des rejets de MES de l'ordre de 30 p. 100 (Drouin, 1995).

Les données du tableau 12 sont tirées des résultats d'un échantillonnage réalisé du 12 au 15 juin 1990 dans le cadre du Programme de caractérisation des effluents des papetières québécoises en 1990.

Tableau 12
Estimations des charges toxiques déversées par Daishowa inc.
dans le réseau d'égouts de la CUQ entre 1988 et 1995

Paramètres	Charges (kg/d)					Réduction Chimiotox 1988-1995
	Rétrospection 1988	Caractérisation 1990	Prévisions			
			1991	1992-1994	1995	
Substances inorganiques toxiques						
<i>Métaux</i>						
Aluminium	40,53	40,53	40,53	40,53	24,31	
Fer	124,20	124,20	124,20	124,20	74,52	
Manganèse	118,77	118,77	102,55	102,55	71,26	
<i>Anions et autres</i>						
Phosphore total	83,16	83,16	69,78	69,78	20,79	

Paramètres	Charges (kg/d)					Réduction Chimiotox 1988-1995
	Rétrospection	Caractérisation	Prévisions			
	1988	1990	1991	1992-1994	1995	
Substances organiques toxiques						
<i>Acides gras</i>						
Acide linoléique	78,20	78,20	76,01	76,01	11,73	
Acide oléique	74,77	74,77	70,32	70,32	11,21	
Acide stéarique	9,01	9,01	8,42	8,42	1,35	
<i>Acides résineux</i>						
Acide abiétique	114,28	114,28	109,69	109,69	68,57	
Acide déhydroabiétique	185,56	185,56	120,00	120,00	111,34	
Acide isopimarique	51,50	51,50	49,55	49,55	30,90	
Acide néoabiétique	30,16	30,16	30,06	30,06	18,09	
Acide palustrique	91,81	91,81	90,91	90,91	55,08	
Acide pimarique	11,32	11,32	10,81	10,81	6,79	
Acide sandaracopimarique	27,33	27,33	26,05	26,05	16,40	
<i>BPC</i>						
Aroclor 1242	0,025	0,025	0,025			
<i>COV non halogénés</i>						
Acétone	19,16	19,16	19,16	19,16	3,83	
<i>COV halogénés</i>						
Chloroforme	0,72	0,72	0,72	0,72	0,10	
<i>Huiles et graisses</i>						
Huiles et graisses minérales	136,56	136,56	136,56	136,56	20,48	
<i>Phénols non chlorés</i>						
Crésols (<i>o, m</i> et <i>p</i>)	0,69	0,69	0,50	0,50	0,13	
Eugénol	1,58	1,58	1,20	1,20	0,31	
Gaiacol	4,33	4,33	1,98	1,98	0,86	
Phénol	1,23	1,23	0,47	0,47	0,24	
Indice Chimiotox (U.C./d)	360 394	360 394	353 461	38 271	17 477	95 %

Source : Legault et Villeneuve, 1993.

Du point de vue de la toxicité, le principal contaminant présent dans les effluents liquides, avant la fermeture des ateliers de fabrication de pâte chimique au bisulfite et de

lignosulfonate et l'ouverture d'un atelier de désencrage, était l'Aroclor 1242, un congénère des BPC. De nouvelles analyses effectuées en 1992, après un approvisionnement plus sélectif du vieux papier et un meilleur contrôle de la qualité du procédé de désencrage, ont montré l'élimination totale des BPC, ce qui explique en grande partie la réduction de 95 p. 100 de l'indice Chimiotox entre 1991 et 1992.

Lors de la caractérisation de 1990 (effectuée avant l'arrêt complet de production de pâte au bisulfite et de lignosulfonate et le début des opérations de désencrage), la compagnie Daishowa inc. se classait au 2^e rang des 50 établissements industriels du PASL selon l'indice Chimiotox (annexe 2) et au 7^e rang selon le BEEP (annexe 3).

La compagnie **Abitibi-Price inc. (papeterie Beaupré)** est située à Beaupré, au nord de la pointe aval de l'île d'Orléans. L'usine produit environ 450 t/d de papier à usages spéciaux au moyen d'un procédé thermo-chimico-mécanique comprenant un blanchiment au peroxyde d'hydrogène. Abitibi-Price inc. déverse ses effluents dans la rivière aux Vases par un émissaire privé à un débit de l'ordre de 33 000 m³/d. Depuis octobre 1989, toutes les eaux de procédé, soit les eaux des ateliers de préparation du bois, de la pâte thermo-chimico-mécanique ou des machines à papiers, sont traitées dans un décanteur. Les eaux domestiques sont collectées et acheminées directement à la sortie du décanteur jusqu'à ce que la future station de traitement de la ville de Beaupré soit opérationnelle. Entre 1988 et 1992, les MES ont diminué de 72 p. 100, et la DBO₅, d'environ 39 p. 100 (tableau 13). La nouvelle réglementation fédérale-provinciale sur les fabriques de pâtes et papiers nécessitera une réduction de 69 p. 100 de la DBO₅ et aucune pour les MES d'ici 1995 (Bouchard, 1993).

La caractérisation PASL de l'effluent final a été réalisée entre le 23 et le 26 mai 1990, soit après l'installation d'un décanteur primaire en octobre 1989. Les analyses des charges avant la décantation de l'effluent ont servi à établir les charges de 1988 (tableau 14). Le décanteur primaire a permis de réduire du tiers la charge toxique des rejets calculée selon l'indice Chimiotox (tableau 14).

L'indice Chimiotox calculé à partir de la caractérisation de 1990 place Abitibi-Price inc. au 24^e rang des établissements industriels du PASL (annexe 2). On estime qu'en 1995, le

traitement par boues activées, prévu pour permettre la réduction des rejets au niveau des normes relatives aux rejets des fabriques de pâtes et papiers, devrait réduire l'indice Chimiotox de 65 p. 100. Selon l'indice BEEP, Abitibi-Price inc. se classe au 10^e rang des établissements industriels du PASL (annexe 3).

Tableau 13
Rejets de DBO₅ et de MES par Abitibi-Price inc. (papeterie Beupré)
dans la rivière aux Vases

Paramètres	Données de l'industrie*					1995	REG**
	1988	1989	1990	1991	1992		
Débit (m ³ /s)	34 431	32 951	36 456	35 840	33 338	33 338	s/o
MES (kg/d)	9 691	6 779	2 712	2 968	2 665	2 665	3 600
DBO ₅ (kg/d)	-	-	20 379	19 210	12 488	3 842	3 842

Source : Bouchard, 1993.

* Données tirées du rapport annuel de conformité.

** Estimation faite à partir des limites imposées par le *Règlement sur les fabriques de pâtes et papiers* et d'une production de 450 t/d. La limite moyenne de rejets pour les MES est de 8 kg/t et pour la DBO₅ de 5 kg/t et 9 kg/t (selon la charge à l'entrée du traitement secondaire qui doit avoir une efficacité d'au moins 80 p. 100).

Tableau 14
Estimations des charges toxiques déversées par Abitibi-Price inc. (papeterie Beupré)
dans la rivière aux Vases entre 1988 et 1995

Paramètres	Charges (kg/d)				Réduction Chimiotox (1988-1995)
	Rétrospection 1988	Caractérisation 1990	Prévisions		
			1991-1994	1995	
Substances inorganiques toxiques					
<i>Métaux lourds</i>					
Plomb	4,18				
Zinc	16,83	7,08	7,08	1,77	
<i>Autres métaux</i>					
Aluminium	35,93	25,93	25,93	21,56	
Fer	42,96	21,11	21,11	12,67	

<i>Paramètres</i>	<i>Charges (kg/d)</i>				<i>Réduction Chimiotox (1988-1995)</i>
	<i>Rétrospection 1988</i>	<i>Caractérisation 1990</i>	<i>Prévisions</i>		
			<i>1991-1994</i>	<i>1995</i>	
Manganèse	69,00	57,42	57,42	34,45	
<i>Anions et autres</i>					
Azote ammoniacal	4,92				
Nitrites-nitrates	0,40				
Phosphore total	29,95	19,59	19,59	4,90	
Substances organiques toxiques					
<i>Acides gras</i>					
Acide linoléique	54,73	52,93	52,93	7,94	
Acide oléique	36,55	36,55	36,55	5,48	
Acide stéarique	10,52	6,04	6,04	0,91	
<i>Acides résineux</i>					
Acide abiétique	56,36	43,89	43,89	26,34	
Acide déhydroabiétique	117,40	92,59	92,59	55,55	
Acide isopimarique	49,82	39,14	39,14	23,48	
Acide néoabiétique	14,97	7,93	7,93	4,76	
Acide palustrique	60,57	44,49	44,49	26,69	
Acide pimarique	5,31	4,38	4,38	2,63	
Acide sandaracopimarique	18,25	14,75	14,75	8,85	
<i>COV non halogénés</i>					
Toluène	0,114	0,114	0,114	0,023	
<i>Huiles et graisses</i>					
Huiles et graisses minérales	15,80				
<i>Phénols non chlorés</i>					
Crésols (<i>o, m et p</i>)	0,094	0,063	0,063	0,019	
Gaiacol	1,202	1,202	1,202	0,240	
Phénol	0,268	0,268	0,268	0,054	
Indice Chimiotox (U.C./d)	21 085	14 344	14 344	7 292	65

Source : Legault et Villeneuve, 1993.

3.1.2.2 *Rive sud*

La raffinerie de pétrole **Ultramar Canada inc.** à Saint-Romuald a une capacité nominale de 150 000 barils/d de pétrole brut. Elle produit de l'essence, du diesel, du kérosène, du mazout, du propane, du butane, de l'huile à chauffage, du bitume et du soufre. Cette compagnie possède une unité de dessalage du pétrole brut, de distillation atmosphérique, de distillation sous vide, d'isomérisation, d'hydrodésulfuration (trois unités), de craquage catalytique, de reformage catalytique, de polymérisation et de récupération de soufre. Les sources d'eaux usées proviennent du dessaleur, de l'épouseur de gaz acides, des eaux de procédé, des eaux de ballast et des eaux pluviales contaminées.

Selon l'information contenue dans l'inventaire des établissements industriels visés par Saint-Laurent Vision 2000 pour l'année 1993, les eaux huileuses de procédé s'écoulent par gravité vers un séparateur gravitaire pour l'enlèvement des matières en suspension, des huiles et des graisses. Elles sont déversées ensuite dans un séparateur à plaques ondulées (CPI) et dans une unité de flottaison à air induit pour compléter l'enlèvement des matières en suspension, des huiles et des graisses. Les eaux de procédé sont ensuite acheminées vers un étang aéré pour subir un traitement biologique et vers un bassin de décantation pour décanter les boues activées produites. Les eaux traitées sont pompées et font l'objet d'un contrôle avant leur rejet dans le fleuve. Les eaux pluviales peu contaminées et les eaux de ballast des navires subissent un traitement primaire dans un séparateur gravitaire et une unité de flottaison par air induit pour l'enlèvement des matières en suspension, des huiles et des graisses. Elles sont ensuite acheminées vers l'étang aéré comme les eaux de procédé pour un traitement biologique. La raffinerie Ultramar Canada inc. déverse ses eaux traitées dans le fleuve par un émissaire privé avec un débit global de 8830 m³/d (du 1^{er} janvier au 31 octobre 1994). D'après les rapports mensuels de la compagnie pour l'année 1994 (du 1^{er} janvier au 31 octobre 1994), les principaux rejets consistaient en 33,1 kg/d d'huiles et de graisses, 22,6 kg/d d'azote ammoniacal, 1,7 kg/d de phénols et 0,9 kg/d de sulfures. Les marées étendent le panache de l'effluent de l'usine une quinzaine de kilomètres en amont et en aval de Saint-Romuald. Finalement, les eaux domestiques sont rejetées dans le réseau d'égouts municipal de Lévis.

La caractérisation PASL des effluents a été réalisée en deux étapes, soit en septembre 1990 et en janvier 1991 pour ce qui est du raffinage des fractions légères et lourdes respectivement. Les charges colligées au tableau 15 proviennent de la moyenne des deux caractérisations. Au moment de la caractérisation PASL, l'arsenic, les huiles et les graisses contribuaient à près de 80 p. 100 de la charge toxique évaluée selon l'indice Chimiotox. L'indice Chimiotox place la société Ultramar Canada inc. au 26^e rang des établissements industriels du PASL (annexe 2). Du point de vue des effets écotoxiques potentiels, la compagnie se situe au 33^e rang du classement BEEP (annexe 3). Ultramar Canada inc. est largement conforme aux normes des deux règlements fédéral et provincial sur les effluents liquides des raffineries de pétrole. Son effluent n'est pas toxique selon la *Loi sur les pêches*, et la compagnie a instauré plusieurs mesures de prévention, notamment un plan d'urgence en cas de déversements de pétrole, le traitement des eaux de ballast des navires et une ségrégation des eaux pluviales non contaminées (Fédida, 1995).

Tableau 15
Estimation des charges déversées par Ultramar Canada inc.
dans le Saint-Laurent entre 1988 et 1995

<i>Paramètres</i>	<i>Charges (kg/d)</i>			<i>Réduction Chimiotox 1988-1995</i>
	<i>Rétrospection 1988</i>	<i>Caractérisation 1991</i>	<i>Prévisions 1992-1995</i>	
Conventionnels				
COT	383	383	383	
DBO ₅	456	456	456	
DCO mesurée	3 431	3 431	3 431	
MES	288	288	288	
Matières solides totales mesurées	34 082	34 082	34 082	
Substances inorganiques toxiques				
<i>Métaux lourds</i>				
Antimoine	1,107	1,107	1,107	
Arsenic	0,019	0,019	0,019	
Mercure	0,003	0,003	0,003	

<i>Paramètres</i>	<i>Charges (kg/d)</i>			<i>Réduction</i>
	<i>Rétrospection</i>	<i>Caractérisation</i>	<i>Prévisions</i>	<i>Chimiotox</i>
	<i>1988</i>	<i>1991</i>	<i>1992-1995</i>	<i>1988-1995</i>
Sélénium	0,126	0,126	0,126	
Zinc	0,115	0,115	0,115	
<i>Autres métaux</i>				
Fer	6,818	6,818	6,818	
Manganèse	1,850	1,850	1,850	
<i>Anions et autres</i>				
Azote ammoniacal	92,23	92,23	92,23	
Nitrites-nitrates	1,73	1,73	1,73	
Phosphore total	23,87	23,87	23,87	
Substances organiques toxiques				
<i>COV non halogénés</i>				
Éthylbenzène	0,011	0,011	0,011	
<i>COV halogénés</i>				
Tétrachloroéthylène	0,088	0,088	0,088	
<i>Huiles et graisses</i>				
Huiles et graisses totales	65,35	65,35	65,35	
<i>Phénols non chlorés</i>				
Phénols totaux	0,104	0,104	0,104	
Indice Chimiotox (U.C./d)	9 497	9 497	9 497	0

Source : Legault et Villeneuve, 1993.

Le tableau 16 indique les quantités de polluants rejetés dans l'atmosphère, l'eau et le sol par Ultramar Canada durant l'année 1993. À l'exception des rejets liquides de diéthanolamine, on remarque que les émissions atmosphériques des substances réglementées par l'INRP sont plus importantes en quantité et en nombre que dans l'eau et le sol.

Tableau 16
Rejets, par Ultramar Canada inc., de substances réglementées par l'INRP

<i>Substances réglementées par l'INRP</i>	<i>Rejets en 1993 (tonnes)</i>			
	<i>Air</i>	<i>Eau*</i>	<i>Sol</i>	<i>Total</i>
Cyclohexane	10,39	-	-	10,39
Diéthanolamine	-	23,55	-	23,55
Propylène	20,47	-	-	20,47
Xylène (mélanges d'isomères)	12,45	-	-	12,45
Benzène	13,64	-	-	13,64
Éthylène	22,52	-	-	22,52
Ammoniac	605,99	7,49	-	613,48
<i>o</i> -Xylène	7,98	-	-	7,98
Triméthyl-1,2,3 benzène	4,48	-	-	4,48
Éthylbenzène	6,34	-	-	6,34
<i>p</i> -Xylène	6,78	-	-	6,78
<i>m</i> -Xylène	17,10	-	-	17,10
Toluène	33,77	-	-	33,77

* Rejets liquides déversés dans le fleuve par un émissaire privé.

3.1.3 Tributaires

Les rivières contribuent au transport vers le fleuve de substances toxiques en provenance de l'atmosphère, de sources ponctuelles et diffuses localisées dans leur bassin de drainage. Dans le secteur d'étude Québec-Lévis, les rivières du Cap Rouge, Saint-Charles et Montmorency sur la rive nord et les rivières Chaudière, Etchemin, à la Scie et Boyer sur la rive sud ont fait l'objet de campagnes récentes d'échantillonnage de l'eau menées par Environnement Canada et le ministère de l'Environnement et de la Faune.

À ces tributaires, s'ajoutent des rivières et des ruisseaux de moindre importance qui n'ont fait l'objet d'aucun programme récent de surveillance des substances toxiques. Il y a lieu de mentionner que les rivières Chaudière et Boyer font partie des tributaires visés par Saint-Laurent Vision 2000, qui prévoit des plans de réhabilitation écologique basés sur une gestion

intégrée de leur bassin versant. En outre, des rapports portant sur la qualité de l'eau des rivières Saint-Charles, Etchemin et Boyer sont en préparation à la Direction des écosystèmes aquatiques du MEF.

Les données physico-chimiques du ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) du Québec pour les étés 1990 et 1991 ont servi à établir les débits massiques estivaux d'azote, de phosphore et de matières en suspension dans le Saint-Laurent (tableau 17). Pour évaluer la contribution des tributaires à la contamination du secteur d'étude Québec-Lévis, leur influence respective a été décrite séparément en utilisant les données disponibles pour la période de 1985 à 1992. Des données 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 du secteur à l'étude (tableaux 18 et 19).

Tableau 17
Débits massiques estivaux médians d'azote, de phosphore et de MES
de tributaires du Saint-Laurent échantillonnés en 1990 et 1991

<i>Tributaires</i>	<i>Débit massique estival médian (t/d)</i>		
	<i>Azote total</i>	<i>Phosphore total</i>	<i>MES</i>
Saint-Charles	0,17	0,06	2,81
Chaudière	1,03	0,10	17,38
Etchemin	0,43	0,06	3,88

Source : Hébert, 1993a.

3.1.3.1 *Rivière du Cap Rouge*

Le bassin de drainage de la rivière du Cap Rouge, de dimensions plutôt modestes, chevauche la région du Bouclier canadien et les basses terres du Saint-Laurent. La rivière du Cap Rouge, longue d'environ 15 km, prend sa source dans les montagnes en bordure des Laurentides, traverse des secteurs agricoles de Saint-Augustin-de-Desmaures et du quartier

Tableau 18
Estimations des apports en contaminants des tributaires de la rive nord en 1991-1992

Contaminants	Charges journalières ^a (kg/d)								
	Rivière du Cap Rouge			Rivière Saint-Charles			Rivière Montmorency		
	Été	Automne	Printemps	Été	Automne	Printemps	Été	Automne	Printemps
Substances inorganiques toxiques									
Cadmium	< 0,01	< 0,01	< 0,01	n.m.	0,01	0,01	n.m.	0,02	0,34
Cobalt	0,03	0,01	0,02	n.m.	0,06	0,18	n.m.	0,22	0,72
Chrome	0,03	< 0,01	0,02	n.m.	< 0,01	0,26	n.m.	0,02	0,63
Cuivre	0,06	0,02	0,02	n.m.	0,13	0,27	n.m.	0,30	2,23
Fer	28,02	5,71	8,04	n.m.	83,40	91,75	n.m.	55,46	248,24
Manganèse	2,88	3,32	2,41	n.m.	24,24	31,52	n.m.	11,90	41,90
Nickel	0,04	0,03	0,03	n.m.	0,18	0,16	n.m.	0,64	0,68
Plomb	0,04	0,01	0,01	n.m.	0,01	0,33	n.m.	n.d.	1,01
Zinc	0,19	0,07	0,02	n.m.	1,15	1,94	n.m.	0,60	1,94
Substances organiques toxiques									
BPC ^b	< 0,001	< 0,001	n.d.	n.m.	< 0,001	< 0,001	n.m.	< 0,001	n.d.
HAP totaux ^c	< 0,001	0,001	0,002	n.m.	0,011	0,006	n.m.	0,026	0,069
Hexachlorobenzène	< 0,001	n.d.	n.d.	n.m.	n.d.	n.d.	n.m.	n.d.	n.d.
BHC totaux ^d	< 0,001	< 0,001	< 0,001	n.m.	< 0,001	< 0,001	n.m.	< 0,001	< 0,001
Chlordane ^e	< 0,001	< 0,001	n.d.	n.m.	< 0,001	< 0,001	n.m.	< 0,001	n.d.
DDT totaux ^f	< 0,001	< 0,001	< 0,001	n.m.	0,001	< 0,001	n.m.	0,002	< 0,001
Tétrachloro-2,3,4,6 phénol	< 0,001	< 0,001	n.m.	n.m.	< 0,001	n.m.	n.m.	0,002	n.m.
Pentachlorophénol	< 0,001	< 0,001	n.m.	n.m.	0,001	n.m.	n.m.	0,010	n.m.
Atrazine	< 0,001	n.d.	n.d.	n.m.	n.d.	n.d.	n.m.	n.d.	n.d.
Diazinon	< 0,001	< 0,001	n.d.	n.m.	0,007	n.d.	n.m.	0,017	n.d.

Source : Proulx, 1993b.

^a Trois échantillons prélevés à l'été 1991, à l'automne 1991 et au printemps 1992. ^b Sommation de 13 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. - n.m. : non mesuré. n.d. : non détecté.

Laurentien à Sainte-Foy, puis franchit un secteur plus urbanisé, celui de la municipalité de Cap-Rouge, pour enfin jeter ses eaux dans le fleuve à l'entrée du secteur d'étude Québec-Lévis. À marée montante, les eaux de la rivière du Cap Rouge séjournent plus longtemps dans son estuaire à cause du refoulement produit par l'entrée d'eau douce en provenance du fleuve. Ce refoulement des eaux occasionne un ralentissement du courant et rend le secteur plus propice à la sédimentation (ARGUS, 1994).

Selon ARGUS (1994), les activités agricoles et les rejets d'eaux usées domestiques sont les principaux facteurs à l'origine de la contamination des eaux de la rivière du Cap Rouge. Les eaux de drainage des territoires agricoles acheminées directement à la rivière ont constitué, et constituent encore aujourd'hui, une source importante de polluants. Bien que la municipalité de Cap-Rouge projette de raccorder en 1995 les résidences de la rue Du Moulin au réseau d'égouts de la CUQ, les eaux usées de ce secteur sont déversées sans traitement dans l'estuaire de la rivière du Cap Rouge. Les résidences dans les secteurs agricoles de Sainte-Foy et de Saint-Augustin-de-Desmaures sont en majorité équipées de fosses septiques avec champ d'épuration et ne sont pas raccordées au réseau municipal. On estime que plusieurs de ces équipements sont inefficaces et que de surcroît, certaines résidences en sont probablement dépourvues et déversent leurs eaux usées directement dans la rivière (ARGUS, 1994). Les eaux des émissaires pluviaux de Cap-Rouge peuvent également constituer une source de contamination de la rivière lorsqu'il se produit des débordements des bassins de rétention lors de fortes précipitations. Cette rivière coule à proximité d'une décharge de déchets toxiques qui présente un risque de contamination pour la rivière (voir section 3.2.1).

Bien que l'étude de la firme ARGUS (1994) ait mis en lumière une surcharge en éléments nutritifs et en coliformes fécaux, la charge en substances toxiques de la rivière du Cap Rouge est très faible en comparaison des autres tributaires de la rive nord (tableau 15). En ce qui a trait aux métaux, les apports en fer sont très importants par rapport à son faible débit. La composition chimique des roches (schiste argileux rouge) du bassin de drainage pourrait expliquer les concentrations élevées de fer dans ce cours d'eau.

Dans le cas des substances organiques toxiques, les seuls apports significatifs sont ceux de HAP mesurés en automne et au printemps (tableau 18). Il n'y a aucune source locale reconnue de HAP dans le bassin de la rivière du Cap Rouge. Cependant, les HAP sont introduits dans l'atmosphère par des procédés industriels et chimiques, l'incinération, la combustion incomplète de matières organiques et les gaz d'échappement des automobiles. Ainsi, les apports atmosphériques dans les bassins versants pourraient constituer la principale source de contamination de la rivière du Cap Rouge par les HAP.

3.1.3.2 *Rivière Saint-Charles*

La rivière Saint-Charles prend sa source dans le lac du même nom, situé dans les hautes terres laurentiennes. Elle s'écoule dans un secteur boisé jusqu'à l'usine de filtration de Québec, puis longe la municipalité de Loretteville avant d'atteindre le quartier Duberger à Québec où elle est alimentée par les rivières Lorette et Duberger. Elle forme ensuite un long méandre dans la ville de Québec pour finalement déboucher dans le Vieux Port.

La régularisation du niveau du lac Saint-Charles par un barrage aux fins de l'approvisionnement en eau de la ville de Québec a contribué à perturber le régime hydrologique naturel de ce cours d'eau. La ville prélève en moyenne 1,7 m³/s du débit annuel moyen de 9 m³/s mesuré en amont de la prise d'eau, et en période d'étiage, 90 p. 100 du débit amont sont prélevés pour l'eau potable (Laliberté, 1990). Le faible volume d'eau de ce tributaire ne permet pas une dilution importante des contaminants déversés en période d'étiage. Ce phénomène ne peut qu'accentuer les conditions critiques observées sur les derniers 4 km de la rivière. D'un écoulement caractéristique de rivière, ce cours d'eau devient un réservoir derrière un barrage construit au niveau de son estuaire pour empêcher le refoulement des eaux du fleuve à marée haute. Le courant devient alors très faible (< 0,03 m/s), ce qui contribue à accentuer la sédimentation dans le réservoir (Laliberté, 1990).

La section inférieure de la rivière Saint-Charles a été historiquement soumise à des pressions considérables en matière de pollution en raison de la population riveraine qui compte plusieurs centaines de milliers d'habitants et des multiples activités industrielles qui ont lieu en bordure de ce cours d'eau. La principale source de pollution de la rivière Saint-Charles a été le

déversement d'eaux usées urbaines. Depuis la fin des années 1980, les émissaires des réseaux d'égouts unitaires ont été graduellement raccordés à une des deux usines régionales d'épuration de la Communauté urbaine de Québec (CUQ). Toutefois, le trop-plein des réseaux d'égouts en temps de pluie est déversé sans traitement dans la rivière Saint-Charles, faute d'ouvrages de rétention. Les apports estivaux au fleuve en azote et en phosphore de la rivière Saint-Charles étaient relativement faibles en 1990 et 1991 (tableau 17). Le débit massique estival (médian) de MES est important par rapport au faible débit de ce tributaire (voir tableau 1); une charge estivale de 2,81 t/d (tableau 17) peut représenter un tonnage annuel bien supérieur à 1000 t.

En 1991-1992, la rivière Saint-Charles transportait des charges non négligeables de métaux lourds, notamment du zinc en quantités comparables à celles transportées par la rivière Montmorency (tableau 18) dont le débit est environ trois fois plus élevé que celui de la rivière Saint-Charles (voir tableau 1). En plus des apports de HAP, qui étaient, toutes proportions gardées, comparables aux autres tributaires de la rive nord, on a mesuré en automne une charge de 7 g/d de diazinon (tableau 18), un insecticide notamment utilisé sur les plantes ornementales, les pelouses et les jardins. On a noté également la présence du DDT en automne, mais la charge était extrêmement faible (tableau 18). Le DDT, qui a été banni au Canada depuis les années 1970, est toujours présent dans l'environnement à cause de sa persistance.

3.1.3.3 *Rivière Montmorency*

La rivière Montmorency draine un vaste territoire du Bouclier canadien qui est recouvert en grande partie par la forêt laurentienne. Son cours traverse une zone faiblement urbanisée dans le secteur des chutes Montmorency avant de déboucher dans le chenal de l'Île d'Orléans. Mise à part la contribution des apports atmosphériques, en particulier en ce qui a trait au plomb au printemps (choc printannier), les apports en métaux lourds de cette rivière représentent assez fidèlement la composition des eaux naturelles du bassin de drainage.

En plus du diazinon et du DDT (tableau 18), on a mesuré au cours de l'automne 1991 des quantités appréciables de pentachlorophénol et de tétrachloro-2,3,4,6 phénol, des composés utilisés habituellement comme agents de préservation du bois.

3.1.3.4 *Rivière Chaudière*

Le bassin de la rivière Chaudière chevauche deux régions naturelles distinctes, soit les basses terres du Saint-Laurent et les Appalaches. La rivière Chaudière prend sa source dans le lac Mégantic à l'extrémité sud du bassin et coule en direction nord pour aller se jeter dans le Saint-Laurent à l'entrée du secteur d'étude Québec-Lévis. Ses quatre principaux tributaires sont, de l'amont vers l'aval, les rivières du Loup, Famine, Saint-Victor et Beaurivage, qui drainent ensemble environ 46 p. 100 de la superficie totale du bassin versant (Simoneau, 1991). Parcourant près de 210 km entre le lac Mégantic et le Saint-Laurent, la rivière Chaudière coule d'abord dans une zone fortement boisée. Elle franchit ensuite un secteur plus urbanisé et plus industrialisé dans la région de Saint-Georges, puis l'agriculture s'intensifie graduellement vers la région de Québec. D'excellente qualité à sa source (le lac Mégantic), la qualité de l'eau est dégradée sur tout le reste de son cours en relation directe avec l'utilisation du territoire (MENVIQ, 1985; Simoneau, 1991; Arbour, 1994).

Les efforts d'assainissement urbain et industriel déployés de 1978 à 1989 ont permis d'améliorer la qualité de l'eau de la rivière Chaudière. Ainsi, la mise en exploitation de plusieurs stations d'épuration des eaux usées municipales et le traitement des eaux résiduaires industrielles ont permis de régler les problèmes locaux de dégradation de la rivière Chaudière et de ses principaux tributaires en arrêtant les rejets de débris flottants et en réduisant les charges de coliformes fécaux, de matières organiques et de substances fertilisantes (Simoneau, 1991). Toutefois, la pollution d'origine agricole demeure encore un problème dans les moyenne et basse Chaudière.

À 10 km de l'embouchure de la rivière Chaudière, un établissement industriel ciblé par le plan d'action Saint-Laurent Vision 2000, la compagnie Désencrage Cascades inc. de Sainte-Hélène-de Breakyville (Lavallée, 1993), produit 115 t/d de pâte désencrée à partir de divers types de papiers de rebut. L'usine possède depuis l'été 1994 un clarificateur à air dissous Krofta, un réacteur à boues activées et finalement un clarificateur à air dissous Posséidon (Cloutier, 1995). En 1993, le débit de l'effluent final déversé dans la rivière Chaudière était d'environ 900 m³/d (MEF, 1994). Les rapports mensuels de la compagnie soumis au MEF à la

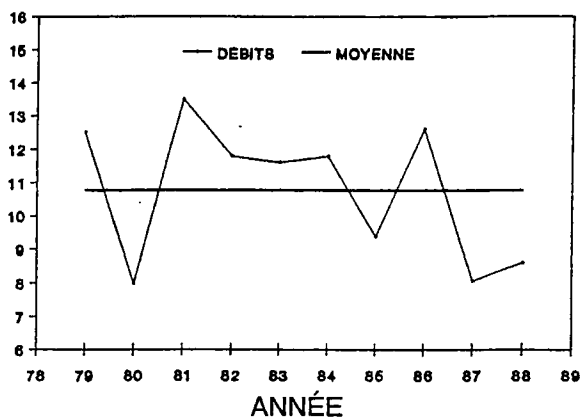
suite de la modification du système de traitement en 1994 montrent de faibles dépassements occasionnels des objectifs de rejets dans le cas des MES, de la DBO₅ et de la toxicité globale de l'effluent (Cloutier, 1995).

La figure 10 illustre l'évolution des apports massiques annuels d'azote et de phosphore pour différents tronçons de la rivière Chaudière. Les apports mesurés à Charny, ville située près de l'embouchure de la rivière, proviennent de deux stations distinctes : la station C33 située à la prise d'eau de Charny et la station C12 localisée plus en aval au pont de l'autoroute 20. Les stations affichent des différences significatives dans les concentrations d'azote et de phosphore qui sont attribuées à des rejets de sources situées entre les deux stations (Simoneau, 1991). Entre 1984 et 1988, les charges en phosphore mesurées à la station C33 montraient une tendance à la baisse qui allait au-delà du type de variations de débits observées. Cette décroissance des charges est associée à la diminution observée dans les concentrations médianes mensuelles de phosphore (Simoneau, 1991).

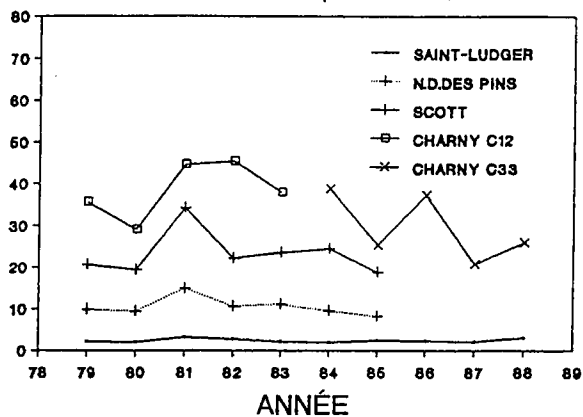
Les apports moyens d'azote et de phosphore, mesurés à l'embouchure de la rivière Chaudière, se chiffraient respectivement à environ 3850 et 390 t/an (Simoneau, 1991). Hébert (1993a) a estimé pour la période estivale, saison où les usines d'épuration font subir une déphosphatation aux eaux usées, un débit massique médian de 100 kg/d de phosphore en 1990 et 1991 (tableau 17).

En ce qui a trait aux apports de métaux lourds et de substances organiques toxiques (tableau 19), les charges en métaux lourds transportées par la rivière Chaudière en 1991-1992 sont comparables aux apports de la rivière Montmorency, même si le débit de cette dernière est quatre fois plus faible que celui de la rivière Chaudière (voir tableau 1). Une exception cependant, l'atrazine a été détecté en faibles quantités dans l'eau prélevée dans la rivière Chaudière durant l'été 1991 et au printemps 1992, alors que ce pesticide n'a pas été détecté dans la rivière Montmorency. L'atrazine est notamment utilisé comme herbicide pour les cultures de maïs. La charge en DDT de la rivière Chaudière était particulièrement importante au cours de l'été 1991 (tableau 19).

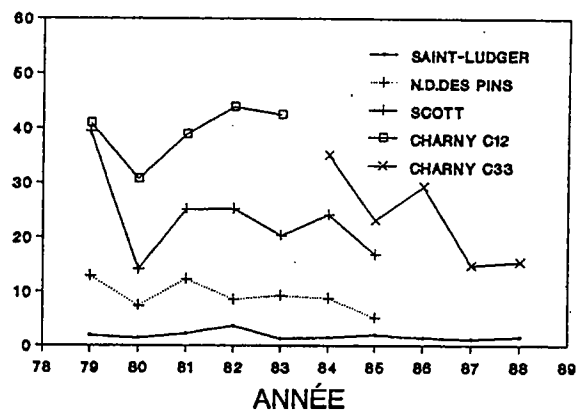
DÉBITS MOYENS ANNUELS À SAINT-LAMBERT
(m³/s × 10)



APPORTS ANNUELS D'AZOTE
(tonnes métriques × 100)



APPORTS ANNUELS DE PHOSPHORE
(tonnes métriques × 10)



Source : Reproduit de Simoneau, 1991.

Figure 10 Évolution des débits moyens annuels et des apports annuels en azote et en phosphore de la rivière Chaudière

Etchemin. Exception faite des apports en éléments nutritifs (phosphore, azote) d'origine agricole, les sources de contamination sont peu nombreuses dans le bassin versant. Cette situation se reflète dans les apports en substances toxiques de la rivière à la Scie qui sont extrêmement faibles (tableau 19).

3.1.3.7 *Rivière Boyer*

La rivière Boyer, longue de 32 km, prend sa source au pied des Appalaches, près des municipalités de Saint-Anselme et de Honfleur, puis coule dans les basses terres du Saint-Laurent et se déverse finalement dans le Saint-Laurent près du village de Saint-Vallier, soit à environ 35 km à l'est de Québec (figure 2). À cet endroit, le fleuve subit des marées d'eaux douces qui pénètrent dans la rivière sur environ 2 km (Comité technique de la restauration de la rivière Boyer, 1995).

La rivière Boyer est alimentée par deux tributaires principaux, les rivières Boyer Nord et Boyer Sud, et par une vingtaine de ruisseaux, dont certains ont un écoulement intermittent (Robitaille et Vigneault, 1990). La rivière draine un bassin versant de 217 km² (Carignan, 1992), et son débit annuel moyen est de 4,2 m³/s avec des débits de crue (un an sur deux) de 45 m³/s et d'étiage de 0,2 m³/s (Hamel, 1994). Les matériaux de surface dans le bassin versant sont constitués de dépôts glaciaires et fluviaux et des argiles de la mer de Champlain; le lit de la rivière est instable et les berges sont exposées aux glissements (Robitaille et Vigneault, 1990; Comité technique de la restauration de la rivière Boyer, 1995).

Les pratiques agricoles dans le bassin versant ont été beaucoup plus néfastes pour la qualité des eaux de la rivière Boyer que les effluents municipaux et industriels (Robitaille et Vigneault, 1990; Comité technique de la restauration de la rivière Boyer, 1995). Le bassin touche neuf municipalités, mais draine principalement Saint-Charles, Saint-Charles-Boromé et Honfleur. Seule la municipalité de Saint-Charles est dotée d'un réseau d'égouts et d'une station d'épuration des eaux qui a été mise en service en 1987. L'activité industrielle est modérée et comprend notamment un abattoir et une usine de meubles à Saint-Charles. Les eaux usées de l'abattoir sont traitées avec celles de la municipalité. La principale atteinte à la qualité des eaux

provient donc de l'agriculture qui occupe environ 60 p. 100 de la superficie du bassin (Carignan, 1992; Comité technique de la restauration de la rivière Boyer, 1995).

Les fonds de gravier des deux derniers kilomètres avant l'embouchure de la rivière Boyer servaient de principale frayère à l'Éperlan arc-en-ciel dont l'abondance est en déclin dans le moyen estuaire du Saint-Laurent depuis les années 1960 (Robitaille et Vigneault, 1990). La détérioration de la frayère constatée dans les années 1970 et 1980 a finalement entraîné l'abandon de cette frayère par l'éperlan; cette désertion a été observée simultanément à la chute importante dans l'abondance des captures sportives et commerciales (Comité technique de la restauration de la rivière Boyer, 1995). On peut considérer l'éperlan comme un indicateur de la qualité de l'eau de la rivière Boyer, et la dégradation de la frayère comme le résultat de la pollution associée à l'activité humaine dans le bassin versant (Comité technique de la restauration de la rivière Boyer, 1995).

Un comité multipartite de restauration de la rivière Boyer a été officiellement mis sur pied en 1992 après des échanges entre plusieurs intervenants provinciaux (MAPAQ, MEF, MRC de Bellechasse, UPA et Association Belle Chasse et Pêche) (Trencia *et al.*, 1994). La restauration de l'aire de fraie de l'Éperlan arc-en-ciel dans la rivière Boyer a été inscrite en 1993 parmi les objectifs du volet Biodiversité de Saint-Laurent Vision 2000. Par la suite, le Comité technique de la restauration de la rivière Boyer (1995) a consacré ses efforts à documenter la situation dans le bassin versant par une synthèse de l'information disponible auprès des différents paliers de gouvernement. Les premiers constats de cette étude sont les suivants : a) la rivière Boyer n'est plus utilisée à des fins de reproduction par l'éperlan depuis le début des années 1980; b) les substances problématiques trouvées dans la rivière sont surtout les différentes formes de phosphore (le phosphore dissous représente plus de 80 p. 100 du phosphore total), les coliformes et streptocoques fécaux; et c) les principales sources de contamination des eaux de surface proviennent des activités agricoles dans le bassin. Bien que certaines interventions en milieu agricole aient été initiées afin de réduire les charges en polluants déversées dans les cours d'eau, le Comité n'a noté aucune amélioration sensible de la qualité de l'eau dans le bassin. Les prochaines étapes consisteront à faire l'analyse en

profondeur des données recueillies, à établir la problématique et à élaborer un plan de restauration pour améliorer la qualité de l'eau et favoriser la récupération de la frayère (Comité technique de la restauration de la rivière Boyer, 1995).

3.1.3.8 Contamination du lit des rivières

En plus des contaminants qui sont introduits directement dans le milieu aquatique par les activités industrielles, urbaines et agricoles de même que par la pollution atmosphérique, les sédiments contaminés formant le lit de certains secteurs des tributaires représentent une source potentielle de contamination de l'eau. Le lit de la rivière Saint-Charles à son embouchure et celui de la rivière Chaudière, en aval de Saint-Georges, affichent un niveau de contamination dépassant les critères de qualité des sédiments au-delà desquels on appréhende des effets nuisibles sur les organismes benthiques (tableau 20). Les sédiments contaminés de ces cours d'eau peuvent être périodiquement remis en suspension lors des crues printanières et de fortes pluies pour être ensuite transportés vers l'aval et finalement parvenir au fleuve.

3.1.4 Apports fluviaux

Dans le présent contexte, la mention «apports fluviaux» fait référence aux apports en substances toxiques de la partie du fleuve située en amont du secteur d'étude Québec-Lévis. Leur incidence sur la qualité de l'eau et des sédiments du secteur est donc directe. Les charges en contaminants transportées par le fleuve à l'entrée du secteur d'étude n'ont pas été quantifiées à cet endroit, mais des estimations des charges en plusieurs contaminants inorganiques et organiques ont été établies à la hauteur du cap Diamant pour différentes saisons (été 1991, automne 1991 et printemps 1992) par la section Contamination du milieu aquatique du Centre Saint-Laurent (Proulx, 1993a, 1993b). Par ailleurs, les débits massiques estivaux des paramètres conventionnels (azote total, phosphore total et MES) ont été calculés à la hauteur de Neuville et de l'île d'Orléans par le ministère de l'Environnement et de la Faune (Hébert 1993a et 1993b).

La figure 11 présente l'évolution amont-aval des débits massiques estivaux médians dans le fleuve entre Valleyfield et l'île d'Orléans durant les étés 1990 et 1991 (avant la mise en service des usines d'épuration régionales de la CUM et de la CUQ). Le débit massique estival

d'azote, essentiellement sous la forme de nitrites-nitrates et d'azote organique, augmente régulièrement jusqu'à Trois-Rivières pour se stabiliser aux environs de 280 t/d dans le secteur d'étude Québec-Lévis.

Le débit massique estival (médian) de phosphore atteint environ 37 t/d à Neuville, localité située à une vingtaine de kilomètres en amont du secteur d'étude, et augmente à un peu plus de 38 t/d dans le chenal de l'Île d'Orléans (figure 11). La faible hausse observée entre Neuville et le chenal de l'Île d'Orléans pourrait être attribuée aux apports provenant des effluents urbains non traités de la CUQ au moment de l'étude.

Le débit massique estival de matières en suspension atteint 10 840 t/d à la hauteur de l'île d'Orléans (figure 11). Sur une base annuelle, les débits massiques d'azote, de phosphore et de matières en suspension seraient respectivement de l'ordre de 100 000, 13 800 et 4 000 000 tonnes à la hauteur de Québec. Les débits massiques annuels réels pourraient être environ de une à deux fois plus élevés, parce que la fréquence d'échantillonnage et la méthode de calcul ne permettent d'obtenir que des estimations grossières (Hébert, 1993a).

Les charges en contaminants organiques et inorganiques ont été calculées à partir des données de qualité de l'eau et de débit à deux stations (station nord à 71° 12' 01" de longitude et à 46° 48' 24" de latitude; station sud à 71° 11' 35" de longitude et à 46° 48' 20" de latitude) installées le long d'un transect situé à la hauteur du cap Diamant. À cet endroit, le fleuve véhicule les eaux contaminées en provenance des Grands Lacs, de la rivière des Outaouais et des autres tributaires ainsi que des municipalités et des industries implantées en amont, notamment dans la région de Montréal. La charge journalière de chaque contaminant ou de chaque classe de contaminants a été calculée en effectuant la moyenne pondérée 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 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).

Tableau 20
Teneurs en contaminants des sédiments prélevés dans les principaux tributaires du Saint-Laurent
dans le secteur d'étude Québec-Lévis

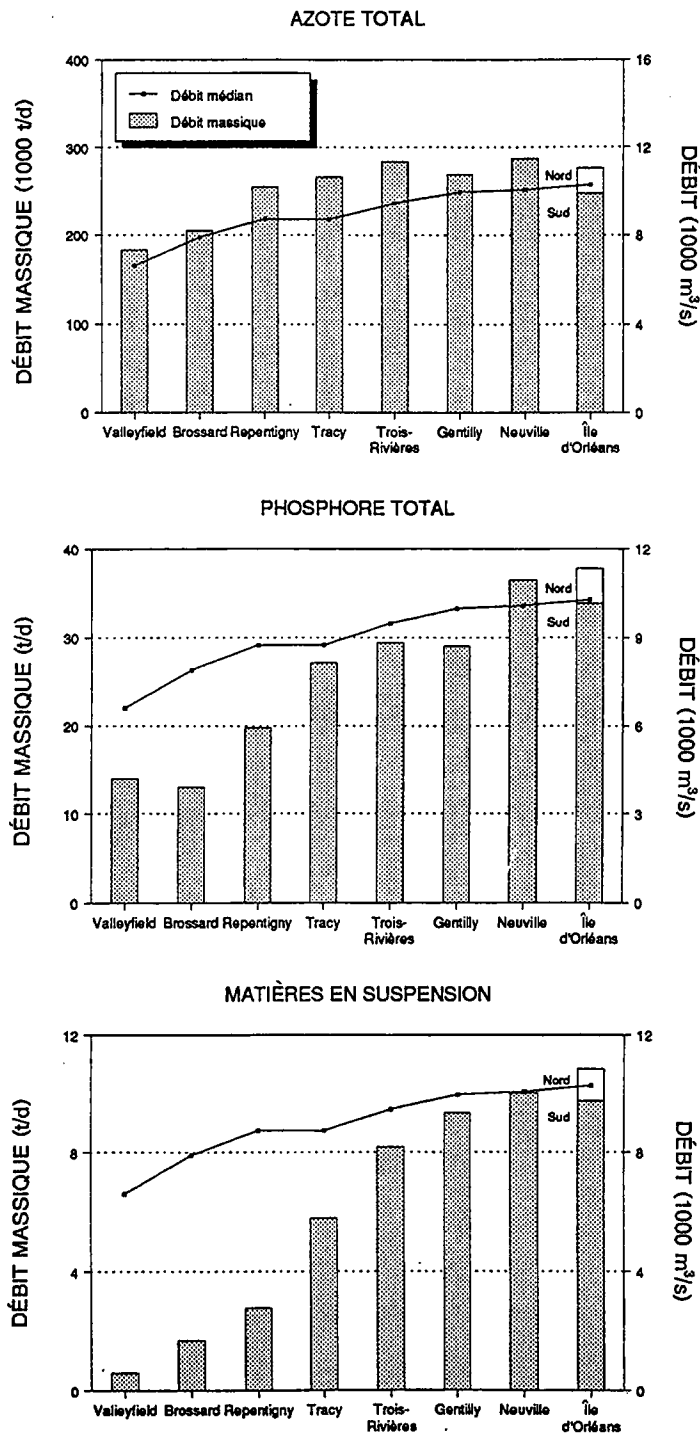
<i>Contaminants</i>	<i>Tributaires</i>						<i>Critères de qualité</i>		
	<i>R. Chaudière</i>				<i>R. Etchemin</i>	<i>R. Saint-Charles</i>	<i>SSE</i>	<i>SEM</i>	<i>SEN</i>
	<i>Lac Mégantic</i>	<i>Saint-Georges (amont)</i>	<i>Saint-Georges (aval)</i>	<i>Sainte-Marie (aval)</i>	<i>Saint-Henri (aval)</i>	<i>Embouchure</i>			
Substances inorganiques toxiques									
<i>Métaux (mg/kg)</i>									
Mercure	0,03	0,04	0,08	0,03	0,03	0,34	0,05	0,2	1
Cuivre	6	14	26	11	13	55	28	28	86
Zinc	50	61	96	50	56	264	100	150	540
Nickel	35	34	41	11	16	22	35	35	61
Cadmium	< 0,5	< 0,5	2,5	< 0,5	< 0,5	4	0,2	0,9	3
Chrome	27	27	35	16	16	47	55	55	100
Plomb	< 1	1,5	7,0	< 1	1	94	23	42	170
Arsenic	4,90	4,72	10,5	2,33	2,72	3,12	3	7	17
Sélénium	0,06	0,06	0,17	0,04	0,05	0,22	-	-	-
Fer	14 100	20 000	30 000	20 000	17 100	23 000	-	-	-
Substances organiques toxiques									
<i>Pesticides organochlorés* (µg/kg)</i>									
<i>p,p'</i> -DDE	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	3	2	7	50
<i>p,p'</i> -TDE	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	5	-	-	-
<i>p,p'</i> -DDT	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2	-	-	-
DTT total	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	10	6	9	50
<i>HAP (µg/kg)</i>									
Acénaphthylène	< 150	< 150	< 150	< 150	< 150	515	10	-	-
Fluorène	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	91	10	-	-

Phénanthrène	< 20	43	< 20	< 20	< 20	742	30	400	800
Anthracène	< 10	9	< 10	< 10	< 10	108	20	-	-
Fluoranthène	< 20	69	68	< 20	< 20	1520	20	600	2000
Pyrène	< 20	72	< 20	< 20	< 20	1429	20	700	1000
Benzo(a)anthracène et chrysène	< 20	36	< 20	< 20	< 20	847	-	-	-
Benzo(j)fluoranthène	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	482	-	-	-
Benzo(b)fluoranthène	< 20	22	< 20	< 20	< 20	606	-	-	-
Benzo(k)fluoranthène et benzo(e)pyrène	514	32	74	< 20	< 20	955	-	-	-
Benzo(a)pyrène	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	345	10	500	700
Indéno(1,2,3 cd)pyrène	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	324	70	-	-
Benzo(g,h,i)pérylène	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	569	100	-	-
Dibenzo(a,l)pyrène	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	73	-	-	-
HAP totaux	514	283	142	-	-	8616	-	-	-

Source : Adapté de Laliberté, 1990.

Légende. - SSE : seuil sans effet. SEM : seuil d'effets mineurs (premiers effets nuisibles de la contamination sur certains organismes benthiques). SEN : seuil d'effets néfastes (effets toxiques significatifs sur la majorité des organismes benthiques).

* Plusieurs autres pesticides (HCB, heptachlore, aldrine, mirex, méthoxychlore, α -BHC, β -BHC, lindane, époxyde d'heptachlore) ont été analysés. Seuls les résultats supérieurs à la limite de détection apparaissent dans le tableau.



Source : Reproduit de Hébert, 1993a.

Figure 11 Évolution spatiale du débit médian et des débits massiques d'azote, de phosphore et de matières en suspension dans le Saint-Laurent pendant les étés 1990 et 1991

Il faut soustraire des charges mesurées à la hauteur du cap Diamant les apports toxiques en provenance de sources locales (tributaires, municipalités et industries) situées entre l'entrée du secteur d'étude Québec-Lévis et les deux stations d'échantillonnage. La même méthode de calcul que celle utilisée par Proulx (1993a) pour évaluer les charges annuelles moyennes dans le fleuve a servi pour les données recueillies à l'embouchure des quatre tributaires du Saint-Laurent situés entre l'entrée du secteur d'étude et le cap Diamant. Il s'agit des rivières Chaudière, Etchemin, du Cap Rouge et à la Scie. Les apports fluviaux en contaminants à l'entrée du secteur d'étude Québec-Lévis sont très élevés en comparaison des charges transportées par les quatre tributaires (tableau 21).

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 (Quémérais *et al.*, 1994a). L'apport fluvial annuel moyen de BPC passe donc à 340 kg/an. Les résultats montrent que dans le cas des BPC, la situation semble s'être améliorée depuis la fin des années 1980. Bien que ces composés soient très persistants dans l'environnement, on a observé une légère diminution de leur concentration dans l'eau du Saint-Laurent depuis que leur utilisation a été réduite en 1980 (Quémérais *et al.*, 1994b). En effet, la charge annuelle estimée à 340 kg/an en face de Québec au début des années 1990 est moins élevée que les valeurs de 850 kg/an obtenues en 1986-1987 (Comba *et al.*, 1989a; Comba *et al.*, 1989b, dans Quémérais *et al.*, 1994b). L'utilisation des BPC est présentement limitée aux transformateurs électriques.

La charge annuelle moyenne en hexachlorobenzène (HCB) estimée à 11 kg/an en 1991-1992 (tableau 21) est moins importante que celles de 18 kg/an et 16 kg/an rapportées en 1986 et 1987 respectivement (Comba *et al.*, 1989a; Comba *et al.*, 1989b, dans Quémérais *et al.*, 1994b). Quémérais *et al.* (1994b) indiquent cependant que les concentrations de HCB mesurées à Québec sont très près de la limite de détection (0,007 ng/L), ce qui entraîne une erreur de mesure relativement élevée qui pourrait expliquer cette diminution. Dans le cas de la charge en BHC estimée à 18 kg/an (tableau 21), cette valeur est beaucoup plus faible que celles obtenues par Comba *et al.* (1989a, 1989b) qui se chiffraient à 1660 kg/an en 1986 et à 788 kg/an en 1987. Comme le flux annuel de BHC a diminué de moitié entre 1986 et 1987, Quémérais *et al.*

(1994b) pensent qu'il est possible que les charges aient diminué de façon significative entre 1987 et 1991 parce que les BHC ne sont plus utilisés comme pesticides.

Tableau 21
Estimations des apports annuels moyens en contaminants du Saint-Laurent
à l'entrée du secteur d'étude Québec-Lévis

<i>Contaminants</i>	<i>Charges annuelles moyennes (kg/an)</i>		
	<i>Fleuve au cap Diamant</i>	<i>4 tributaires de la ZIP 14^a</i>	<i>Fleuve à l'entrée de la ZIP 14</i>
Substances inorganiques toxiques			
Cadmium	10 678	25	10 653
Cobalt	114 769	225	114 544
Chrome	672 891	209	672 682
Cuivre	674 496	364	674 132
Fer	150 995 161	42 341	150 952 820
Manganèse	4 645 775	24 896	4 620 879
Nickel	563 315	543	562 772
Plomb	159 695	99	159 596
Zinc	1 028 990	472	1 028 518
Substances organiques toxiques			
BPC ^b	85	n.s.	85
HAP totaux ^c	8 677	20	8 657
Hexachlorobenzène	11	n.s.	11
BHC totaux ^d	18	n.s.	18
Chlordane ^e	97	< 1	97
DDT totaux ^f	284	2	282
Tétrachloro-2,3,4,6 phénol	72	n.s.	72
Pentachlorophénol	291	< 1	291
Atrazine	2 654	< 1	2 654
Diazinon	1 799	5	1 794

Sources : Adapté de Proulx, 1993a, 1993b.

Légende. - n.s. : non significatif.

^a Rivières Chaudière, Etchemin, du Cap Rouge et à la Scie. ^b Sommation de 13 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.

Dans le cas du chlordane, la charge est demeurée constante depuis 1986, avec une valeur d'environ 100 kg/an (tableau 21). Bien que l'utilisation de ce pesticide soit en principe restreinte, des épandages illégaux peuvent avoir eu lieu dans le bassin de drainage du fleuve, ce qui expliquerait, selon Quémerais *et al.* (1994b), le peu de variations dans les charges de chlordane observées depuis 1986.

3.2 Les sources diffuses

Les sources diffuses de polluants proviennent principalement des eaux de lixiviation des sites de déchets dangereux et des eaux de ruissellement qui transportent des contaminants des zones agricoles vers les cours d'eau. Les apports atmosphériques représentent une source potentielle de contamination des eaux de surface. L'information sur les charges en contaminants transférées par l'atmosphère aux eaux de surface n'étant pas disponible au Québec, la contribution relative de la pollution atmosphérique à la pollution du Saint-Laurent est difficilement quantifiable. On assume donc que, sauf dans le cas des polluants atmosphériques qui retombent directement dans le fleuve, les apports atmosphériques sont intégrés à la charge des tributaires et à celle des égouts municipaux.

3.2.1 Sites de déchets dangereux

Il existe plusieurs sites de déchets dangereux dans le secteur de Québec-Lévis. Ces lieux d'élimination de déchets domestiques et industriels présentent pour la plupart un risque de contamination locale pour les eaux souterraines, et certains menacent directement la qualité de l'eau du fleuve. Les inventaires officiels des gouvernements provincial et fédéral ont dénombré neuf sites de déchets dangereux situés dans les municipalités riveraines du territoire à l'étude (voir le rapport sur les aspects socio-économiques de Jourdain et Bibeault, 1995). Cinq de ces sites, localisés près des rives du Saint-Laurent ou de ses tributaires, présentent un risque de contamination sectorielle du fleuve. En plus de ces cinq sites, il en existe un sixième (décrit dans la section suivante), situé à 120 km du fleuve, à Saint-Gédéon, qui présente un risque de contamination de la rivière Chaudière.

3.2.2.1 *Inventaire provincial des sites de déchets dangereux*

Les informations qui suivent proviennent d'un inventaire du ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) réalisé par le Groupe d'étude et de restauration des lieux d'élimination des déchets dangereux (GERLED, 1991a et 1991b). Les sites de déchets dangereux de propriété fédérale ne font généralement pas partie de l'inventaire du MEF, sauf un site en copropriété (Ville de Cap-Rouge et Canadien National) qui se retrouve dans les deux inventaires. Les lieux identifiés dans l'inventaire provincial ont été classés dans l'une ou l'autre des catégories suivantes :

- Catégorie I : Lieux présentant actuellement un potentiel de risque pour la santé publique et(ou) un potentiel de risque élevé pour l'environnement.
- Catégorie II : Lieux présentant actuellement un potentiel de risque moyen pour l'environnement et(ou) un faible potentiel de risque pour la santé publique.
- Catégorie III : Lieux présentant actuellement un faible potentiel de risque pour l'environnement mais aucun risque pour la santé publique.
- Catégorie IIIR : Lieu restauré dont une partie ou la totalité des déchets, résidus, sols ou matières dangereuses demeurent sur place et font l'objet d'un suivi. Ce lieu présente un faible potentiel de risques pour l'environnement mais aucun risque pour la santé publique.

Les deux sites retenus comme présentant un faible potentiel de risque pour la contamination du fleuve sur la rive nord sont : le **dépôt de cendres de l'incinérateur de Québec à Beauport** et le **terrain de l'usine Anacolor à Cap-Rouge**.

Le **dépôt de cendres de l'incinérateur de Québec** est situé sur les battures de Beauport à l'extrémité sud de la rue d'Estimauville. Ce dépotoir utilisé de 1971 à 1975 est aujourd'hui partiellement recouvert par l'autoroute Dufferin-Montmorency. À la suite d'une autorisation du Conseil des ports nationaux, propriétaire du terrain, la Ville de Québec y a déposé de la pierre, de la brique, du béton, de la terre et du gravier. Outre ces déchets de construction, la Ville de Québec y a éliminé des ordures ménagères de même que des cendres

provenant de son incinérateur. Des produits chimiques et pétroliers, en quantité indéterminée, auraient également été ensevelis dans ce dépotoir.

Une partie du dépotoir baigne dans le fleuve, et l'écoulement se fait dans cette direction. Il n'y a aucun puits privé d'eau potable dans un rayon de plusieurs kilomètres, et les prises d'eau de Beauport sont situées sur des rivières à plus de 6 km des lieux. Les sources d'approvisionnement en eau potable ne sont donc pas menacées, et ce lieu ne représente aucun risque pour la santé publique. Les cendres d'incinérateur, de même que les produits chimiques et pétroliers ensevelis dans ce dépotoir laissent toutefois craindre une contamination sectorielle du Saint-Laurent. Compte tenu de ces motifs, ce lieu est classé dans la catégorie III.

Le terrain de l'usine Anacolor (anciennement Bes Metal) est situé à l'arrière de l'usine Anacolor, près de la rivière du Cap Rouge, sur un lot de la paroisse de Saint-Félix-de-Cap-Rouge et sous le viaduc ferroviaire du Canadien National. L'usine Anacolor a déjà fait du placage ainsi que de l'anodisation. Des boues de placage et d'anodisation ont été déversées sur les terrains adjacents. Ces boues sont susceptibles de contenir des cyanures et des chromates. La cour arrière de l'usine donne directement sur la rivière du Cap Rouge qui débouche dans le fleuve, à quelques centaines de mètres des lieux. Il y a plusieurs dizaines d'habitations dans un rayon de 1 km, mais aucun puits privé d'eau potable. La prise d'eau municipale de Sainte-Foy, qui alimente également Cap-Rouge en eau potable, est située dans le fleuve à 1 km en amont du site.

Les déchets éliminés sur ce site ne menacent aucunement la santé publique. Ces résidus présentent toutefois un risque potentiel de contamination de la rivière du Cap Rouge qui coule à proximité des lieux. Le terrain d'Anacolor est conséquemment classé dans la catégorie III.

Sur la rive sud, trois sites de déchets dangereux situés à une bonne distance du fleuve présentent un risque de contamination des rivières Chaudière et Etchemin. Il s'agit de **l'ancien dépotoir municipal de Saint-Gédéon, du terrain de la compagnie Ultramar à Saint-Romuald et du lieu d'élimination des cendres de l'incinérateur de la Régie intermunicipale de gestion des déchets de la rive sud de Québec à Lévis.**

Utilisé de 1964 à 1980 avant d'être désaffecté, l'**ancien dépotoir municipal de Saint-Gédéon** est localisé à environ 1 km de la rivière Chaudière dont le point de confluence avec le Saint-Laurent est distant de plus de 120 km du site. Au cours de ses 16 années d'utilisation, le dépotoir a reçu les déchets domestiques de la municipalité de Saint-Gédéon (dont une partie était brûlée sur place) ainsi que des déchets industriels en provenance d'une entreprise locale. Au total, quelques dizaines de milliers de gallons de boues de peinture et de solvants auraient été déposés dans ce lieu. L'écoulement de l'eau souterraine à partir du dépotoir s'effectue de façon semi-radiale en direction de la rivière Chaudière.

Des analyses d'échantillons d'eau prélevés entre 1983 et 1987 et provenant de deux puits municipaux et de puits privés situés à proximité du dépotoir ont révélé la présence sporadique, à l'état de traces, de composés organiques dans certains puits qui ont été condamnés par la suite. La présence sporadique de contaminants organiques dans ces puits a été attribuée à l'hétérogénéité des fractures observées dans le schiste et le grès. De ce fait, la présence de fractures préférentielles est susceptible d'accélérer le mouvement des contaminants en direction de tout point d'appel d'eau souterraine. Aucune contamination notable n'a été observée lors d'un suivi de la qualité de l'eau potable puisée de 1988 à 1990 dans neuf puits d'observation (après la fermeture des puits municipaux).

Compte tenu de la contamination de la nappe phréatique et de la proximité de la rivière Chaudière qui sert à des fins d'alimentation en eau potable, l'ancien dépotoir municipal de Saint-Gédéon est classé dans la catégorie I. À la suite du refus de la municipalité de village de Saint-Gédéon et de la compagnie Le Groupe Canam-Manac inc. de réaliser les travaux de restauration du site, le MEF a réalisé ces travaux dans le cadre du programme fédéral-provincial d'assainissement des lieux contaminés orphelins. Ainsi, les déchets ont été enlevés temporairement, une membrane imperméable a été installée sur le site, puis les déchets ont été remis dans cette cellule sécuritaire. La facture, au montant de 1 598 405,16 \$, a été expédiée le 30 mars 1994 à la municipalité de Saint-Gédéon et au Groupe Canam-Manac inc. qui ont refusé jusqu'à maintenant de l'acquitter.

La construction d'un bassin de traitement sur le **terrain de la compagnie Ultramar** à Saint-Romuald a été autorisée en 1982. Ce bassin, qui est délimité par un merlon de protection, est localisé au sud-ouest des installations d'Ultramar à 1,5 km du fleuve. Le bassin, d'un volume d'environ 7000 m³, recevait les boues résiduaires des fonds de réservoirs de stockage de produits bruts ou raffinés et celles provenant du traitement des effluents des procédés de transformation et de l'entretien des équipements. Ces déchets sont constitués essentiellement d'huile, d'eau et de matières en suspension et représentent un volume de 400 à 450 m³ de boues déversées annuellement. Durant les étés de 1988 à 1990, les boues d'hydrocarbures de la raffinerie d'Ultramar ont fait l'objet d'un nettoyage partiel et d'une récupération des phases légères en surface du bassin par un procédé de centrifugation de Sani-mobile, et depuis 1994, la compagnie évalue différentes technologies de récupération des phases lourdes en vue d'une vidange complète du bassin (Pelletier, 1995). Depuis 1990, les boues d'hydrocarbures ne sont plus déposées dans le bassin de traitement car elles sont traitées au moyen d'un procédé qui a fait l'objet de certificats d'autorisation du MEF, et les boues sont ensuite éliminées dans des centres autorisés (Boucher, 1995).

L'écoulement de la nappe phréatique se fait en direction de la rivière Etchemin. Des puits de surveillance disposés en faisceau, en aval du site, sont échantillonnés depuis 1982 par Ultramar, et aucune contamination significative n'a été révélée. Ce lieu d'entreposage fait donc l'objet d'un suivi adéquat, et il n'y a pas d'impacts négatifs sur la santé publique ou l'environnement. Cependant, tant que toutes les substances toxiques retenues dans le bassin n'auront pas été transportées ailleurs, il constitue un danger potentiel. Pour cette raison, le site est classé dans la catégorie III.

Le lieu d'élimination des cendres de l'incinérateur de la Régie intermunicipale de gestion des déchets de la rive sud de Québec est situé à Lévis, derrière l'incinérateur, à 3 km à l'est de Saint-Romuald-d'Etchemin et à 1 km au nord de la rivière Etchemin. Des cendres et autres résidus d'incinération y sont éliminés depuis l'émission d'une autorisation du gouvernement du Québec en 1976, soit deux ans avant l'entrée en vigueur du règlement relatif à la gestion des déchets solides. Le lieu d'élimination des cendres d'incinérateur reçoit les

condres de l'incinérateur des déchets municipaux de Québec qui contiennent des métaux lourds, des substances organochlorées, des dioxines et des furannes (Fédida, 1995).

L'écoulement de surface se fait en direction ouest vers un ruisseau tributaire de la rivière Etchemin. Une possibilité d'infiltration en profondeur existe également. Les sources existantes d'approvisionnement en eau potable ne sont pas menacées. Les eaux de surface et la nappe souterraine peuvent cependant être contaminées. En raison de cet impact potentiel sur l'environnement, ce lieu est classé dans la catégorie III.

3.2.2.2 Sites de propriété fédérale

Les terrains fédéraux reconnus contaminés et les sites fédéraux potentiellement contaminés ont été répertoriés pour le compte d'Environnement Canada dans un inventaire préparé par D'Aragon, Desbiens, Halde & Associés Ltée et Roche Ltée (1992). Ces sites ont été hiérarchisés selon trois niveaux d'intervention qui reflètent les risques pour la santé et l'environnement et l'urgence des interventions à apporter. Les sites de priorité 1 supposent des interventions immédiates, et ceux de priorité 2, des interventions à moyen terme. Les sites de priorité 3 ne sont pas considérés dangereux.

Les sites fédéraux pour lesquels une contamination potentielle a été identifiée sont au nombre de deux dans le secteur de Québec-Lévis, et les deux sites sont de priorité 1. Il s'agit des terrains de la zone portuaire de Québec et du terrain adjacent à l'usine Anacolor à Cap-Rouge. Le haut niveau de priorisation pour ces installations potentiellement contaminées reflète un besoin de caractérisations préliminaires pour confirmer ou non la potentialité et l'envergure de la contamination. Les informations qui suivent sont tirées de D'Aragon, Desbiens, Halde & Associés Ltée et Roche Ltée (1992).

Les terrains de la zone portuaire de Québec comprennent des sites multiples où l'on effectue la manutention et le transbordement de grains, de produits pétroliers, de minerai, de bois, de matières dangereuses et autres produits. On y effectue également l'entretien et la réparation de navires. La zone portuaire comprend également des terrains de location : les battures de Beauport (huit compagnies), le secteur de l'estuaire de la rivière Saint-Charles (huit compagnies) et l'anse au Foulon (neuf compagnies). La papetière Daishowa se retrouve à

proximité des installations portuaires. Une cinquantaine de réservoirs hors-terre contenant des hydrocarbures ont été construits sur les sites de la zone portuaire de Québec, en plus des trois réservoirs souterrains de la marina. Ces réservoirs contiennent de l'essence, du diesel et des huiles usées. Il y a lieu de noter qu'un certain nombre de réservoirs hors-terre construits dans les limites de Sillery ont été démantelés récemment.

Une douzaine de déversements accidentels mineurs de produits pétroliers se produisent en moyenne chaque année dans le secteur portuaire. Ces déversements se font surtout dans le réseau d'égouts pluvial. Les autres sources potentielles de contamination sont : les activités reliées à l'entretien et la réparation des navires; l'entreposage et la manutention de métaux (cuivre, nickel, fer), de phosphore, de rebuts métalliques, de charbon et de sel qui sont dispersés par le vent; une compagnie de soudure; l'ancien dépotoir de la ville de Québec (ordures ménagères, cendres, produits chimiques et pétroliers); l'entreposage et l'utilisation de produits pétroliers (corrosion et fuites des canalisations souterraines). En résumé, les principaux contaminants potentiels sont les métaux lourds, le charbon, les hydrocarbures, les produits chimiques et les solvants (hydrocarbures halogénés).

Comme on l'a déjà mentionné, des boues de placage contenant des cyanures et des chromates ont été déversées sur les **terrains adjacents à Anacolor**, dont une partie appartient au Canadien National. L'usine d'Anacolor fait présentement de l'émail sur métaux, d'où un potentiel de contamination des terrains adjacents par les métaux lourds. Le potentiel de contamination de la rivière du Cap Rouge serait élevé selon le rapport de D'Aragon, Desbiens, Halde & Associés ltée et Roche ltée (1992).

Le chapitre qui suit porte sur la qualité de l'eau et des sédiments du secteur d'étude Québec-Lévis et sur la répartition de la contamination dans ce tronçon du fleuve. Il traite des contaminants qui présentent un potentiel de toxicité pour l'être humain et le biote en comparant leur concentration dans l'eau et les sédiments à des critères de qualité reconnus.

4.1 Qualité de l'eau

Les informations sur la qualité de l'eau proviennent de banques de données fédérale (National Water Quality Data Base : NAQUADAT) et provinciale (Banque de données sur la qualité du milieu aquatique : BQMA), de différentes études disponibles dans la littérature scientifique et de données inédites. La majorité des données chimiques sur la qualité de l'eau provient du réseau NAQUADAT de surveillance de la qualité de l'eau d'Environnement Canada. Cette banque de données contient des informations sur les concentrations de polluants mesurées dans dix stations d'échantillonnage situées dans le secteur d'étude Québec-Lévis (figure 12 et annexe 4). Six de ces stations sont situées le long de deux transects de part et d'autre de l'île d'Orléans sous la ligne de transmission qui enjambe le fleuve. Les échantillons sont prélevés une heure avant la marée montante. Les données bactériologiques proviennent du MEF qui exploite des stations d'échantillonnage à la hauteur de l'île d'Orléans et aux différentes prises d'eau municipales, ainsi que de la CUQ qui exploite depuis 1992 un programme de surveillance de la qualité de l'eau des plages.

La description de la qualité de l'eau qui suit permet de caractériser le degré de contamination de l'eau dans le secteur d'étude Québec-Lévis. La comparaison des concentrations de contaminants avec les critères de qualité de l'eau douce retenus par le MEF (MENVIQ, 1990, rév. 1992) a servi à mettre en évidence les contaminants les plus problématiques. 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. Seulement les six stations NAQUADAT (9062 à 9067) localisées à la hauteur de l'île d'Orléans

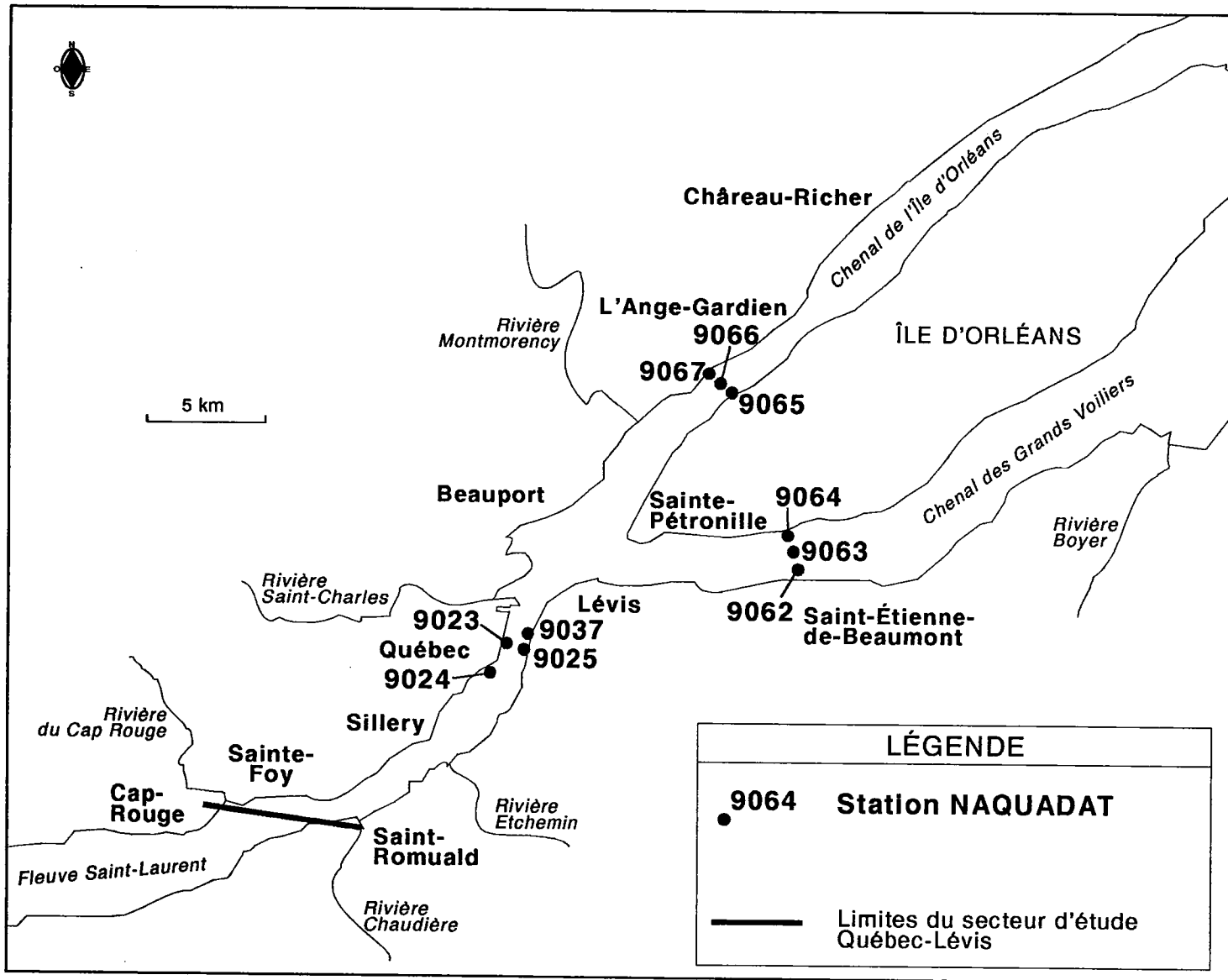


Figure 12 Emplacement des stations d'échantillonnage NAQUADAT dans le secteur d'étude Québec-Lévis

(figure 12) ont été échantillonnées depuis 1985. Par ailleurs, les paramètres conventionnels (phosphore, nitrites-nitrates, turbidité, pH, etc.) ont fait l'objet d'une surveillance en continu 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 de sa rationalisation. Le MEF, quant à lui, fait le suivi des paramètres conventionnels depuis 1990. La surveillance s'effectue à quatre stations situées à la hauteur de l'île d'Orléans, une station localisée à la plage de la baie de Beauport et quatre stations aux différentes prises d'eau du secteur (Lévis, Lauzon, Saint-Romuald et Sainte-Foy).

Les données NAQUADAT pour la période de 1985 à 1990 ont été traitées en fonction des critères de qualité de l'eau et sous forme de statistiques descriptives dans un rapport d'interprétation couvrant l'ensemble du fleuve, en partant de Cornwall jusqu'à Québec (Rondeau, 1993). Les paramètres conventionnels mesurés dans le fleuve entre 1978 et 1988 ont été également utilisés par Cluis *et al.* (1990) dans une évaluation des tendances temporelles. Les données du MEF pour la période 1990-1994 ont été traitées en fonction des critères de qualité dans deux rapports d'interprétation. Le premier couvre la qualité de l'eau du Saint-Laurent entre le lac Saint-François et l'île d'Orléans en 1990-1991 (Hébert, 1993a et 1993b), tandis que le second examine les tendances temporelles de la qualité des eaux du fleuve dans la région de Québec entre 1990 et 1994 (Hébert, 1995).

Les informations de base pertinentes aux critères de qualité de l'eau sont présentées à l'annexe 5. Une lecture de cette annexe devrait permettre de mieux comprendre la portée des critères de qualité de l'eau. Les méthodes d'analyses et les limites de détection pour tous les paramètres analysés dans le réseau NAQUADAT sont présentées à l'annexe 6. Les résultats des analyses chimiques effectuées sur les échantillons d'eau prélevés aux six stations NAQUADAT sont colligés à l'annexe 7.

4.1.1 Variations saisonnières et tendances à long terme

Cluis *et al.* (1990) ont déterminé à plusieurs stations NAQUADAT du Saint-Laurent les paramètres dont les teneurs variaient d'une saison à l'autre. Cette étude se limite

aux paramètres conventionnels et aux stations pour lesquels les séries statistiques nécessaires étaient disponibles pour la période de 1978 à 1988 (tableau 22). On peut remarquer que les teneurs en nitrites-nitrates et en sodium affichaient des variations saisonnières à toutes les stations du secteur de Québec-Lévis, sauf aux stations 9024 et 9025 qui n'ont pas été étudiées parce que les séries statistiques étaient insuffisantes durant la période de 1978 à 1988. D'autres paramètres affichaient des variations saisonnières à la majorité des stations. Il s'agit de la turbidité, des matières en suspension (MES) et du potassium. À l'inverse, le carbone organique total (COT) n'affichait pas de variations saisonnières. Les résultats obtenus pour les nitrites-nitrates concordent dans l'ensemble avec les observations de Désilets et Langlois (1989) :

«Le patron saisonnier 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.»

La figure 13 illustre les variations saisonnières des principaux paramètres conventionnels mesurés en 1990 et 1991 à la prise d'eau de Lauzon. Le cycle annuel de variations des nitrites-nitrates montre clairement une diminution estivale des concentrations qui atteignent une valeur minimale en septembre, moment où la productivité biologique est à son apogée. Les matières en suspension et la turbidité suivent des modèles saisonniers bimodaux avec des valeurs élevées qui sont corrélées avec les augmentations du débit fluvial (Hébert, 1993a). Ces périodes de fort débit engendrent des épisodes d'érosion et de remise en suspension de sédiments fins associés aux crues printanières et à la sénescence automnale des herbiers de macrophytes. Le phosphore total affiche des concentrations plus élevées lors de la crue printanière et des concentrations plus faibles durant l'été à cause du ruissellement réduit et de son assimilation par les macrophytes (plantes aquatiques) durant la période estivale (figure 13). Une hausse marquée des concentrations est observée à l'automne à la suite du relargage du phosphore causé par la sénescence des herbiers de macrophytes et de l'augmentation du ruissellement et du lessivage des terres (Hébert, 1993a).

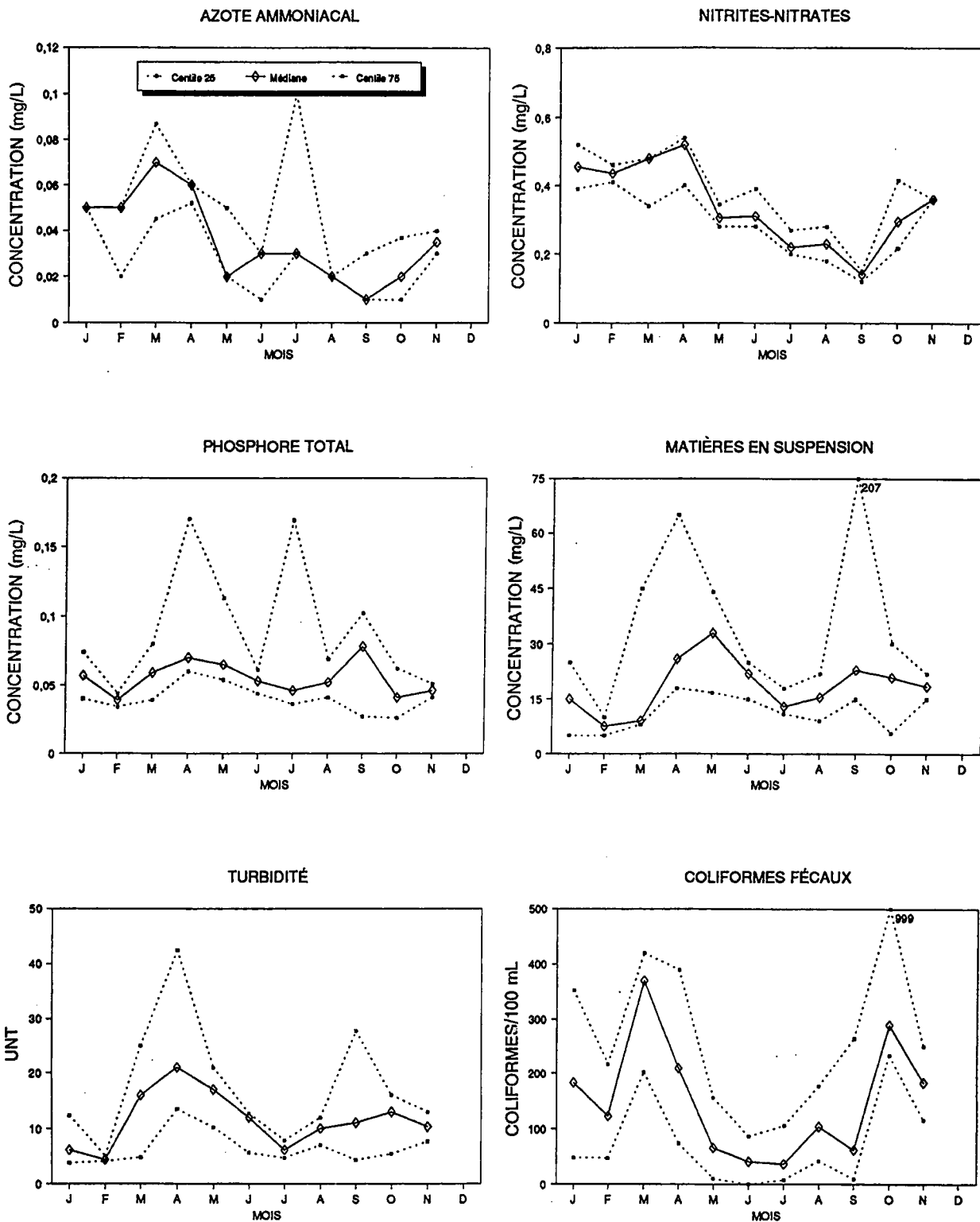
Tableau 22
Signification des variations saisonnières de certains paramètres de qualité de l'eau
aux stations NAQUADAT dans le secteur d'étude Québec-Lévis

Paramètres	Stations NAQUADAT de 1978 à 1988 (figure 12)							
	9023	9037	9067	9066	9065	9064	9063	9062
Couleur	++	+	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Conductivité	++	++	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Turbidité	+	++	+	ns	++	++	ns	ns
Carbone organique total	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Nitrites-nitrates	++	++	++	++	++	++	++	++
Alcalinité	++	++	ns	ns	ns	ns	ns	ns
pH	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	ns
Matières en suspension	ns	++	++	ns	+	+	++	++
Dureté	++	++	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Sodium	++	+	+	++	+	+	++	++
Magnésium	++	+	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Phosphore	ns	ns	++	++	ns	ns	+	ns
Sulfates	++	+	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Chlorures	++	+	ns	ns	ns	ns	ns	+
Potassium	+	+	ns	++	++	++	++	+
Calcium	++	+	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Source : Cluis *et al.*, 1990.

Légende. - ns : non significatif. + : significatif à 10 p. 100. ++ : significatif à 5 p. 100.

Les tendances à long terme des concentrations des paramètres conventionnels dans le Saint-Laurent ont également été étudiées par Cluis *et al.* (1990), mais la fréquence d'échantillonnage aux stations NAQUADAT était statistiquement insuffisante pour déterminer les tendances à long terme.



Source : Reproduit de Hébert, 1993a.

Figure 13 Cycle annuel des variations de six descripteurs de la qualité de l'eau mesurés à la prise d'eau de Lauzon en 1990-1991

Hébert (1995) a étudié les tendances temporelles du nombre de coliformes fécaux et des concentrations de matières en suspension et de phosphore total trouvés dans l'eau brute puisée aux prises d'eau de Sainte-Foy, de Saint-Romuald et de Lauzon entre janvier 1990 et décembre 1994 (tableau 23). Cette étude visait à évaluer les impacts de la mise en service des stations d'épuration de Lévis-Pintendre en février 1991 et celles de la CUQ en mars 1992. L'analyse de Hébert (1995) montre une baisse importante de la contamination bactérienne dans le chenal maritime au niveau des prises d'eau de Saint-Romuald et de Lauzon. Ces baisses étaient respectivement de 66 et 42 p. 100 (tableau 23). Dans le cas des matières en suspension trouvées dans ces deux prises d'eau, les baisses observées atteignaient 31 et 75 p. 100 respectivement, tandis que les réductions de phosphore étaient de 43 et 50 p. 100 (tableau 23). À la prise d'eau de Sainte-Foy, seul le phosphore présentait une tendance significative à la baisse ($P < 0,05$), mais cette baisse semble toutefois moins marquée que celles observées aux deux autres prises d'eau (tableau 23). Hébert (1995) attribue cette situation au fait que la prise d'eau de Sainte-Foy serait beaucoup moins influencée par les panaches des émissaires des stations d'épuration régionales que celles de Saint-Romuald et de Lauzon.

Tableau 23
Tendances temporelles de la qualité de l'eau brute aux prises d'eau
dans le Saint-Laurent, secteur d'étude Québec-Lévis, entre 1990 et 1994

Descripteurs	Stations d'échantillonnage aux prises d'eau potable		
	Sainte-Foy	Saint-Romuald	Lauzon
Coliformes fécaux (n ^{bre} /100 mL)	s/o	239 ↓ 80 66 %	174 ↓ 101 42 %
Matières en suspension (mg/L)	s/o	16,1 ↓ 11,1 31 %	26,5 ↓ 6,5 75 %
Phosphore total (mg/L de P)	0,050* ↓ 0,034** 33 %	0,051 ↓ 0,029 43 %	0,060 ↓ 0,030 50 %

Source : Hébert, 1995.

* Valeur du descripteur estimée au début de la période.

** Valeur du descripteur estimée à la fin de la période.

Légende. - s/o : absence de tendance. ↓ : diminution significative ($P < 0,05$) selon le test de Kendall saisonnier.

En ce qui a trait à l'eutrophisation¹, le rapport technique sur les communautés biologiques du secteur de Québec-Lévis (Mousseau et Armellin, 1995) évalue le degré d'eutrophisation à partir des caractéristiques biologiques du secteur à l'étude. Le lecteur devra s'y référer pour connaître les résultats de l'étude de l'état trophique de ce tronçon du fleuve. De façon générale, ces auteurs considèrent que l'estuaire fluvial présente des caractéristiques d'un milieu oligo-mésotrophe. Toutefois, plusieurs sites à proximité des émissaires urbains et des tributaires sont sujet à un enrichissement de nature organique.

4.1.2 Comparaison avec les critères de qualité de l'eau

Une comparaison des concentrations des paramètres mesurés dans le fleuve avec les différents critères de qualité de l'eau douce du ministère de l'Environnement et de la Faune (annexe 5) a servi à caractériser la qualité de l'eau et à déterminer les pertes d'usages de l'eau du fleuve dans le secteur d'étude Québec-Lévis. Les 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

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

que même si la concentration totale d'une substance dépasse le critère de qualité, les effets négatifs appréhendés soient moins importants que prévus.

Dans le cas du fer et de l'aluminium, la fraction soluble à l'acide doit être utilisée pour comparer leurs concentrations aux critères de qualité relatifs à la protection de la vie aquatique (U.S. EPA, 1988). Des facteurs de correction ont été obtenus par le MEF à partir de la comparaison des formes filtrées et non filtrées (0,45 µm) mesurées dans le cadre d'un échantillonnage intensif de plusieurs rivières du Québec. Le MEF applique à ses données un facteur de correction variant de 0,33 à 0,66 selon la concentration de MES pour estimer, à partir des formes totales de fer et d'aluminium, les fractions solubles à l'acide (Hébert, 1994). On peut supposer que les données NAQUADAT nécessiteraient également une correction semblable. Bien que ce facteur de correction constituerait un ajustement minimal pour les données NAQUADAT, il n'est pas applicable directement à ces données parce que les méthodes d'analyse utilisées par le MEF et Environnement Canada ne sont pas les mêmes (Cloutier, 1994). Dans ce contexte, les dépassements de critères en ce qui a trait aux résultats NAQUADAT pour le fer et l'aluminium doivent être considérés avec réserve.

Il y a également lieu de noter que le nombre de données sur les contaminants organiques et inorganiques enregistrées par le réseau NAQUADAT entre 1985 et 1990 n'est pas suffisant pour couvrir adéquatement le cycle hydrologique ou encore celui de la marée (tableau 24). Les conditions hydrodynamiques (débits, niveau de la marée) peuvent varier et susciter un biais dans l'analyse. De plus, la répartition des stations n'est pas uniforme et ne permet pas de caractériser l'ensemble du secteur mais uniquement l'eau du fleuve qui coule de chaque côté de l'île d'Orléans, soit dans le chenal des Grands Voiliers (90 p. 100 du débit) et dans le chenal de l'Île d'Orléans (10 p. 100 du débit), et qui a fait l'objet d'une surveillance particulière (figure 12).

Malgré les limites spatio-temporelles des données du réseau NAQUADAT, cette démarche permet d'obtenir localement, tout au moins, une image relative de la contamination des principales masses d'eau.

Tableau 24
Fréquence d'échantillonnage à chaque station NAQUADAT entre 1985 et 1990

<i>Station</i>	<i>Année d'échantillonnage</i>						<i>1985-1990</i>
	<i>1985</i>	<i>1986</i>	<i>1987</i>	<i>1988</i>	<i>1989</i>	<i>1990</i>	
9062	4	3	4	4	6	4	25
9063	5	3	4	4	6	4	26
9064	4	3	5	4	6	4	26
9065	4	3	5	4	6	4	26
9066	4	4	5	4	6	4	27
9067	4	3	5	4	6	4	26

Source : Rondeau, 1993.

4.1.3 Dépassements des critères de qualité

Les concentrations de polluants mesurées dans le fleuve sont d'abord comparées ici aux critères les plus restrictifs (annexe 5). Si ces derniers sont respectés, tous les usages de l'eau peuvent être envisagés sans restriction. Par contre, s'ils ne sont pas respectés, l'exercice est répété avec les autres critères qui sont de moins en moins contraignants. Cette démarche permet de déterminer les usages de l'eau qui sont compromis par la présence des différents contaminants.

À des fins d'analyses, une substance chimique présente dans l'eau est jugée préoccupante si la fréquence de dépassement du critère le plus sévère est supérieure à 40 p. 100. Ce test a été effectué à chaque station pour les substances toxiques organiques et inorganiques analysées durant la période de 1985 à 1990, de même que pour les paramètres conventionnels mesurés entre 1985 et 1992. Cette méthode permet uniquement d'identifier les contaminants qui peuvent présenter un risque pour l'environnement. Lorsque le critère est dépassé, le nombre de fois que se produisent les dépassements (fréquence de dépassement) et l'importance du dépassement (amplitude de dépassement) sont indiqués pour mieux souligner le degré de contamination (tableau 25).

Tableau 25
Paramètres conventionnels dépassant les critères de qualité
pour différents usages de l'eau dans le secteur d'étude Québec-Lévis

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 9062										
Phosphore	1985-1992	16	ac	81	ac	81		1,6		1,6
pH	1985-1992	40	3				1,0			
MES*	1985-1992	31				10				1,2
Turbidité	1985-1992	31	58	10	ac		1,7	1,6		
Station 9063										
Phosphore	1985-1992	17	ac	88	ac	88		1,6		1,6
MES*	1985-1992	31				19				1,7
Turbidité	1985-1992	31	65	16	ac		2,0	2,0		
Station 9064										
Phosphore	1985-1990	16	ac	81	ac	81		1,4		1,4
MES*	1985-1992	30				3				1,8
Turbidité	1985-1992	30	50	10	ac		1,7	1,7		
Station 9065										
Phosphore	1985-1992	16	ac	75	ac	75		1,3		1,3
pH	1985-1992	38	3				1,0			
Turbidité	1985-1992	29	38	7	ac		1,4	1,1		
Station 9066										
Phosphore	1985-1992	18	ac	83	ac	83		1,4		1,4
MES*	1985-1992	31				3				1,6
Turbidité	1985-1992	32	53	6	ac		1,5	1,3		
Station 9067										
Phosphore	1985-1992	17	ac	59	ac	59		1,3		1,3
Turbidité	1985-1992	28	39	4			1,3	1,3		

Source : Données NAQUADAT.

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

* La concentration de matières en suspension (MES) a été comparée au *principe directeur pour la protection de la vie aquatique* de 25 mg/L recommandé par McNeely *et al.*, 1980 (dans Rondeau, 1993). Ce principe directeur a été privilégié par Rondeau (1993) parce que le critère de qualité retenu par le MEF, basé sur la concentration naturelle de MES, est difficilement applicable à l'ensemble du fleuve entre Cornwall et Québec.

4.1.3.1 Paramètres conventionnels

Cinq paramètres conventionnels ont été retenus dans l'analyse des dépassements de critères pour la période de 1985 à 1992. 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 nitrites-nitrates n'ont pas dépassé les critères de qualité (tableau 25).

Toutes les stations ont enregistré des dépassements du critère relatif au phosphore établi à 0,03 mg/L avec une fréquence qui était largement supérieure à 40 p. 100, quoique l'amplitude des dépassements ait été plutôt faible (tableau 25). Les teneurs moyennes en phosphore total variaient entre 0,034 et 0,047 mg/L (annexe 7). Des quantités excessives de phosphore dans l'eau peuvent entraîner la prolifération de la flore aquatique dans les secteurs lenticques du fleuve et réduire la teneur en oxygène de l'eau dans le processus de décomposition des matières organiques. Compte tenu de la vitesse du courant dans le secteur d'étude Québec-Lévis, l'eutrophisation ne constitue pas une menace pour la vie aquatique. Il y a lieu de noter que les données obtenues à ces stations ont été enregistrées avant la mise en service des stations d'épuration de la CUQ en 1992. Ces résultats ne représentent donc pas les conditions actuelles en ce qui concerne la pollution par le phosphore.

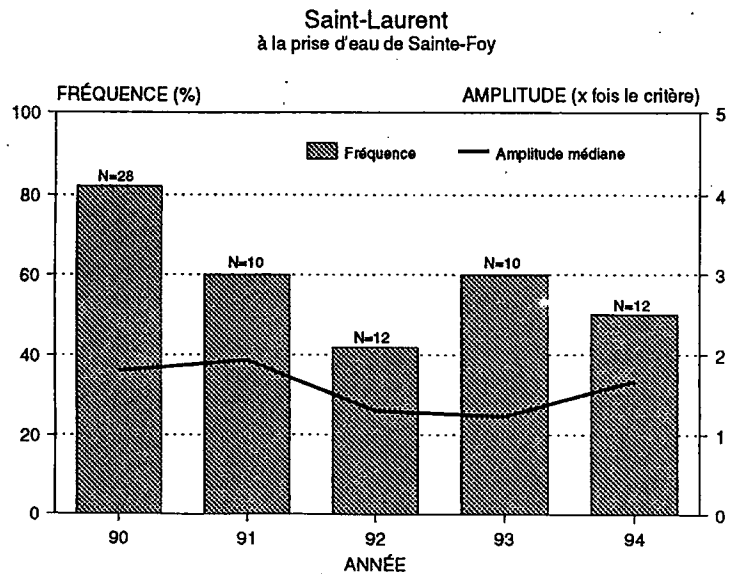
Par ailleurs, les données récentes recueillies par le MEF durant la période de 1990 à 1994 mettent en lumière une diminution significative du phosphore trouvé dans les prises d'eau de la région (voir tableau 23). Malgré ces baisses, la fréquence de dépassement du critère relatif au phosphore est demeurée supérieure à 40 p. 100 sauf à la prise d'eau de Saint-Romuald pour les années 1992 et 1994 (figure 14). Il faut noter que des concentrations de phosphore total supérieures au critère (0,030 mg/L) n'engendrent pas de toxicité dans le milieu mais peuvent entraîner une eutrophisation du cours d'eau là où les facteurs physiques sont favorables (courant lent, faible turbulence, eau peu turbide, etc.), ce qui n'est pas le cas dans ce tronçon du Saint-Laurent (Hébert, 1995).

Dans le cas de la turbidité (tableau 25), le seuil relatif à l'eau brute (5 UNT) a été dépassé fréquemment (> 62 p. 100) à toutes les stations, sauf celle (station 9067) située sur la rive nord du chenal de l'Île d'Orléans. L'augmentation de la turbidité des eaux à la hauteur de

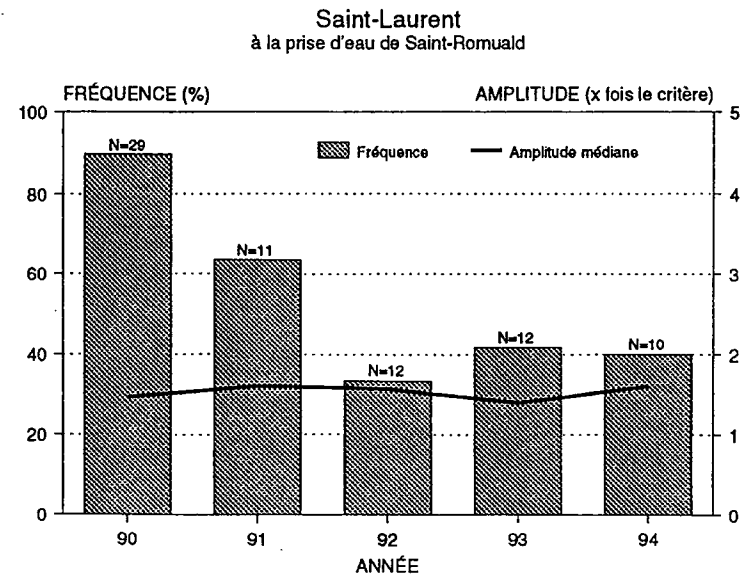
l'île d'Orléans, où se situent les stations NAQUADAT (figure 12), correspond au début de la zone de mélange estuarienne et au bouchon de turbidité maximale qui lui est associé (voir figure 7). Une augmentation de la turbidité de l'eau brute peut nécessiter une plus forte chloration de l'eau lors de son traitement. Cependant, la filtration de l'eau à toutes les prises d'eau du secteur ramène la turbidité à un seuil acceptable pour les traitements ultérieurs. Le critère lié à la turbidité s'applique d'ailleurs à l'eau entrant dans le système de distribution et non à la prise d'eau brute. Sur une base annuelle, les valeurs élevées de turbidité et de matières en suspension obtenues à la prise d'eau de Lauzon ont été enregistrées à l'automne et au printemps (figure 13).

Les données estivales du MEF de 1990 et 1991 (juillet à octobre) ont servi à présenter, sur le plan spatial, les caractéristiques physico-chimiques de l'eau dans le secteur de Québec-Lévis. Les médianes estivales des cinq principaux paramètres conventionnels sont colligées au tableau 26. Il faut souligner ici qu'une étude de comparabilité des données fédérales (NAQUADAT) et provinciales (BQMA) a mis en lumière des différences significatives ($P < 0,05$) pour le phosphore total (Hébert et Alarie, 1992). Les données de phosphore total recueillies par le MEF sont, pour les faibles concentrations ($< 0,05$ mg/L), plus élevées que celles mesurées par Environnement Canada.

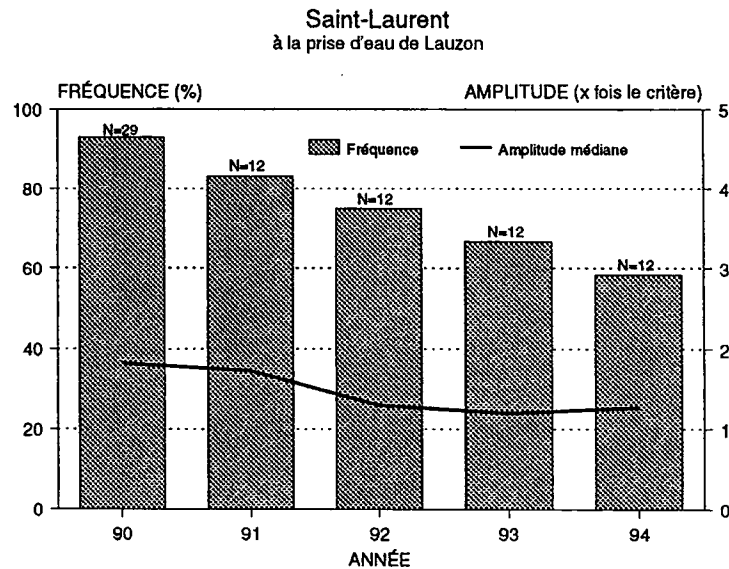
Le tableau 26 montre que les teneurs médianes en phosphore total affichaient dans l'ensemble peu de variations entre le transect (Neuville) situé en amont de la région de Québec et celui localisé au niveau de l'île d'Orléans (une station au centre du pont de l'Île-d'Orléans et trois autres entre Sainte-Pétronille et Lauzon). Les apports locaux d'origine municipale et agricole dans le secteur à l'étude durant les étés de 1990 et de 1991 ne semblaient pas avoir d'effets notables sur les concentrations de phosphore mesurées en aval de Québec. Les concentrations médianes de phosphore enregistrées à la hauteur de Neuville et de l'île d'Orléans dépassaient cependant le critère de qualité relatif à l'eutrophisation (tableau 26). L'eutrophisation ne menace pas ces secteurs, compte tenu de la vitesse des courants.



Critère : 0,030 mg/L de P



Critère : 0,030 mg/L de P



Critère : 0,030 mg/L de P

Source : Reproduit de Hébert, 1995.

Figure 14 Évolution de la fréquence et de l'amplitude médiane des dépassements du critère de qualité lié au phosphore total et à la protection des plans d'eau contre l'eutrophisation

Tableau 26
Caractéristiques physico-chimiques estivales de l'eau
dans le secteur d'étude Québec-Lévis en 1990 et 1991

<i>Caractéristiques physico-chimiques (valeurs médianes)</i>					
<i>Zone</i>	<i>Phosphore total (mg/L)</i>	<i>Nitrites-nitrates (mg/L)</i>	<i>MES (mg/L)</i>	<i>Turbidité (UNT)</i>	<i>pH</i>
Neuville					
Nord (<i>n</i> = 7)	0,049	0,16	13,0	4,2	8,0
Centre (<i>n</i> = 7)	0,045	0,16	13,0	5,1	8,0
Sud (<i>n</i> = 7)	0,035	0,16	12,0	3,9	8,1
Chenal des Grands Voiliers					
Nord (<i>n</i> = 8)	0,044	0,16	11,0	4,6	8,1
Centre (<i>n</i> = 7)	0,045	0,17	11,0	4,7	8,1
Sud (<i>n</i> = 7)	0,047	0,17	12,0	4,9	8,1
Chenal de l'Île d'Orléans					
Centre (<i>n</i> = 7)	0,048	0,16	12,0	4,2	8,0

Sources : Données du MEF tirées de Hébert, 1993a et 1993b.

Remarques. - Les valeurs médianes en caractères gras dépassent les critères de qualité. Le critère relatif au phosphore total est de 0,03 mg/L et vise à éliminer la croissance excessive des plantes aquatiques dans les rivières et à protéger la vie aquatique contre une diminution de l'oxygène dissous dans l'eau entraînée par le processus de décomposition des matières organiques. Le critère relatif à la turbidité s'applique à l'eau qui entre dans le système de distribution. Un maximum de 5 UNT est toléré dans la mesure où la désinfection de l'eau n'est pas compromise (MENVIQ, 1990, rév. 1992).

En comparant sommairement les données de 1990 et 1991 avec celles obtenues entre 1977 et 1981 par Germain et Janson (1984) à la hauteur de Québec, Hébert (1993a) a trouvé une légère amélioration dans la turbidité, les matières en suspension et le phosphore. Cet auteur souligne également que les années 1990 et 1991 étaient des années de faible hydraulicité en comparaison de la période de 1977 à 1981, ce qui pourrait expliquer la diminution de la turbidité et des teneurs en matières en suspension. Toutefois, les baisses observées dans les matières en suspension et le phosphore ont été confirmées dans un rapport plus récent (Hébert, 1995).

4.1.3.2 *Bactériologie*

Le MEF a dénombré les coliformes fécaux aux stations situées le long d'un transect localisé à la hauteur de l'île d'Orléans et aux prises d'eau des usines de filtration de municipalités riveraines. Les fréquences et les amplitudes de dépassement du critère de qualité, établi à 200 c.f./100 mL pour la baignade, pendant les saisons estivales de 1990 à 1993 (juillet à octobre) sont présentées au tableau 27. Il y a lieu de noter que les résultats s'appliquent aux conditions bactériologiques qui prévalaient avant que les stations régionales d'épuration soient mises en service ou alors qu'elles étaient en période de rodage.

De façon générale, les coliformes fécaux dénombrés dans le secteur d'étude Québec-Lévis présentaient un portrait spatial qui permet de mettre en évidence une contamination bactérienne causée par les rejets urbains dans la région de Québec. Le nombre de coliformes fécaux trouvés dans tous les échantillons recueillis à la prise d'eau de Sainte-Foy, située environ 1 km en amont du secteur à l'étude, dépassait rarement le critère de qualité relatif à la baignade (tableau 27). En aval des émissaires d'eaux usées, la fréquence de dépassement du critère était de 40 p. 100 ou plus dans toutes les stations du chenal des Grands Voiliers (tableau 27). Ces données montrent que la pollution microbiologique originant des municipalités riveraines du secteur d'étude Québec-Lévis était importante durant la période de 1990 à 1993. En effet, la teneur médiane en coliformes fécaux dénombrés sur une base annuelle à l'usine de pompage de Sainte-Foy ($n = 82$) atteignait 54 c.f./100 mL, alors que les teneurs médianes atteignaient respectivement 135 c.f./100 mL et 100 c.f./100 mL à celles de Saint-Romuald ($n = 76$) et Lauzon ($n = 77$).

Le critère de 1000 c.f./100 mL relatif à l'eau brute a été dépassé occasionnellement dans les trois stations de filtration. Ce critère a été retenu par le MEF pour protéger les prises d'eau potable et minimiser la quantité de substances désinfectantes nécessaires au traitement. Le dépassement de ce critère ne compromet donc pas la possibilité d'approvisionnement en eau potable. Le cycle annuel du nombre de coliformes fécaux trouvés à la hauteur de Lauzon est caractérisé par des teneurs minimales au cours de la période estivale (voir figure 13). Hébert

(1993a) suggère que cette décroissance bactérienne serait causée par le fort rayonnement ultraviolet du soleil et par une prédation accrue pendant la période estivale.

Tableau 27
Qualité bactérienne estivale des eaux du secteur d'étude Québec-Lévis
entre 1990 et 1993

<i>Zone</i>	<i>Nombre d'échantillons</i>	<i>Fréquence de dépassement (%) du critère de 200 c.f./100 mL relatif à la baignade</i>	<i>Amplitude de dépassement (x fois le critère)</i>
Usines de filtration			
Saint-Romuald	41	32	3,1
Lauzon	45	20	2,8
Sainte-Foy	39	5	1,8
Chenal des Grands Voiliers			
Nord	15	40	2,5
Centre	16	69	2,8
Sud	16	63	2,4
Chenal de l'Île d'Orléans			
Centre	16	31	2,7

Source : Données du MEF enregistrées dans NAQUADAT.

La qualité bactérienne des eaux de la plage de la baie de Beauport était également mauvaise durant la période de 1990 à 1993. Les nombres ($n = 16$) de coliformes fécaux à cet endroit se situaient entre 84 et 500 c.f./100 mL. La moitié de ces valeurs dépassait le critère établi pour la baignade avec une amplitude moyenne de 1,5 fois ce critère.

En ce qui a trait aux données récentes sur la période de 1990 à 1994, Hébert (1995) rapporte une nette amélioration de la qualité bactérienne aux deux prises d'eau (Lévis et Saint-Romuald) sous l'influence des diffuseurs de la CUQ et de l'émissaire de Lévis-Pintendre. En 1994, les fréquences de dépassement du critère lié à la baignade y sont inférieures à 10 p. 100 (figure 15). Aux battures de Beauport, station située près de la rive et influencée par les débordements des ouvrages de surverse lors de pluies abondantes, on constate une amélioration

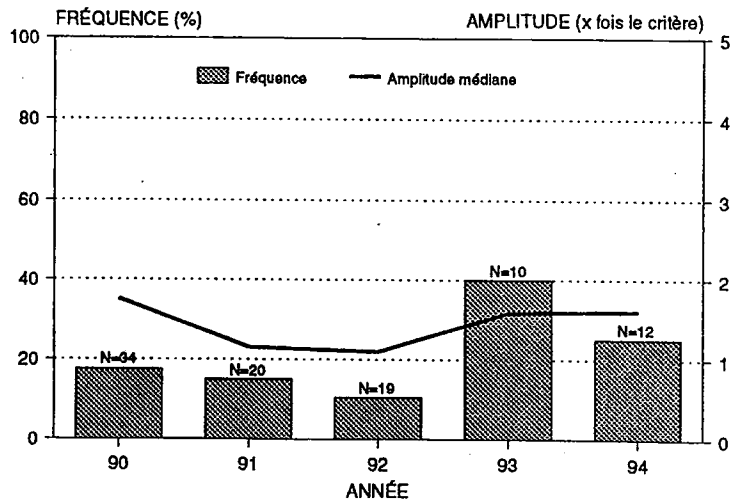
marquée, quoique la fréquence de dépassement atteignait encore 25 p. 100 en 1994 (Hébert, 1995).

Un suivi de la qualité bactérienne des eaux de baignade a été réalisé en 1994 par la CUQ (Robillard, 1994) aux plages de Beauport et Jacques-Cartier, et à quatre autres endroits le long de la rive nord : l'anse Victoria, l'anse au Foulon, le bassin Louise (au large de la pointe à Carcy) et à la pointe de Beauport (entre la plage de la baie de Beauport et le quai du Port de Québec). Il y a lieu de noter que les prélèvements d'eau en vue des décomptes de coliformes fécaux ont été effectués par temps sec, soit un minimum de 36 heures après une précipitation. Par conséquent, ces analyses ne permettent pas de cerner l'influence des surverses du trop-plein d'égouts sur la qualité microbiologique de l'eau à la suite de précipitations.

Dans le cas des plages de Beauport et Jacques-Cartier, les prélèvements ont été effectués selon les directives du MEF. Le plan d'échantillonnage a donc la forme d'un «W», avec le premier échantillon prélevé à une profondeur de 1,2 m, puis le deuxième à une profondeur de 0,3 m et ensuite en alternance de profondeur à chaque 20 m. La qualité des eaux de baignade est évaluée selon une cote déterminée à partir d'une moyenne géométrique des nombres de coliformes fécaux trouvés au moment des analyses effectuées à l'intérieur d'un délai de conservation de 48 heures (tableau 28). Dans le cas des autres endroits (anses Victoria et au Foulon, pointes à Carcy et Beauport), il s'agit de prélèvements ponctuels effectués à six reprises durant l'été 1994 (tableau 28).

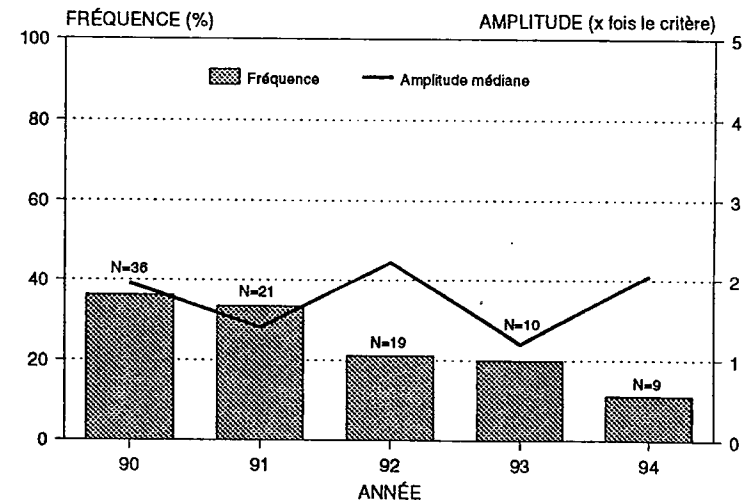
La plage de Beauport a reçu une cote «polluée» (cote D) lors des six tournées effectuées par temps sec durant l'été de 1994 (tableau 28). Cette situation a été attribuée à différents facteurs liés à l'exploitation de la station d'épuration Est de la CUQ : a) le procédé de désinfection des eaux traitées était hors service lors des trois premières tournées; b) une dérivation des eaux usées a eu lieu au moment de la quatrième visite; et c) la désinfection était en service mais avec des rendements de 27 et 40 p. 100 durant la cinquième et la sixième tournées respectivement (Robillard, 1994).

Saint-Laurent
à la prise d'eau de Sainte-Foy



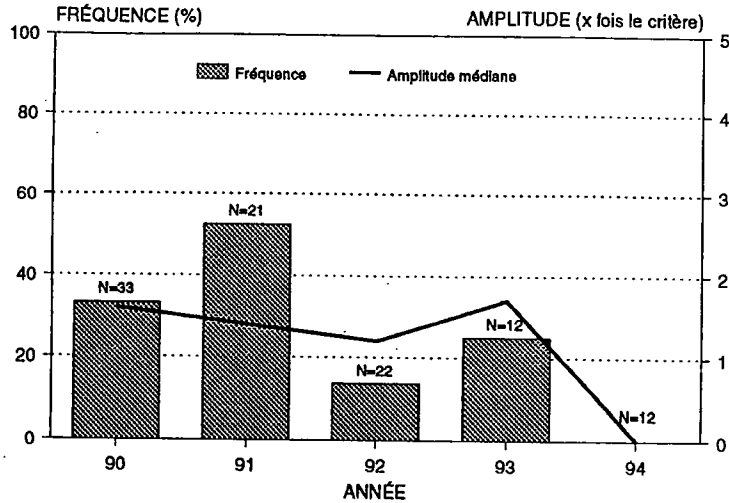
Critère : 200 coliformes fécaux/100mL

Saint-Laurent
à la prise d'eau de Saint-Romuald



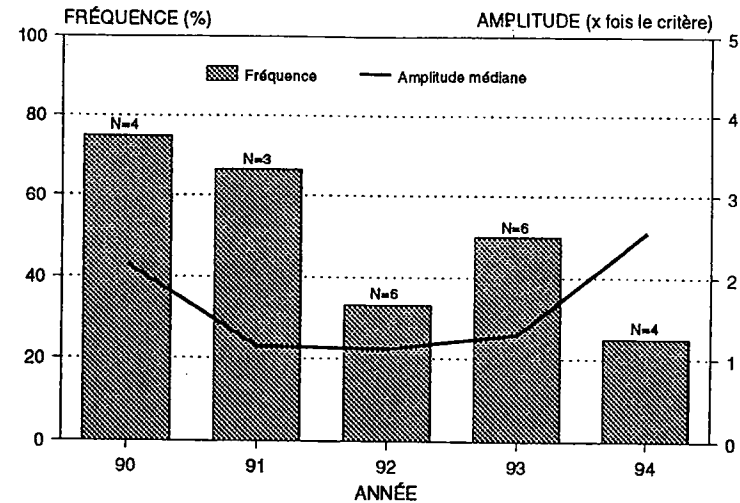
Critère : 200 coliformes fécaux/100mL

Saint-Laurent
à la prise d'eau de Lauzon



Critère : 200 coliformes fécaux/100mL

Saint-Laurent
aux battures de Beauport



Critère : 200 coliformes fécaux/100mL

Source : Reproduit de Hébert, 1995.

Figure 15 Évolution de la fréquence et de l'amplitude médiane des dépassements du critère de qualité lié aux coliformes fécaux et à la baignade

Tableau 28
Qualité bactérienne par temps sec des eaux de baignade
le long de la rive nord en 1994

<i>Endroit</i>	<i>Date</i>	<i>Moyenne géométrique</i>	<i>Cote*</i>	<i>N^{bre} de jours après la pluie</i>
Plage de Beauport	5 juillet	331 c.f./100 mL (n = 14)	D	3
	12 juillet	201 c.f./100 mL (n = 15)	D	2
	21 juillet	260 c.f./100 mL (n = 16)	D	2
	28 juillet	215 c.f./100 mL (n = 15)	D	2
	9 août	375 c.f./100 mL (n = 14)	D	5
	23 août	268 c.f./100 mL (n = 16)	D	2
Plage Jacques-Cartier	5 juillet	490 c.f./100 mL (n = 18)	D	3
	12 juillet	94 c.f./100 mL (n = 17)	B	2
	21 juillet	394 c.f./100 mL (n = 18)	D	2
	28 juillet	416 c.f./100 mL (n = 18)	D	2
	9 août	134 c.f./100 mL (n = 18)	C	5
	23 août	119 c.f./100 mL (n = 18)	C	2
Anse Victoria		380 c.f./100 mL (n = 6)**		
Anse au Foulon		257 c.f./100 mL (n = 6)**		
Bassin Louise (pointe à Carcy)		2706 c.f./100 mL (n = 6)**		
Pointe Beauport		316 c.f./100 mL (n = 6)**		

Source : Robillard, 1994.

* Les plages sont classées selon la moyenne géométrique des décomptes bactériens. Cote A : excellente (0 à 20 c.f./100 mL). Cote B : bonne (21 à 100 c.f./100 mL). Cote C : médiocre (101 à 200 c.f./100 mL). Cote D : polluée (> 201 c.f./100 mL et plus de 10 p. 100 des échantillons supérieurs à 400 c.f./100 mL).

** Moyenne géométrique de six décomptes bactériens effectués les 7, 12, 21 et 28 juillet et les 9 et 23 août.

La qualité des eaux de la plage Jacques-Cartier variait de bonne (cote B) à polluée (cote D) durant l'été 1994 (tableau 28). Les variations dans la qualité bactérienne des eaux de la plage Jacques-Cartier par temps sec ont été attribuées au fait que ce secteur pouvait être plus ou moins affecté par le panache du diffuseur de la station d'épuration Ouest de la CUQ selon

les conditions de marée; en outre, le temps de renouvellement des eaux est plus court qu'à la plage de Beauport (Robillard, 1994). Pour illustrer la complexité de l'hydrodynamique du secteur de la plage Jacques-Cartier, Robillard (1994) mentionne l'obtention de la cote B alors qu'il y avait eu dérivation d'eaux usées pendant six heures le jour même ainsi que celle de deux cotes C obtenues alors que le procédé de désinfection fonctionnait aux deux stations d'épuration de la CUQ et qu'il n'y avait aucune dérivation.

À l'exception des décomptes de bactéries obtenus à la pointe à Carcy, les dénombrements ponctuels effectués par la CUQ sur la rive nord (tableau 28) ressemblent aux résultats obtenus en 1994 dans les prises d'eau brute de la rive sud (Hébert, 1995). Les égouts du quartier Petit Champlain rejetés dans le fleuve sans traitement et l'engorgement du régulateur Dalhousie de la ville de Québec seraient responsables de la contamination bactérienne du secteur de la pointe à Carcy (Robillard, 1994).

4.1.3.3 Métaux

Le degré de contamination de l'eau du fleuve par les métaux dans le secteur d'étude Québec-Lévis durant la période de 1985 à 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 5). Un critère de qualité basé sur une dureté moyenne de 120 mg/L de CaCO_3 a été appliqué aux stations situées dans le secteur d'étude Québec-Lévis (Rondeau, 1993).

Les teneurs en fer enregistrées au cours de la période de 1985 à 1990 (tableau 29) ont dépassé le critère de qualité (0,3 mg/L) pour l'eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable avec une fréquence supérieure à 40 p. 100 à toutes les stations. Les amplitudes de dépassement étaient inférieures à deux fois le critère sauf à la station 9063, située au centre du chenal des Grands Voiliers, où l'amplitude de dépassement atteignait 2,4 fois le critère de qualité pour l'eau brute (tableau 29). Pour le fer, le critère relatif à l'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 (goût et odeur). Lorsque ce seuil est respecté, l'eau est plus

agréable à boire. Le dépassement de ce critère ne compromet donc pas l'approvisionnement en eau potable et n'a pas d'impacts négatifs sur la santé humaine.

Tableau 29
Teneurs en métaux dépassant les critères de qualité liés à différents usages de l'eau dans le secteur d'étude Québec-Lévis

<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 9062										
Chrome	1986-1990	17				41				1,6
Cuivre	1985-1990	25			ac	36				5,5
Fer	1985-1990	25	92	ac	ac	ac	1,9			
Cadmium	1986-1990	21				5				2,5
Manganèse	1986-1990	21	5			ac	1,2			
Aluminium	1988-1990	13	100	ac	ac	ac	2,1			
Station 9063										
Chrome	1986-1990	19				42				1,7
Cuivre	1985-1990	27			ac	41				1,7
Fer	1985-1990	27	93	ac	ac	ac	2,4			
Manganèse	1986-1990	23	4			ac	1,5			
Plomb	1986-1990	23			ac	4				1,1
Aluminium	1988-1990	15	100	ac	ac	ac	2,6			
Station 9064										
Chrome	1986-1990	19				32				1,6
Cuivre	1985-1990	26			ac	35				1,2
Fer	1985-1990	27	85	ac	ac	ac	1,9			
Manganèse	1986-1990	23	4			ac	1,1			
Aluminium	1988-1990	15	100	ac	ac	ac	2,4			
Station 9065										
Chrome	1986-1990	18				28				1,7
Cuivre	1985-1990	26			ac	19				1,4
Fer	1985-1990	26	65	ac	ac	ac	1,8			

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.
Aluminium	1988-1990	13	92	ac	ac	ac	2,2			
Station 9066										
Chrome	1986-1990	19				47				1,4
Cuivre	1985-1990	29			ac	31				3,5
Fer	1985-1990	29	90	ac	ac	ac	1,7			
Aluminium	1988-1990	15	93	ac	ac	ac	2,0			
Station 9067										
Chrome	1986-1990	16				31				2,3
Cuivre	1985-1990	23			ac	17				4,1
Fer	1985-1990	23	74	ac	ac	ac	1,6			
Aluminium	1988-1990	12	83	ac	ac	ac	2,1			

Source : Données NAQUADAT.

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

Durant la période de 1985 à 1990, les teneurs en **manganèse** ont dépassé occasionnellement le critère de l'usage le plus sensible, soit celui relatif à l'eau brute (< 0,05 mg/L), dans les trois stations du chenal des Grands Voiliers (tableau 29). Ce critère est également basé sur des considérations d'ordre esthétique, et son dépassement ne compromet pas la possibilité d'approvisionnement en eau potable. La valeur maximale pour la période d'observation, enregistrée au centre du chenal des Grands Voiliers (station 9063; annexe 7), s'élevait à 0,0769 mg/L.

Les teneurs en **sélénium** et en **nickel** n'ont dépassé aucun critère. Les valeurs enregistrées par le réseau de surveillance s'élevaient à 0,0003 à 0,0004 mg/L (annexe 7), en deçà du critère le plus restrictif pour le sélénium établi à 0,005 mg/L pour la protection de la vie aquatique (toxicité chronique). 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 atteignait

0,0038 mg/L à la station 9063 située au centre du chenal des Grands Voiliers (annexe 7). Par conséquent, aucune restriction n'était imposée aux différents usages de l'eau relativement à ces deux paramètres.

Les teneurs en **cadmium total** variaient de valeurs inférieures à la limite de détection (0,1 µg/L) à une valeur maximale de 3,3 µg/L (annexe 7) qui a été observée le long de la rive sud (station 9062). Il y a lieu de noter également que cette valeur représente la teneur maximale enregistrée par le réseau NAQUADAT de surveillance entre Cornwall et l'île d'Orléans pour la période de 1985 à 1990. Seule cette donnée dépassait le critère le plus sensible, celui de la toxicité chronique (1,3 µg/L; dureté de 120 mg/L) pour la protection de la vie aquatique avec une amplitude de 2,5 fois le critère (tableau 29).

La très grande majorité des données sur l'**aluminium** a dépassé, à toutes les stations, le critère de l'eau brute (0,2 mg/L) (tableau 29). La composition des roches du Bouclier canadien est probablement responsable de la teneur naturellement élevée de l'eau en aluminium dans le bassin de drainage du Saint-Laurent. Par ailleurs, ce critère est uniquement d'ordre esthétique, et l'ingestion de composés d'aluminium n'entraîne généralement pas d'effets néfastes sur la santé (MENVIQ, 1990, rév. 1992). Ce critère s'applique uniquement à la couleur de l'eau d'alimentation.

Le critère le plus restrictif qui s'applique à l'**arsenic** est celui de l'eau brute (0,0022 µg/L). Les teneurs en arsenic se situaient entre 0,3 µg/L et 0,8 µg/L (annexe 7). Toutes les teneurs mesurées par le réseau de surveillance du secteur à l'étude dépassaient le critère relatif à l'eau brute ainsi que celui retenu pour la contamination d'organismes aquatiques (0,0175 µg/L). Seul le critère établi pour la toxicité chronique (50 µg/L) n'a jamais été dépassé. Les critères relatifs à l'eau brute et à la contamination d'organismes aquatiques sont de beaucoup inférieurs à la limite de détection de la méthode analytique pour l'arsenic qui est de 0,1 µg/L.

Les critères de qualité relatifs à l'**arsenic** sont en voie d'être révisés par le 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, et 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 un «bruit de fond» plutôt qu'à des sources anthropiques locales.

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 toutes les stations, mais seulement trois des six stations NAQUADAT (9062, 9063 et 9066) affichaient des fréquences de dépassement supérieures à 40 p. 100 (tableau 29). Cependant, les teneurs enregistrées à ces trois stations dépassaient le critère de toxicité chronique avec de faibles amplitudes, soit des amplitudes moyennes inférieures à deux fois ce critère. Durant la période de 1985 à 1990, le chrome affichait des teneurs qui variaient entre 0,0002 et 0,0120 mg/L (annexe 7).

Le critère de qualité relatif au cuivre retenu pour l'usage le plus sensible, celui de la toxicité chronique pour la vie aquatique, est de 0,0027 mg/L pour une eau d'une dureté de 120 mg/L de CaCO₃. Le réseau de surveillance de la qualité de l'eau a enregistré des dépassements du critère de toxicité chronique à toutes les stations du secteur. Les teneurs en cuivre dépassaient ce critère avec une fréquence supérieure à 40 p. 100 à seulement une station (9063). L'amplitude moyenne de dépassement était de 1,7 fois ce critère (tableau 29).

Pour le plomb, le critère retenu pour l'usage le plus sensible, celui de la vie aquatique (toxicité chronique), est de 0,0040 mg/L pour les eaux d'une dureté de 120 mg/L. Durant la période de 1985 à 1990 (annexe 7), plus de 25 p. 100 des teneurs en plomb se situaient sous la limite de détection de la méthode analytique (0,0002 mg/L). Le réseau de surveillance a enregistré un dépassement du critère de toxicité chronique pour la vie aquatique à une seule reprise, soit au centre du chenal des Grands Voiliers (station 9063) où on a observé une teneur de 0,0042 mg/L (annexe 7).

Le critère retenu pour le zinc relativement à l'usage le plus sensible, celui de la protection de la vie aquatique (toxicité chronique), est de 0,123 mg/L pour les eaux du fleuve

dans la région de Québec. Ce critère n'a pas été dépassé durant la période de 1985 à 1990. La teneur maximale de 0,0500 mg/L était bien en deçà du critère le plus sévère (annexe 7).

4.1.3.4 *Autres substances toxiques*

La détection de contaminants comme les pesticides organochlorés, les biphényles polychlorés (BPC), les chlorobenzènes, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les phtalates et les substances phénoliques 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 L), employée dans les stations NAQUADAT, ne permet pas de prélever une quantité suffisante d'échantillon qui permette de détecter les substances organochlorées qui sont, pour la plupart, à peu près insolubles dans l'eau (Désilets et Langlois, 1989). Des méthodes expérimentales utilisant de grands volumes d'eau (20 L et 60 L) ont été mises à l'essai dans le fleuve en 1990 et 1991 par Environnement Canada (Quémerais *et al.*, 1994a, 1994b; Proulx 1993a, 1993b). Les quelques résultats expérimentaux obtenus au moyen de cette technique, qui a été appliquée à une station située dans le fleuve au niveau du cap Diamant et à six autres localisées dans l'embouchure de tributaires du secteur, ont permis de quantifier au mieux certaines substances organiques toxiques.

Dans les sections qui suivent, la discussion sur les résultats d'analyse des substances organiques toxiques ne se limitera donc pas uniquement aux données du réseau NAQUADAT de surveillance de la qualité de l'eau. Un effort a été fait pour rassembler les résultats obtenus par l'analyse de grands volumes d'eau et lors 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 de 16 des 18 substances organochlorées analysées dans un petit volume (1 L) d'eau du fleuve (tableau 30). Les limites de détection associées aux méthodes utilisées sont fournies à l'annexe 6. Dans le

cas des données NAQUADAT, le test du dépassement de critères a été administré seulement aux deux substances organochlorées dont la fréquence de détection est importante. Ces deux composés sont l' α -BHC et le γ -BHC (tableau 30).

Les teneurs en α -BHC enregistrées à trois stations (9062, 9063 et 9066) du transect de l'île d'Orléans se situaient entre la limite de détection (0,4 ng/L) et une valeur maximale de 2,7 ng/L (annexe 7). Toutes les concentrations de α -BHC étaient inférieures au critère de l'usage le plus sensible, celui pour l'eau brute, fixé à 9,2 ng/L. Le critère de toxicité chronique, fixé 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.

Les teneurs en γ -BHC (lindane) enregistrées dans NAQUADAT se situaient entre la limite de détection (0,4 ng/L) et une valeur maximale de 1,5 ng/L (annexe 7). Toutes les valeurs de lindane respectaient le critère relatif à l'usage le plus sensible, celui relatif à l'eau brute, fixé à 18,6 ng/L.

Dans NAQUADAT, les teneurs en mirex 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**, toutes les valeurs mesurées dans le secteur d'étude Québec-Lévis durant la période de 1985 à 1990 étaient au 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 contamination d'organismes aquatiques et d'eau brute. Il est donc impossible de savoir sur la base de ces seules données si ces critères sont respectés.

Tableau 30
Fréquence de détection des substances organochlorées
dans le Saint-Laurent entre 1985 et 1990

<i>Substances organochlorées</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
Alpha-Endosulfan	353	2,0
Bêta-Endosulfan	351	0
Alpha-(<i>cis</i>) Chlordane	355	1,4
Gamma-(<i>trans</i>) Chlordane	355	1,4
Gamma-BHC (lindane)	355	51,0
Alpha-BHC	323	85,4
Mirex	359	0
Aldrine	359	2,5
Endrine	354	1,7
Dieldrine	355	15,5

Source : Rondeau, 1993.

Les résultats fragmentaires obtenus en 1990 et 1991 dans des échantillons de grand volume prélevés dans le fleuve à la hauteur du cap Diamant et dans l'embouchure des tributaires montrent des concentrations de DDT, de chlordane et de diazinon dépassant fréquemment les critères de qualité de l'eau (tableau 31). Exception faite d'une mesure dans le fleuve, le DDT a été détecté dans tous les échantillons à des concentrations nettement supérieures au critère relatif à l'eau brute et à la contamination d'organismes aquatiques qui est identique (0,024 ng/L). De plus, ce pesticide qui est très persistant dans l'environnement a été

trouvé en concentrations dépassant occasionnellement le critère pour la protection de la vie aquatique (toxicité chronique) fixé à 1 ng/L.

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

Le chlordane a dépassé quelques fois les critères de qualité relatifs à l'eau brute et à la contamination d'organismes aquatiques dans quatre tributaires : les rivières Chaudière, Etchemin, à la Scie et Saint-Charles. Finalement, toutes les teneurs en diazinon enregistrées dans les tributaires étaient supérieures au critère de 3 ng/L relatif à la protection de la vie aquatique, alors que les dépassements étaient moins fréquents dans le fleuve (tableau 28).

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.*, 1990; Quémerais *et al.*, 1994a, 1994b), les résultats enregistrés dans NAQUADAT apparaissent peu fiables (Houle *et al.*, 1994). Les données NAQUADAT pour les BPC n'ont pas été utilisées dans notre test de dépassement de critères. Ces doutes ont déjà eu quelques répercussions puisque Rondeau (1993) a volontairement omis ces résultats dans sa compilation des données NAQUADAT.

Les données récentes disponibles pour les BPC se limitent aux quelques résultats obtenus en 1990 et 1991 dans des échantillons de grand volume d'eau (tableau 31). Ces résultats sont préoccupants puisque les concentrations dépassaient en majorité le critère de qualité (0,079 ng/L) retenu pour l'eau brute et la contamination des organismes aquatiques. Par contre, le critère de toxicité chronique fixé à 1 ng/L pour la protection de la vie aquatique était respecté dans tous les prélèvements (tableau 31).

Tableau 31
Concentrations des substances organiques toxiques mesurées dans le fleuve et ses principaux tributaires

Lieux	Date	Concentrations en ng/L									
		BPC ^a	HAP ^b	BHC ^c	HCB	DDT ^d	TCP ^e	PCP ^f	Chlordane ^g	Atrazine	Diazinon
Fleuve											
Jusant (0,2 profondeur)	11/08/90	0,000	8,123	0,000	0,000	0,655	---	---	0,000	19,608	2,297
Jusant (0,7 profondeur)	11/08/90	0,000	6,330	0,000	0,000	0,420	---	---	0,045	12,325	1,232
Jusant (0,2 profondeur)	20/10/90	0,247	7,451	0,000	0,042	0,516	---	---	0,202	7,283	1,289
Jusant (0,7 profondeur)	20/10/90	0,000	9,635	0,000	0,000	0,000	---	---	0,000	11,765	0,000
Jusant (0,2 profondeur)	10/05/91	0,552	8,497	0,043	0,035	1,327	0,136	0,523	0,439	1,494	10,006
Jusant (0,7 profondeur)	10/05/91	0,652	6,984	0,047	0,025	1,201	0,108	0,336	0,294	1,961	6,979
Flot (0,2 profondeur)	30/08/91	0,100	3,772	0,052	0,000	1,142	0,224	0,878	0,292	2,988	1,363
Flot (0,7 profondeur)	30/08/91	0,151	2,988	0,039	0,000	1,656	0,224	0,990	0,368	3,361	6,517
Flot (0,2 profondeur)	08/11/91	0,229	1,867	0,071	0,032	0,902	0,392	0,822	0,314	3,641	4,426
Flot (0,7 profondeur)	08/11/91	0,282	3,093	0,084	0,105	0,771	0,261	1,195	0,403	4,202	8,796
Rivières											
du Cap Rouge	10/07/91	0,096	12,586	0,018	0,071	0,420	0,280	0,747	0,186	2,726	5,602
	14/11/91	0,067	0,000	0,046	0,000	0,564	0,127	0,542	0,258	0,000	4,183
Chaudière	03/07/91	0,214	0,149	0,101	0,007	2,779	0,240	0,362	0,952	1,270	6,741
	13/11/91	0,045	0,000	0,032	0,000	0,432	0,125	0,504	0,213	0,000	4,911
Etchemin	03/07/91	0,676	14,715	0,078	0,028	5,777	0,285	1,188	1,979	4,482	22,316
	13/11/91	0,012	0,000	0,038	0,000	1,036	0,375	1,176	0,275	0,000	3,473
Montmorency	14/11/91	0,080	0,000	0,058	0,000	1,180	1,289	6,331	0,312	0,000	10,924
Saint-Charles	14/11/91	0,313	0,000	0,106	0,000	2,332	0,915	4,669	0,579	0,000	28,385
à la Scie	03/07/91	0,409	6,593	0,030	0,034	1,311	0,107	0,077	0,558	6,928	5,247
	13/11/91	0,010	0,000	0,050	0,000	0,340	0,896	2,185	0,112	0,000	6,106
Critères de qualité											
Eau brute		0,079	2,8	n.d.	0,72	0,024	1000	3000	0,46	6000	2000
Contamination d'organismes aquatiques		0,079	31,1	n.d.	0,74	0,024	n.d.	n.d.	0,48	n.d.	n.d.
Vie aquatique (toxicité chronique)		1	n.d.	10	6,5	1	1000	1400	6	200	3

Source : Données inédites de C. Lemieux et B. Quémerais, Section contamination du milieu aquatique, Centre Saint-Laurent.

^a Sommation de 13 congénères (77, 101, 105, 118, 126, 128, 138, 153, 169, 170, 180, 183 et 194). ^b Sommation de six composés : benzo(a)anthracène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(a)pyrène, dibenzo(a,h)anthracène et indéno(1,2,3-c,d)pyrène. ^c Sommation du lindane, α -BHC et γ -BHC. ^d Sommation de cinq isomères : *o,p'*-DDT, *p,p'*-DDT, *o,p'*-DDD, *p,p'*-DDD et *p,p'*-DDE. ^e TCP : tétrachloro-2,3,4,6 phénol. ^f PCP : pentachlorophénol. ^g Sommation du *cis*- et *trans*-chlordane.

Légende. - Les valeurs en caractères gras indiquent les dépassements de critères. n.d. : aucun critère retenu pour cet usage.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). - Bien que les nombreux composés de la classe des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) forment une classe de grand intérêt, ceux-ci n'ont pas été mesurés dans le réseau NAQUADAT faute de limites de détection suffisamment basses pour permettre leur quantification avec une précision acceptable. Les analyses d'échantillons de grand volume d'eau ont permis de mesurer plusieurs HAP dans le fleuve et dans certains de ses tributaires (tableau 31).

La concentration totale de six composés des HAP – benzo(*a*)anthracène, benzo(*b*)fluoranthène, benzo(*k*)fluoranthène, benzo(*a*)pyrène, dibenzo(*a,h*)anthracène et indéno(1,2,3-*cd*)pyrène – qui présentent une évidence suffisante de cancérogénéicité a été comparée aux critères de qualité relatifs à l'eau brute et à la contamination d'organismes aquatiques (tableau 31). Ces critères correspondent à un niveau de risque correspondant à la probabilité d'un cas de cancer supplémentaire dans une population exposée d'un million d'individus (MENVIQ, 1990, rév. 1992). Ces données fragmentaires montrent que neuf des dix teneurs en HAP mesurées en 1990 et 1991 dans le fleuve à la hauteur de Québec dépassaient le critère d'eau brute, mais elles étaient toutes inférieures au critère retenu pour la contamination d'organismes aquatiques (tableau 31). En été, les rivières du Cap Rouge, Etchemin et à la Scie affichaient des concentrations de HAP supérieures au critère d'eau brute (tableau 31). Cependant, ces six HAP n'ont pas été détectés dans les rivières échantillonnées durant l'automne 1991.

Pham *et al.* (1993b) ont observé que les concentrations moyennes des HAP (12 composés) dans le Saint-Laurent atteignaient des valeurs maximales au printemps et en automne en raison de la fonte des neiges et d'un ruissellement accru durant l'automne. Ces auteurs ont établi la contribution relative des principales sources de HAP en automne comme suit : dépôt par voie atmosphérique (52 p. 100), apports des tributaires (17 p. 100), des Grands Lacs (8 p. 100) et des autres sources (23 p. 100) incluant les effluents industriels et municipaux, les déversements accidentels de produits pétroliers et le ruissellement. La composante atmosphérique pourrait diminuer d'environ 15 p. 100 au printemps (Pham *et al.*, 1993b).

4.1.4 Répartition de la contamination

Les décomptes bactériens effectués avant la mise en service des stations d'épuration de la CUQ en 1992 et de Lévis-Pintendre en 1991 montrent clairement la contamination microbiologique causée par les rejets urbains qui étaient déversés sans traitement dans le secteur d'étude Québec-Lévis. Bien qu'on ait observé en 1993 et 1994 une diminution du nombre de coliformes fécaux malgré les problèmes de fonctionnement des stations d'épuration de la CUQ, le fleuve était toujours contaminé par les eaux domestiques, notamment par les surverses du trop-plein d'égouts qui surviennent périodiquement, faute d'ouvrages de rétention.

Afin d'illustrer la distribution spatiale des contaminants chimiques les plus préoccupants dans le secteur d'étude Québec-Lévis, 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 de 1985 à 1992 ont été regroupés par point d'échantillonnage au tableau 32. La figure 16 illustre la répartition géographique de ces substances.

Pour la période 1985-1992, les teneurs en phosphore total dépassaient fréquemment les critères de qualité de l'eau à toutes les stations NAQUADAT. Par ailleurs, les fréquences de dépassement observées dans l'eau brute puisée aux prises d'eau de Sainte-Foy, de Saint-Romuald et de Lauzon ont baissé entre 1990 et 1994, mais elles pouvaient encore atteindre, en 1994, entre 40 et 60 p. 100 selon le site d'échantillonnage (Hébert, 1995). Comme il a déjà été mentionné, l'eutrophisation ne constitue pas une menace à cause des courants rapides, caractéristiques de ce secteur.

Les fortes concentrations de fer et d'aluminium enregistrées dans toutes les stations NAQUADAT pourraient s'expliquer par la composition des roches du bassin de drainage. L'eau du fleuve serait naturellement enrichie en fer et en aluminium, éléments majeurs des roches qui forment le Bouclier canadien. D'ailleurs, selon les connaissances actuelles, les concentrations de fer et d'aluminium observées dans le secteur d'étude n'ont pas d'effets néfastes sur l'être humain. Les critères qui s'appliquent au fer et à l'aluminium servent essentiellement à assurer la qualité esthétique et organoleptique de l'eau de consommation. Par contre, le chrome et le cuivre dépassaient fréquemment le critère de toxicité chronique pour la vie aquatique à

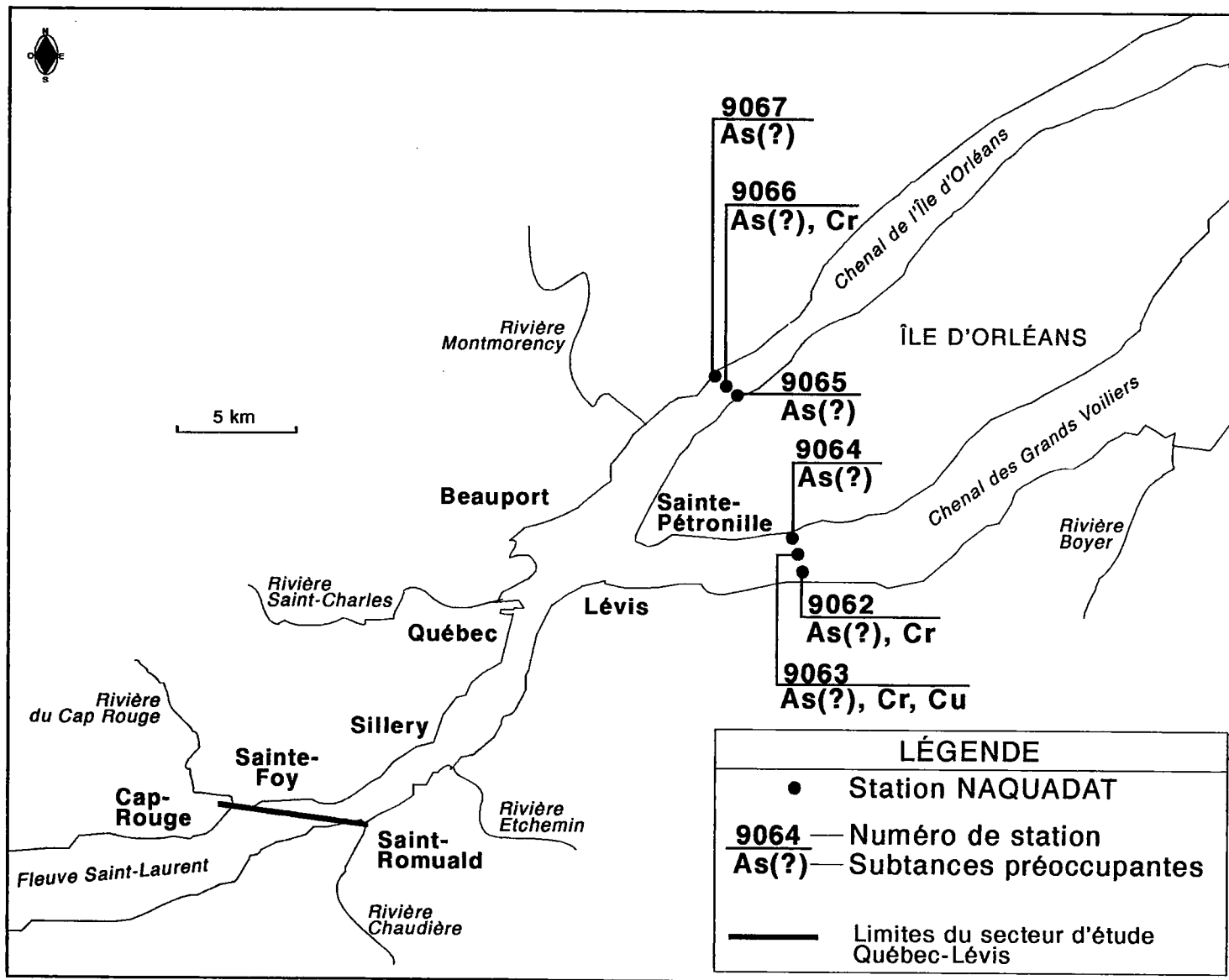


Figure 16 Substances préoccupantes trouvées aux stations NAQUADAT dans le secteur d'étude Québec-Lévis

Tableau 32
Paramètres présentant un potentiel de risque dans l'eau
du secteur d'étude Québec-Lévis

<i>Site</i>	<i>Contaminants</i>
Fleuve (Stations NAQUADAT)	
9062	Arsenic? chrome
9063	Arsenic? chrome, cuivre
9064	Arsenic?
9065	Arsenic?
9066	Arsenic? chrome
9067	Arsenic?
Fleuve à la hauteur du cap Diamant	(BPC), (HAP), (DDT), (diazinon)
Tributaires	
Rivière Chaudière	Phosphore, (BPC), (DDT), (chlordane), (diazinon)
Rivière Etchemin	Phosphore, (BPC), (HAP), (DDT), (chlordane), (diazinon)
Rivière à la Scie	(BPC), (HAP), (DDT), (chlordane), (diazinon)
Rivière Boyer	Phosphore
Rivière Montmorency	(BPC), (DDT), (diazinon)
Rivière Saint-Charles	Phosphore, (BPC), (DDT), (chlordane), (diazinon)
Rivière du Cap Rouge	Phosphore, (BPC), (HAP), (DDT), (diazinon)

Légende. - ? : les teneurs en arsenic montrent peu de variations dans le bassin Grands Lacs - Saint-Laurent et semblent correspondre à un «bruit de fond» plutôt qu'à des sources anthropiques locales. Les critères pour l'arsenic sont présentement en révision. () : les données entre parenthèses représentent des résultats fragmentaires à cause du faible nombre d'échantillons prélevés ou du site d'échantillonnage.

plusieurs des stations (figure 16). Les teneurs élevées en métaux lourds enregistrées à la hauteur de l'île d'Orléans résulteraient en grande partie de l'augmentation, de l'amont vers l'aval, des MES auxquelles sont liés les ions métalliques.

L'arsenic dépassait systématiquement la teneur admissible par les critères d'eau brute et de contamination d'organismes aquatiques. Il semble cependant que les valeurs mesurées représentent 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. Finalement, des données fragmentaires en raison du faible nombre d'échantillons ou du site de prélèvement d'échantillons ont soulevé certaines préoccupations dans le cas des BPC, HAP et substances organochlorées trouvés dans l'eau du fleuve à Québec et dans plusieurs rivières débouchant dans le secteur d'étude Québec-Lévis (tableau 32).

4.2 Qualité des sédiments

La force des courants et l'influence des marées limitent considérablement les zones de dépôt de sédiments fins dans le chenal fluvial du Saint-Laurent et sur la majeure partie de son littoral. Il existe néanmoins des zones lenticules où les conditions hydrodynamiques et les caractéristiques physiographiques favorisent la sédimentation de particules fines auxquelles peuvent être liés des contaminants. Il s'agit d'une part de sites naturels, dont les battures du chenal de l'Île d'Orléans et de l'anse aux Sauvages, et d'autre part, d'aménagements portuaires tels que bassins, quais, marinas et chenaux dragués.

Mise à part la zone portuaire de Québec, l'information disponible sur la qualité des sédiments de l'estuaire fluvial est peu nombreuse. Des données historiques provenant d'une soixantaine de stations permettent de dégager, tout au plus, certaines observations générales sur la qualité des sédiments du chenal de l'Île d'Orléans et du chenal des Grands Voiliers au début des années 1970 (Sérodès, 1978). En ce qui a trait à la zone portuaire, plusieurs études récentes ont permis une caractérisation sédimentaire détaillée de certains secteurs fluviaux, de l'estuaire de la rivière Saint-Charles et du bassin Louise (Procéan, 1990 et 1992a).

Historiquement, l'utilisation de critères de qualité pour la gestion des activités de dragage a permis d'évaluer la contamination des sédiments à des fins de rejet en eau libre de matériaux dragués (Vigneault *et al.*, 1978). Par la suite, ces critères ont été révisés pour produire des critères intérimaires de qualité non seulement pour la gestion des résidus de dragage, mais également pour la protection des organismes benthiques (CSL et MENVIQ, 1992).

4.2.1 Critères de qualité des sédiments

La firme Procéan (Procéan, 1991a) a effectué, sous la direction d'un comité intergouvernemental (CSL et MENVIQ, 1992), la révision des critères de qualité des sédiments du Saint-Laurent. À partir d'une revue de littérature et d'une évaluation de différentes approches scientifiques utilisées dans l'élaboration des critères et sur la base des connaissances scientifiques actuelles des caractéristiques biogéochimiques du Saint-Laurent, ce comité a proposé des critères d'évaluation pour la contamination des sédiments selon trois niveaux (tableau 30) :

- 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 en 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. Si les concentrations dépassent le SEM, un examen environnemental attentif doit guider la conception des projets ainsi que le choix des modes d'élimination.
- NIVEAU 3** Le seuil d'effets néfastes (SEN) correspond à la teneur en 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, le rejet en eau libre des matériaux dragués dont la teneur en contaminants dépasse ce seuil est à proscrire. Les matériaux contaminés devraient faire l'objet d'un traitement ou d'un confinement.

Les critères de qualité relatifs aux contaminants organiques non polaires ont été modifiés de façon à tenir compte de la rétention de ces substances sur la portion organique des sédiments. Ce processus dynamique de partition des composés hydrophobiques entre la phase

aqueuse et la phase particulaire, appelé adsorption, réduit la disponibilité des contaminants pour les organismes benthiques. Le caractère intérimaire des critères indique qu'ils feront l'objet de réajustements périodiques en fonction des nouveaux développements scientifiques et d'une meilleure connaissance des sédiments du fleuve (CSL et MENVIQ, 1992).

Tableau 33
Liste des substances toxiques dosées dans les sédiments du secteur d'étude Québec-Lévis
et critères intérimaires de qualité des sédiments du Saint-Laurent

<i>Paramètres</i> <i>(en µg/g ou µg/g pour 1 p. 100 de COT*)</i>	<i>Niveau 1</i> <i>(SSE)</i>	<i>Niveau 2</i> <i>(SEM)</i>	<i>Niveau 3</i> <i>(SEN)</i>
Métaux lourds			
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
Substances organiques toxiques			
BPC (totaux)	0,02	0,2	1
HAP (totaux)	1	(3,6)	(6,4)

Source : CSL et MENVIQ, 1992.

* Les critères de qualité relatifs aux métaux lourds et aux substances organiques toxiques sont exprimés en microgrammes par gramme (µg/g) de sédiments, sauf les critères de niveau 3 (SEN) relatifs aux substances organiques toxiques qui sont exprimés en microgrammes par gramme (µg/g) de sédiments pour 1 p. 100 de carbone organique total (COT). Pour établir les critères de qualité de niveau 3 (SEN) relatifs aux BPC ou aux HAP 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. - (3,6) : sommation des critères individuels des HAP. SSE : seuil sans effet. SEM : seuil d'effets mineurs. SEN : seuil d'effets néfastes.

4.2.1.1 *Limites d'application des critères*

L'approche retenue pour la détermination des critères de niveaux 2 (SEM) et 3 (SEN) est celle de la «Teneur de dépistage» (*Screening Level Concentration*, ou SLC; Procéan, 1991a). Cette approche utilise des données de terrain sur la coexistence de l'endofaune benthique et de concentrations variées de contaminants dans les sédiments. De cette façon, la Teneur de dépistage intègre les interactions des contaminants, les facteurs environnementaux (profondeur, vitesse du courant, turbidité, etc.) et toutes les voies d'exposition à la contamination qui influent sur la distribution des espèces (CSL et MENVIQ, 1992).

Cependant, dans la plupart des caractérisations de la contamination des sédiments du Saint-Laurent (Sérodes, 1978; Champoux et Sloterdijk, 1988; Hardy *et al.*, 1991a et 1991b), la concentration d'un contaminant est déterminée pour la fraction totale des métaux présents dans les sédiments. Les résultats de l'analyse de la fraction totale des métaux incluent non seulement des ions potentiellement contaminants pour le milieu, c'est-à-dire la fraction extractible (ions échangeables, ions adsorbés sur les particules et ions sous la forme de carbonate et d'oxyde), mais aussi les ions présents sous la forme lithogénique dont le potentiel de biodisponibilité est très faible.

«D'ailleurs, la concentration totale des métaux est, à toute fin pratique, inutile pour évaluer le degré de contamination des sédiments. Comme l'adsorption, la complexation et la précipitation des métaux sont les phases principales par lesquelles les métaux sont retenus dans les sédiments, la fraction extractible représente bien la contamination en incluant les métaux provenant d'apports anthropogéniques et liés à la matière organique, les sels, les métaux adsorbés et facilement extractible sur les minéraux d'argiles» (Lorrain et Jarry, 1992).

Les critères de qualité des sédiments ont été établis pour la phase extractible des métaux, et on assume que celle-ci forme la majeure partie de la concentration totale de certains métaux lourds trouvés dans les échantillons de sédiments prélevés en 1976 (Sérodes, 1978). En effet, ces dépôts se sont formés au tournant des années 1960, alors que la contamination des sédiments par le cadmium, le zinc, le plomb et le cuivre a atteint un maximum dans le fleuve Saint-Laurent (Carignan *et al.*, 1994). Par contre, les grandes tendances historiques en matière de pollution des sédiments du Saint-Laurent par le chrome et le nickel montrent que la

composante naturelle de ces métaux forme la majeure partie de la concentration totale (Carignan *et al.*, 1994; SNC-Procéan, 1992; Lorrain et Jarry, 1992). De façon générale, l'utilisation des concentrations totales de chrome et de nickel dans l'analyse des dépassements de critères surestime grandement le degré de contamination des sédiments du Saint-Laurent.

4.2.1.2 *Dépassements des critères de qualité*

La comparaison entre les teneurs des sédiments en contaminants et les critères de qualité a été effectuée à partir des données historiques de 1976 (forme totale) pour les chenaux de l'Île d'Orléans et des Grands Voiliers (Sérodès, 1978) et de données plus récentes de 1989 et 1991 sur les métaux trouvés dans la zone portuaire de Québec (Procéan, 1990 et 1992a). Les teneurs mesurées en 1989 et 1991 représentent la concentration extractible des métaux-traces et ne posent donc pas de difficultés d'application des critères.

Portion fluviale. - À l'exception du béryllium, des critères de qualité ont été retenus pour tous les métaux lourds dosés dans les échantillons de sédiments prélevés dans le fleuve en 1976 (Sérodès, 1978) et en 1989 (Procéan, 1990). Les valeurs seuils et les dépassements de critères de qualité retenus pour les trois niveaux de contamination par les métaux lourds, les BPC totaux et les HAP totaux sont présentés au tableau 34.

En 1976, les métaux affichaient de fréquents dépassements du seuil d'effets mineurs (SEM) dans le chenal de l'Île d'Orléans, sauf l'arsenic et le plomb (tableau 34). Seulement deux stations présentaient des teneurs, l'une en chrome et l'autre en mercure, supérieures au seuil d'effets néfastes (SEN). Ces deux stations d'échantillonnage sont situées à l'embouchure de la rivière Sainte-Anne et contiennent plus de 2,3 p. 100 de matières organiques.

Le chenal des Grands Voiliers présente presque la même image géochimique que celle observée dans le chenal de l'Île d'Orléans. Exception faite du plomb et de l'arsenic, de fréquents dépassements du SEM par plusieurs métaux lourds, en particulier par le chrome et le nickel, ont été observés dans les sédiments prélevés en 1976 (tableau 34). Toutefois, aucune teneur ne dépassait le seuil d'effets néfastes. Par ailleurs, le nombre de dépassements des critères de qualité pour le chrome et le nickel pourrait être surestimé car les teneurs naturelles

Tableau 34
Dépassements des critères de qualité des sédiments dans la portion fluviale
du secteur d'étude Québec-Lévis, selon les données de 1976 et 1989

Paramètres	Secteurs	N	SSE			SEM			SEN			
			(mg/kg)	n	%	(mg/kg)	n	%	(mg/kg)	n	%	
Arsenic	CIO	2	3	0	0	7	0	0	17	0	0	
	CGV	3		0	0		0	0		0	0	0
	ZP	119		8	7		1	1		0	0	
Chrome	CIO	11	55	9	82	55	9	82	100	1	9	
	CGV	2		2	100		2	100		0	0	
	ZP	119		20	17		20	17		0	0	
Cuivre	CIO	17	28	3	18	28	3	18	86	0	0	
	CGV	3		2	66		2	66		0	0	
	ZP	119		43	36		43	36		0	0	
Mercure	CIO	21	0,05	17	81	0,2	8	38	1	1	5	
	CGV	5		4	80		2	40		0	0	
	ZP	119		73	61		18	15		1	< 1	
Nickel	CIO	11	35	2	19	35	2	35	61	0	0	
	CGV	2		2	100		2	100		0	0	
	ZP	119		17	14		17	14		1	< 1	
Plomb	CIO	11	23	3	27	42	0	0	170	0	0	
	CGV	2		0	0		0	0		0	0	
	ZP	119		37	31		17	14		0	0	
Zinc	CIO	19	100	7	37	150	5	26	540	0	0	
	CGV	5		2	40		1	20		0	0	
	ZP	119		45	38		23	19		0	0	
Cadmium	ZP	119	0,2	n.d.	n.d.	0,9	n.d.	n.d.	3	8	7	
BPC (totaux)	ZP	24	0,02	11	46	0,2	0	0	1*	0	0	
HAP (totaux)	ZP	23	1	9	39	(3,6)	0	0	(6,4)*	0	0	

Sources : Données tirées de Sérodes (1978) pour les secteurs CIO et CGV (forme totale des métaux) et de Procéan (1990) pour le secteur ZP (forme extractible des métaux).

* La valeur numérique du critère varie en fonction du COT (voir tableau 33).

Légende. - SSE : seuil sans effet. SEM : seuil d'effets mineurs. SEN : seuil d'effets néfastes. N : nombre de résultats. n : nombre de résultats dont la valeur dépasse le seuil. CIO : chenal de l'île d'Orléans. CGV : chenal des Grands Voiliers. ZP : zone portuaire, sauf le bassin Louise et l'estuaire de la rivière Saint-Charles. n.d. : non déterminé. (6,4) : somme des critères individuels des HAP.

des sédiments du Saint-Laurent en chrome et en nickel sont généralement beaucoup plus importantes que la composante anthropique. Soulignons finalement que la couverture spatiale des stations dans le secteur du chenal des Grands Voiliers est très faible et se limite à cinq stations réparties le long des berges.

Zone portuaire de Québec. - La campagne d'échantillonnage de 1989 réalisée dans le cadre du programme de restauration des ports fédéraux a permis de prélever 119 échantillons de sédiments dans la partie fluviale de la zone portuaire entre le pont de Québec et la pointe ouest de l'île d'Orléans (Procéan, 1990). Le test de dépassement des critères de qualité appliqué à ces données a montré que les sédiments trouvés dans la plupart des secteurs fluviaux de la zone portuaire étaient moyennement contaminés (voir secteur ZP dans le tableau 34). Dans ce secteur, les teneurs en métaux lourds dépassaient à l'occasion (< 20 p. 100) le critère du SEM, sauf dans le cas du cuivre qui affichait une fréquence de dépassement de 40 p. 100 (tableau 34). Le test de dépassement des critères du SSE et du SEM n'a pas été appliqué au cadmium parce que la limite de détection analytique était plus élevée que la valeur des critères. Toutefois, 7 p. 100 des résultats positifs obtenus lors de l'analyse du cadmium ont dépassé le seuil d'effets néfastes (SEN au tableau 34).

Le cuivre et le cadmium apparaissent comme étant les substances les plus problématiques dans la portion fluviale des secteurs de la zone portuaire de Québec. Des teneurs maximales en cadmium ont été mesurées surtout sur les battures de Beauport (secteur 8) et de Sillery sur la rive nord, de même que près du quai d'Ultramar (secteur 5), de la MIL Davie (secteur 3) et sur les battures de Saint-Romuald sur la rive sud (voir la figure 4). Des teneurs maximales en cuivre ont été enregistrées dans le secteur du chantier maritime de la MIL Davie (secteur 3) et près des quais de Lévis (secteur 4) et d'Ultramar (secteur 5).

L'estuaire de la rivière Saint-Charles et le bassin Louise sont des aménagements portuaires adjacents à l'estuaire fluvial qui sont reconnus comme étant fortement contaminés. Suite à la campagne de 1989, qui a permis une caractérisation préliminaire de la zone portuaire de Québec, ces deux secteurs ont été retenus par Environnement Canada en vue d'une

caractérisation détaillée qui a été effectuée en 1991 et dont le but était de préciser l'étendue de la contamination et le volume des sédiments contaminés (Procéan, 1992a).

Les travaux de caractérisation entrepris en 1989 dans l'estuaire de la rivière Saint-Charles ont permis d'obtenir 37 échantillons de sédiments qui ont été prélevés à 25 stations différentes (Procéan, 1990). En 1991, l'échantillonnage des sédiments de l'estuaire a ajouté 79 autres échantillons recueillis à 20 sites de carottage (Procéan, 1992a). Dans le cas du bassin Louise, les campagnes de 1989 et 1991 ont permis de prélever respectivement 20 échantillons de sédiments à 13 stations et 54 échantillons à 20 sites de carottage (Procéan, 1990, 1992a).

Le tableau 35 contient une liste des substances préoccupantes dosées dans les échantillons prélevés dans l'estuaire de la rivière Saint-Charles et le bassin Louise et pour lesquels des critères ont été retenus pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent. La fréquence des dépassements du seuil d'effets mineurs (SEM) et du seuil d'effets néfastes (SEN) était importante dans ces deux secteurs de la zone portuaire. Plus de 65 p. 100 des teneurs en cadmium, cuivre, mercure, plomb et zinc étaient supérieures au SEM, tandis que les autres paramètres montraient des dépassements de ce critère dans 8 à 50 p. 100 des échantillons. Dans le cas de l'estuaire de la rivière Saint-Charles, les teneurs en cadmium, cuivre et zinc dépassaient le SEN dans plus de 45 p. 100 des échantillons. Quant aux sédiments du bassin Louise, ils affichaient des teneurs en cadmium, cuivre, plomb et zinc supérieures aux SEN dans près de 20 p. 100 des échantillons. Ces résultats indiquent une forte contamination de ces deux secteurs de la zone portuaire de Québec par les métaux.

Le taux élevé de carbone organique total (COT) mesuré dans les sédiments de la zone portuaire de Québec laisse croire que les contaminants organiques sont en grande partie liés aux matières organiques, ce qui contribue à les rendre moins biodisponibles. Les taux de COT dans les sédiments de la zone portuaire variaient entre 0,1 et 39,4 p. 100, avec des valeurs moyennes de 2,7 p. 100 et de 5,2 p. 100 dans le bassin Louise et l'estuaire de la rivière Saint-Charles respectivement. Comme le montre le tableau 33, le critère du SEN doit être normalisé en fonction du taux de COT jusqu'à concurrence de 10 p. 100. Par conséquent, la valeur numérique pour le critère du SEN qui s'applique au BPC peut atteindre 10 mg/kg.

Tableau 35
Dépassements des critères de qualité des sédiments dans la zone portuaire de Québec
(estuaire de la rivière Saint-Charles et bassin Louise)

Paramètre	Secteur	N	SSE			SEM			SEN		
			(mg/kg)	n	%	(mg/kg)	n	%	(mg/kg)	n	%
Arsenic	ESC	116	3	76	66	7	9	8	17	3	3
	BL	74		63	85		13	18		0	0
Cadmium	ESC	116	0,2	109	94	0,9	94	81	3	64	55
	BL	74		71	96		48	65		14	19
Chrome	ESC	116	55	55	47	55	55	47	100	1	1
	BL	74		37	50		37	50		0	0
Cuivre	ESC	116	28	96	83	28	96	83	86	53	46
	BL	74		69	93		69	93		19	26
Mercure	ESC	116	0,05	105	91	0,2	82	71	1	2	2
	BL	74		69	93		62	84		1	1
Nickel*	ESC	35	35	11	31	35	11	31	61	1	1
	BL	21		5	26		5	26		1	1
Plomb	ESC	116	23	98	84	42	81	70	170	4	3
	BL	74		70	95		67	91		16	22
Zinc	ESC	116	100	101	87	150	98	84	540	73	63
	BL	74		69	93		68	92		19	26
BPC totaux**	ESC	92	0,02	78	85	0,2	40	43	1***	4	4
	BL	60		51	85		10	17		0	0
HAP totaux**	ESC	87	1	55	63	(3,6)	23	26	(6,4)***	13	15
	BL	60		47	78		23	38		12	20

Sources : Selon les données de 1989-1991 (Procéan, 1990 et 1992a).

* Pour l'année d'échantillonnage de 1989 seulement.

** Seulement 80 p. 100 des échantillons ont été analysés pour les BPC et les HAP.

*** La valeur numérique du critère varie en fonction du COT (voir tableau 33).

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 seuil. ESC : estuaire de la rivière Saint-Charles. BL : bassin Louise. (3,6) : somme des critères individuels des HAP.

Les sédiments du bassin Louise et de l'estuaire de la rivière Saint-Charles sont contaminés principalement par les métaux lourds. Les teneurs en métaux lourds trouvées dans ces deux secteurs en 1989 et 1991 ont été comparées aux résultats obtenus en 1989 dans les

autres secteurs de la zone portuaire de Québec (secteurs 3 à 8; figure 4) et dans la zone portuaire de Montréal en 1990 et 1991 (tableau 36). Les teneurs en métaux lourds mesurées dans l'estuaire de la rivière Saint-Charles et le bassin Louise affichaient des valeurs médianes de 1,4 à 4,8 fois plus élevées que celles obtenues dans les autres secteurs de la zone portuaire de Québec mais étaient de 1,4 à 3,7 fois inférieures aux valeurs médianes observées dans la zone portuaire de Montréal. Bien que les teneurs en métaux observées dans l'estuaire de la rivière Saint-Charles et le bassin Louise se situent entre les valeurs mesurées dans les sédiments du fleuve et celles mesurées dans la zone portuaire de Montréal, il demeure que les teneurs maximales en nickel, zinc, plomb et cadmium observées dans ces bassins sont beaucoup plus élevées que celles mesurées à Montréal.

Tableau 36
Comparaison des teneurs extractibles en métaux lourds
de la zone portuaire de Québec avec celles de la zone portuaire de Montréal

Paramètres (mg/kg)	Zone portuaire de Québec											
	Zone portuaire de Montréal ^a			Estuaire de la riv. Saint-Charles et bassin Louise ^b						Autres secteurs ^c (secteurs 3 à 8)		
	Méd.	Min.	Max.	Méd.	Min.	Max.	Méd.	Min.	Max.			
Arsenic	10,0	< 5,0	110,0	4,1	0,3	26	1,0	1,0	8			
Cadmium	4,8	0,5	26,0	2,0	0,1	41	1,0	1,0	37			
Chrome	93	10	360	53	0,7	232	30	1	84			
Cuivre	240	30	5400	72	3,3	2724	28	3	72			
Mercure	0,85	0,2	11,0	0,31	0,01	1,10	0,10	0,01	1,41			
Nickel	41	6	150	30	3	1813	22	3	63			
Plomb	220	34	500	72	0,3	715	20	10	150			
Zinc	890	100	4500	452	15	10100	94	18	368			

Sources : ^a Données de 1990-1991 (EII-LE, 1991 et 1992). ^b Données de 1989-1991 (Procéan, 1990 et 1992a). ^c Données de 1989 (Procéan, 1990).

4.2.2 Répartition de la contamination et sources de pollution

L'estuaire de la rivière Saint-Charles et le bassin Louise sont parmi les sites aquatiques les plus contaminés du Saint-Laurent. Les prélèvements de sédiments ont montré que les principaux contaminants dans la zone portuaire sont les métaux lourds, particulièrement le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc. Dans le cas de ces métaux, les valeurs médianes sont voisines du seuil d'effets néfastes (SEN) et dépassent fréquemment le seuil d'effets mineurs (SEM).

En ce qui a trait aux données historiques, celles-ci montrent que la contamination des sédiments des chenaux de l'Île d'Orléans et des Grands Voiliers dépassait au début des années 1970 – alors que le fleuve était soumis à une pollution considérable – un niveau (teneurs totales > SEM) qui pouvait être nuisible à un certain nombre d'organismes benthiques.

4.2.2.1 Indice de contamination

En utilisant les critères de qualité, un indice de contamination par les métaux lourds a été calculé à partir des données de 1989 pour les secteurs de la zone portuaire de Québec et les battures de Sillery et de Saint-Romuald. Par ailleurs, les résultats de 1976 ont servi à établir le niveau historique de la contamination des deux chenaux bordant l'île d'Orléans (tableau 37). L'indice est basé sur le critère du seuil sans effet (SSE) et a été calculé à partir de la formule suivante :

$$I_{c_{SSE}} = \frac{\sum_{i=1}^K \frac{(teneur)_i}{(critère)_i}}{K}$$

où K représente le nombre de paramètres inorganiques utilisés. Les teneurs moyennes en huit métaux lourds (cadmium, cuivre, zinc, plomb, arsenic, mercure, nickel et chrome) ont servi au calcul de l'indice de contamination des secteurs de la zone portuaire et des battures de Sillery et de Saint-Romuald. Le nombre de paramètres est toutefois de sept dans le cas des données

historiques de 1976 parce que le cadmium n'a pas été analysé. L'indice de contamination donne une idée générale de la qualité des sédiments.

«Une valeur plus petite que 1 signifie qu'en moyenne, les teneurs en divers contaminants sont inférieures aux critères donc voisines du bruit de fond régional, tandis qu'une valeur supérieure à 1 indique une contamination par rapport aux critères» (Champoux et Sloterdijk, 1988; Pelletier et Bélanger, 1990).

L'indice de contamination est un outil qui permet d'obtenir une image relative de l'importance de la contamination des échantillons prélevés dans différentes zones du secteur d'étude Québec-Lévis. Ainsi, cette approche permet de visualiser la répartition spatiale des zones les plus contaminées. Il est possible d'évaluer la contamination des sédiments du secteur d'étude et d'identifier les sites aquatiques contaminés à partir des valeurs des indices de qualité des sédiments (tableau 37).

Les indices de contamination calculés à partir des données historiques de 1976 (Sérodes, 1978) sont plutôt faibles, compte tenu qu'il s'agit de concentrations totales, notamment dans le cas du chrome et du nickel, dont la composante naturelle est importante dans les sédiments du fleuve Saint-Laurent (Carignan *et al.*, 1994; Lorrain et Jarry, 1992; SNC-Procéan, 1992). Par contre, les données sur les teneurs extractibles en métaux lourds recueillies en 1989 montrent que certains secteurs de la zone portuaire de Québec sont fortement contaminés.

L'estuaire de la rivière Saint-Charles et le bassin Louise affichaient des valeurs très élevées de l'indice de contamination et se démarquaient nettement des autres secteurs portuaires avec des indices qui atteignaient respectivement 5,86 et 4,23 (tableau 37). En ce qui a trait aux autres secteurs, les indices de contamination obtenus pour les sédiments près du quai d'Ultramar et des installations du chantier maritime de la MIL Davie atteignaient des valeurs intermédiaires d'environ 2,0. Ces valeurs intermédiaires de l'indice résultent surtout de plusieurs teneurs en cadmium et en cuivre qui dépassaient fréquemment le seuil d'effets mineurs (SEM).

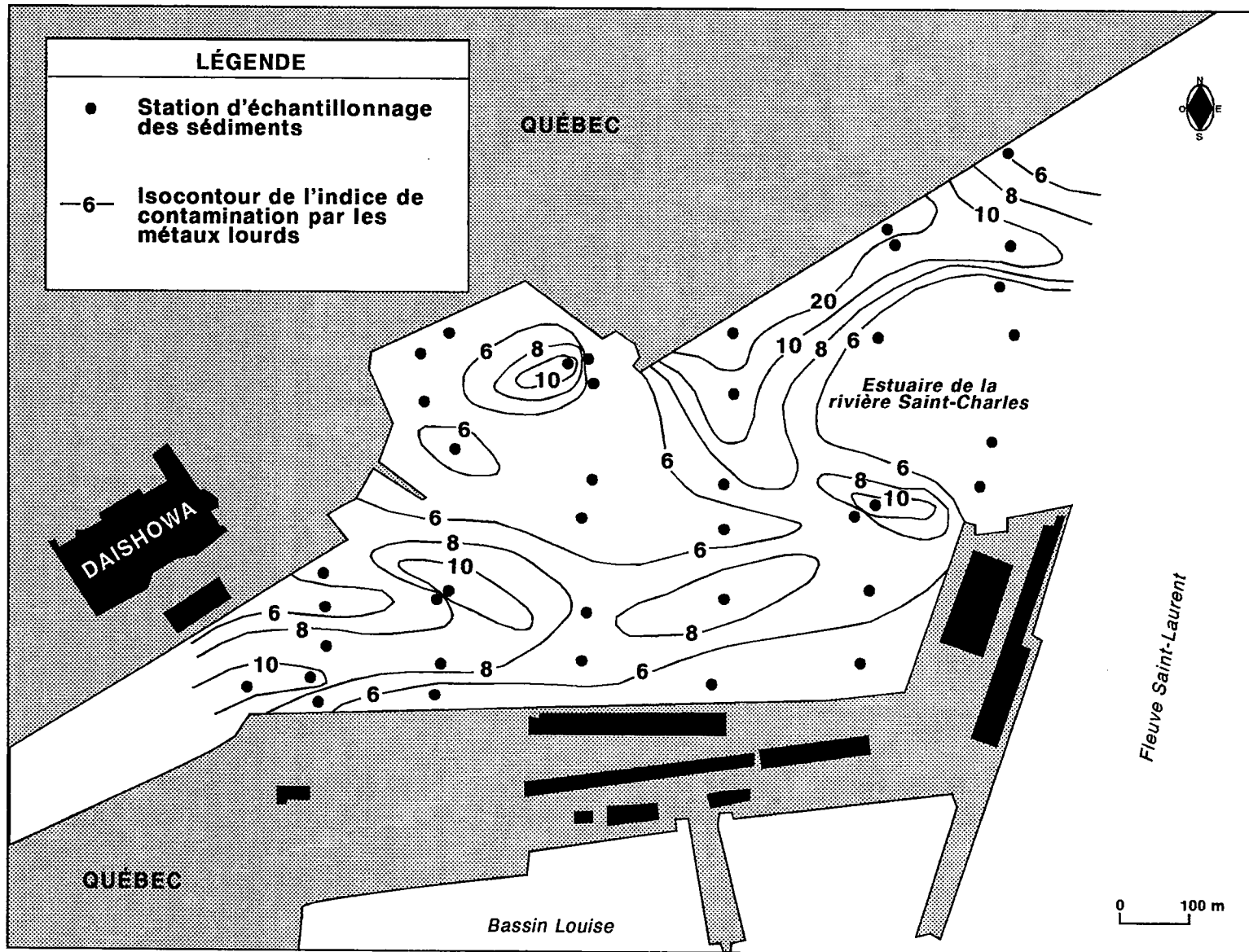
Le secteur du quai de Lévis et les battures de Beauport présentaient des indices de contamination relativement faibles, tandis que les teneurs en métaux-traces des sédiments prélevés près du quai d'Irving et dans le secteur de l'anse au Foulon s'approchaient des concentrations naturelles. Finalement, la contamination des sédiments prélevés en 1989 sur les battures de Sillery et de Saint-Romuald ressemblait dans l'ensemble à celle observée près du quai d'Ultramar et des chantiers de la MIL Davie, sauf que les sédiments trouvés sur les battures n'étaient pas contaminés par le cuivre (< SEM), mais uniquement par le cadmium à des teneurs supérieures au SEM (tableau 37).

Tableau 37
Indices de contamination (Ic), par les métaux lourds, des couches superficielles
de sédiments dans le secteur d'étude Québec-Lévis,
calculés en fonction des critères de qualité du seuil sans effet (SSE)

<i>Nom du secteur</i>	<i>Ic_{SSE}</i>	<i>Paramètres</i> <i>> SEM^a</i>	<i>Paramètres</i> <i>> SEN^a</i>
Secteur de l'île d'Orléans (1976)*			
Chenal des Grands Voiliers	1,33	Cr?, Ni?	
Chenal de l'Île d'Orléans	1,24	Hg, Cr?	
Secteurs de la zone portuaire de Québec (1989)**			
Secteur 1 - Estuaire de la rivière Saint-Charles	5,86	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn	Cd, Cu, Zn
Secteur 2 - Bassin Louise	4,23	As, Cr, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn	Cd, Cu, Pb
Secteur 3 - MIL Davie	1,99	Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, (Pb), Zn	
Secteur 4 - Quai de Lévis	1,48	Cu	
Secteur 5 - Quai Ultramar	2,10	Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn	
Secteur 6 - Anse au Foulon	1,09	Pb, (Cu)	
Secteur 7 - Quai Irving	0,90		
Secteur 8 - Battures de Beauport	1,40	Cd	
Hors secteurs - Battures de Sillery ^b et de Saint-Romuald	2,11	Cd, Cu	

Sources : * Concentrations totales de métaux lourds tirées de Sérodes, 1978. ** Concentrations extractibles de métaux lourds tirées de Procéan, 1990.

Légende. - SSE : seuil sans effet. SEM : seuil d'effets mineurs. SEN : seuil d'effets néfastes. Ic_{SSE} : indice de contamination calculé en fonction du SSE. (Pb) : les parenthèses indiquent que le métal est présent à des teneurs supérieures au SEM dans les couches profondes de sédiments sans le dépasser dans les couches superficielles. ^a Dans plus d'un échantillon prélevé dans les couches superficielles de sédiments. ^b Excluant la marina de Sillery.



Source : Modifié de Environnement Canada, 1994.

Figure 17 Indice de contamination des sédiments prélevés dans l'estuaire de la rivière Saint-Charles en 1989 et 1991

Des indices de contamination ont également été calculés pour tous les échantillons prélevés en 1989 et 1991 (Procéan, 1990 et 1992a) dans les couches superficielles de sédiments de l'estuaire de la rivière Saint-Charles (figure 17). Cette démarche a permis de mettre en évidence les secteurs les plus contaminés dans la zone portuaire de Québec. Les indices de contamination montrent que les sédiments trouvés près des quais 50 à 53 et dans la partie amont de l'estuaire de la rivière Saint-Charles sont parmi les plus fortement pollués de l'estuaire de la rivière Saint-Charles.

4.2.2.2 Sites aquatiques contaminés

À la lumière des études existantes, il est possible d'identifier certaines zones du secteur d'étude Québec-Lévis qui sont contaminées ou susceptibles d'être contaminées par des sources ponctuelles ou diffuses de pollution. Il y a lieu de noter que la qualité des sédiments de ce tronçon du fleuve n'est que partiellement connue, sauf pour les secteurs de la zone portuaire de Québec qui ont fait l'objet de caractérisations récentes. En effet, les données sur la contamination historique des sédiments du fleuve trouvés de chaque côté de l'île d'Orléans sont anciennes et ne sont donc pas représentatives des conditions actuelles en raison de la dynamique sédimentaire très active dans les chenaux de l'Île d'Orléans et des Grands Voiliers.

Portion fluviale du Saint-Laurent. - Un inventaire des sites aquatiques contaminés du Saint-Laurent réalisé par Lavalin (1989) a permis d'identifier 13 sites contaminés, ou susceptibles d'être contaminés, entre les municipalités de Cap-Rouge et de Montmagny (sites I-1 à I-13 à la figure 18). Dix de ces sites sont reconnus historiquement contaminés, et trois sont considérés comme potentiellement contaminés (sites I-1, I-2 et I-11). Le site I-9 (refuge d'oiseaux migrateurs de Montmagny), le site I-11 (port de Montmagny) et le site I-13 (réserve nationale faunique du cap Tourmente) sont situés à l'extérieur des limites du secteur d'étude Québec-Lévis. Les données historiques sur les sédiments montrent que des concentrations élevées de cuivre, de mercure, de zinc, de BPC et de HAP ont été trouvées dans les sites reconnus contaminés (Lavalin, 1989; Environnement Canada, 1993b). Aucune caractérisation de sédiments n'a été effectuée aux trois sites potentiellement contaminés.

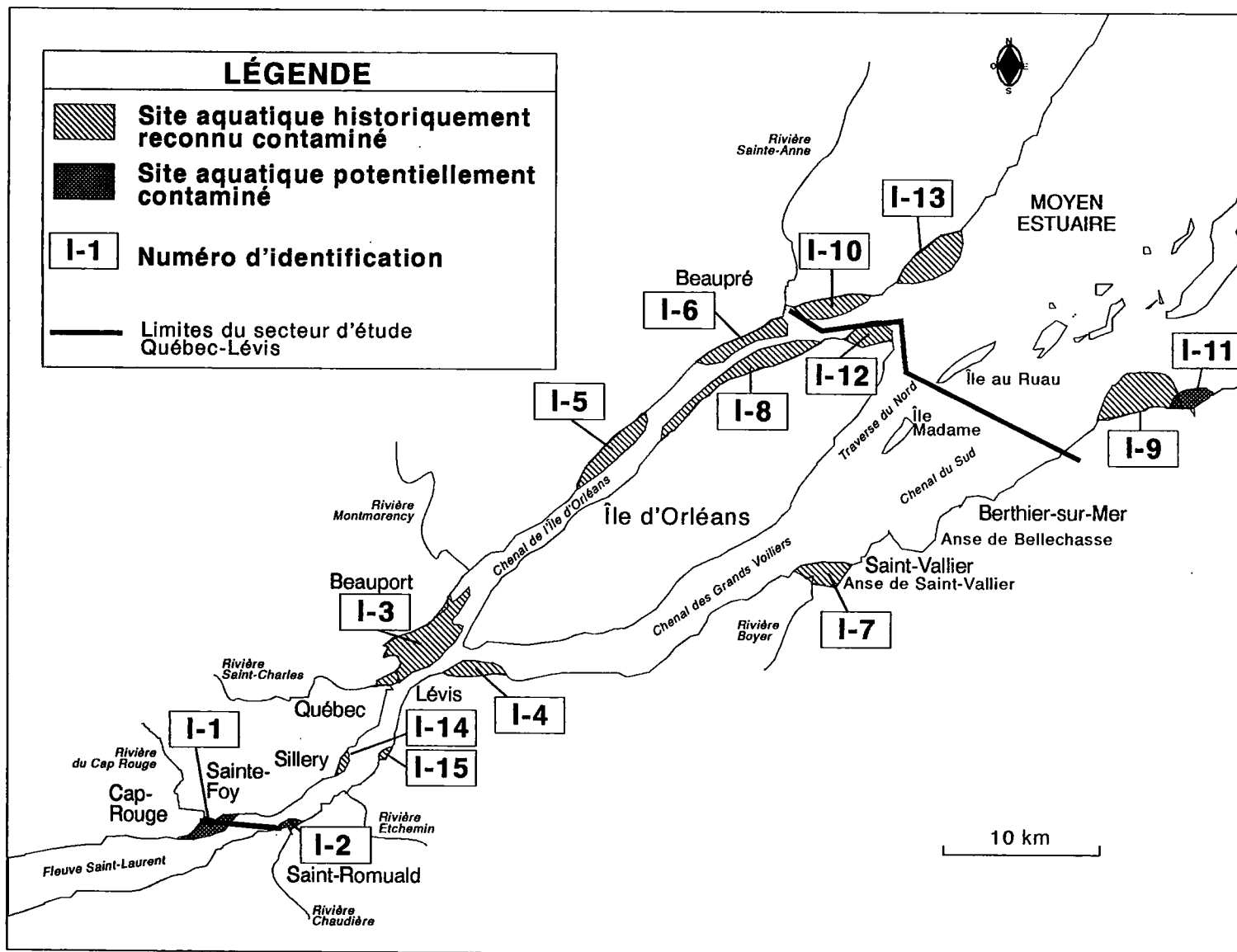
Selon Sérodes (1978), les résultats des analyses de sédiments prélevés en 1976 indiquaient un problème de contamination des sédiments par le mercure, le cuivre et le zinc sur le littoral nord près des rivières Saint-Charles et Sainte-Anne. Ces deux secteurs ont été ultérieurement circonscrits et identifiés par Lavalin (1989) comme étant des sites reconnus contaminés (sites I-3 et I-10 sur la figure 18).

Les charges en polluants conventionnels, organiques et inorganiques, en particulier les métaux lourds (Cr, Cu, Pb et Zn) provenant des eaux de la rivière Saint-Charles, des émissaires de débordement de la CUQ et des émissaires pluviaux de l'usine Daishowa et de la zone portuaire ont eu, et ont encore, un impact significatif sur la qualité des sédiments du site I-3 (Lavalin, 1989; Environnement Canada, 1993a). La contamination du site de Beaupré (I-10) a pu être causée par les rejets de l'Abitibi-Price, les eaux usées de la ville de Beaupré avant leur raccordement au réseau d'égouts de la CUQ et les apports de la rivière Sainte-Anne (Lavalin, 1989).

Les organismes de huit de ces sites aquatiques contaminés (figure 18) étaient affectés par la contamination. La faune ichthyenne des sites I-1, I-9 et I-11 présentait en 1986 une contamination par le mercure et les composés organochlorés (Paul et Laliberté, 1989), alors que le benthos des sites I-2, I-3, I-4, I-9 et I-12 accusait une baisse de diversité des espèces à la fin des années 1970 (Levasseur, 1978).

En plus des sites aquatiques reconnus historiquement contaminés qui ont été répertoriés par Lavalin (1989) dans le secteur d'étude Québec-Lévis, on se doit d'ajouter à la liste la marina de Sillery sur la rive nord (site I-14), qui est contaminée par l'arsenic, le cadmium, le cuivre et le zinc, ainsi que le quai d'Ultramar sur la rive sud (site I-15) dont les sédiments sont pollués par le cuivre et le cadmium (Procéan, 1990).

Le jeu des marées présente, par la remise en suspension des sédiments contaminés, un risque non négligeable de recontamination des sédiments du fleuve. Ces sédiments remis en circulation peuvent, par la suite, être transportés vers d'autres zones d'accumulation. Il existe encore des sources locales de pollution qui sont actives, notamment les émissaires des eaux de



Source : Lavalin, 1989.

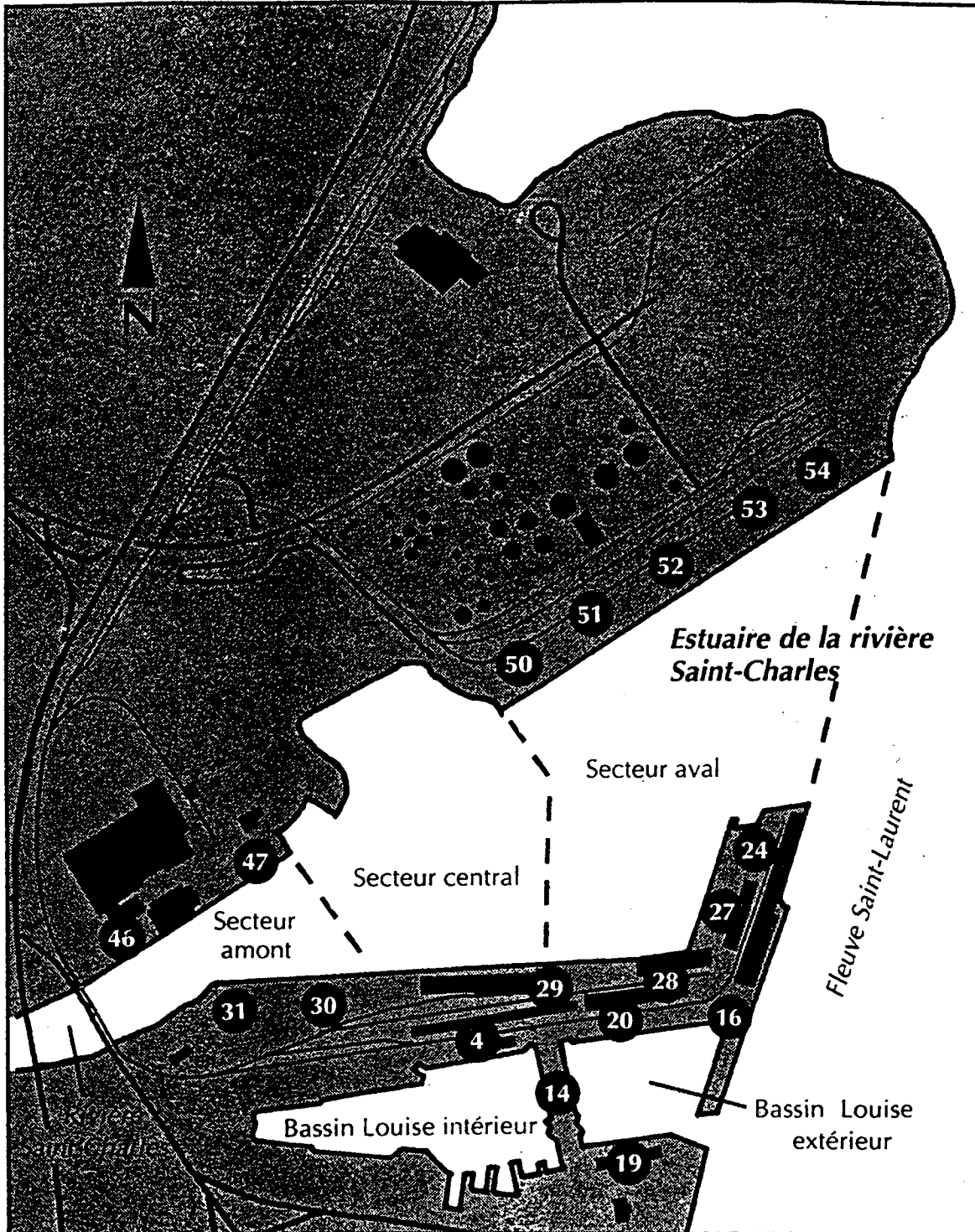
Figure 18 Sites aquatiques historiquement contaminés dans le secteur d'étude Québec-Lévis

débordement de la CUQ qui pourraient être responsables de contaminations sectorielles du fleuve.

Zone portuaire de Québec. - Comme on l'a déjà mentionné, une première caractérisation des sédiments réalisée en 1989 (Procéan, 1990) a montré que le bassin Louise et l'estuaire de la rivière Saint-Charles étaient fortement contaminés. D'ailleurs, suite à cette caractérisation, ces deux secteurs de la zone portuaire ont été identifiés comme des sites prioritaires en vue de leur restauration. Une deuxième caractérisation a donc été menée en 1991 (Procéan, 1992a) dans ces secteurs afin de préciser le degré et la nature de la contamination sur toute l'épaisseur des dépôts de sédiments.

Les données de forage ont montré que les sédiments trouvés dans la partie intérieure du bassin Louise (figure 19) étaient fortement contaminés sur toute la longueur des carottes de forage. Par contre, les couches superficielles de sédiments qui ont été échantillonnées dans la partie extérieure du bassin Louise présentaient une contamination beaucoup plus faible que celle observée dans le bassin intérieur. Seules quelques teneurs en cuivre et en zinc mesurées à une profondeur d'environ 75 cm sous la surface des sédiments du bassin extérieur montraient une faible contamination (Environnement Canada, 1993a).

Les volumes de sédiments contaminés ont été évalués pour les deux parties du bassin Louise qui ont fait l'objet de scénarios d'intervention élaborés par Environnement Canada (Procéan, 1992a et 1992b; GPR, 1993). Le bassin Louise intérieur, d'une superficie d'environ 122 000 m², contiendrait un volume de 309 000 m³ de sédiments contaminés. Ce bassin est pratiquement isolé du bassin extérieur, car seule une écluse en assure l'accès aux bateaux de plaisance. Les mesures de courants et de turbidité ont montré que l'opération de l'écluse n'entraîne pas le transport de matériaux accumulés dans le bassin intérieur vers le bassin extérieur, et par la suite vers le fleuve. Compte tenu que les sédiments se trouvent ainsi confinés à l'intérieur de ce bassin, il a été recommandé de ne pas restaurer ces sédiments pour le moment (Environnement Canada, 1993a).



Source : Environnement Canada, 1993a.

Figure 19 Vue générale des secteurs d'intervention dans la zone portuaire de Québec

Le bassin Louise extérieur (figure 19) dont la superficie est de 77 000 m² renfermerait entre les quais 19 et 20, un volume de 54 000 m³ de sédiments contaminés. Ces sédiments sont intercalés entre deux couches non contaminées : des sables anciens à la base et une couche superficielle d'une épaisseur de 75 cm formée de sédiments récents de bonne qualité. Le bassin extérieur ne semble soumis à aucune source active de contamination comme en témoigne la présence de sédiments faiblement contaminés en surface qui recouvrent tout le secteur. Étant donné que les sédiments contaminés sont déjà recouverts d'une couche de 75 cm de matériaux peu contaminés, ce confinement naturel plaide en faveur du *statu quo* (Environnement Canada, 1993a).

À l'instar du bassin Louise intérieur, les résultats des carottages effectués en 1991 ont confirmé que les sédiments de l'estuaire de la rivière Saint-Charles sont aussi fortement contaminés par les métaux lourds sur toute leur épaisseur. L'estuaire de la rivière Saint-Charles a été divisé en trois sous-secteurs qui présentent chacun des caractéristiques très différentes (figure 19). Pour ces trois sous-secteurs, huit scénarios nécessitant des interventions de nature différente ont été préparés en tentant de tirer profit de certains avantages qu'offre la zone portuaire (Environnement Canada, 1993a).

La portion amont de l'estuaire, localisée entre les quais 30 et 47 et qui s'étend jusqu'au déversoir du barrage de la rivière Saint-Charles, couvre une superficie de 80 000 m² et contient environ 320 000 m³ de sédiments contaminés. La profondeur d'eau maximale ne dépasse pas 2 m, et les courants sont relativement lents (5 à 10 cm/s) dans cette partie de l'estuaire. La rivière Saint-Charles et les émissaires qui s'y déversent représentent une source majeure et persistante de contamination dans ce secteur de la zone portuaire. Quelques égouts, principalement des émissaires d'eaux pluviales de la compagnie Daishowa, représentent une contribution négligeable. Étant donné que la portion amont de l'estuaire de la rivière Saint-Charles ne fait pas l'objet d'une utilisation intense en raison de sa faible profondeur et que les courants y sont faibles, le risque que ces sédiments contaminés soient remis en suspension et transportés vers les masses d'eau plus en aval est négligeable, ce qui a amené Environnement Canada à privilégier le *statu quo* pour cette partie de l'estuaire. Trois scénarios d'intervention

ont été examinés pour la portion amont de l'estuaire : a) dragage, traitement chimique et traitement biologique de la fraction fine; b) dragage de la couche superficielle des sédiments (2 m) et confinement en rive; et c) dragage et dépôt des sédiments contaminés dans la partie profonde de l'estuaire de la rivière Saint-Charles (Environnement Canada, 1993b). De plus, une intervention efficace ne peut être assurée sans le contrôle préalable des apports de la rivière Saint-Charles (Environnement Canada, 1993a).

La portion centrale comprend la partie de l'estuaire de la rivière Saint-Charles qui est délimitée par les quais 29, 30, 47 et 50 (figure 19). Cette portion couvre une superficie de 300 000 m², et le volume de sédiments contaminés apparaît énorme, soit plus de 2 000 000 m³. La portion centrale est caractérisée par la présence de matières organiques provenant de l'industrie des pâtes et papiers (successivement Papeterie Reed, Anglo Canadian Pulp et Daishowa), qui sont mélangées à une fraction de matières inorganiques contaminées par des métaux lourds. Ce dépôt de sédiments présente une texture spongieuse et peut atteindre 14 m d'épaisseur. Il est composé de pâte, de fibres, de copeaux de bois et même de billes de bois. Il constitue une entrave à la navigation, et jusqu'à tout récemment, il était nécessaire de draguer un couloir pour accéder au quai 47 puisque celui-ci était inaccessible à marée basse.

Bien que ces matières organiques ne soient pas considérées comme toxiques, les processus de décomposition des matières organiques contribuent à réduire la teneur en oxygène dissous de l'eau. De faibles quantités d'oxygène dissous dans l'eau peuvent nuire à la survie de certaines espèces de poissons. De surcroît, la fraction inorganique qui est dispersée dans l'ensemble de cette masse sédimentaire est fortement contaminée par les métaux lourds. Le mouvement des bateaux à cet endroit pourrait contribuer à la remise en circulation des contaminants qui risquent de migrer vers la portion aval pour finalement atteindre le fleuve. Une source ponctuelle, les débordements d'un émissaire municipal au quai 50, contribue toujours à la contamination de la portion centrale du secteur. Des correctifs devront être apportés pour assurer la permanence d'une restauration. Les deux scénarios d'intervention examinés pour ce type de pollution des sédiments font appel à l'incinération de la partie organique et au confinement de la partie inorganique (Environnement Canada, 1993b).

Toutefois, depuis quelques années, la compagnie Daishowa n'utilise plus le quai 47 pour ses opérations d'approvisionnement en bois. Le risque de remise en circulation des contaminants est ainsi diminué (Environnement Canada, 1993a).

La portion aval de l'estuaire de la rivière Saint-Charles couvre une superficie de 539 000 m² et est située en aval des quais 29 et 50 (figure 19). La profondeur y est beaucoup plus importante que dans les portions en amont. Près des quais, la profondeur varie entre 11 m et 15 m, et elle atteint 17 m à 20 m au centre. Le volume de sédiments contaminés dans la portion aval est approximativement de 1 650 000 m³. Les débordements d'un émissaire de la CUQ au quai 50 ainsi que l'entreposage et la manutention de minerais seraient responsables de la contamination par le cuivre, le cadmium et le zinc. La Société du Port de Québec a apporté des correctifs pour diminuer les apports atmosphériques occasionnés par la présence de matériaux entreposés en vrac sur les quais. Cependant, les apports associés au ruissellement persistent toujours, et des mesures de contrôle devraient être mises en place. La portion aval affiche les plus fortes teneurs en métaux lourds de l'estuaire de la rivière Saint-Charles. Cette contamination représente un potentiel d'apports toxiques au système fluvial, étant donné la proximité du fleuve et les fréquentes manoeuvres de navires (Environnement Canada, 1993a).

Bien que l'embouchure de la rivière Saint-Charles soit influencée par le jeu des marées qui pourrait causer un transport de sédiments contaminés vers l'extérieur de la zone portuaire, une étude récente indique que le risque de contamination du fleuve par les sédiments de l'estuaire est faible, et qu'à ce titre, une intervention n'est ni urgente, ni impérative (Environnement Canada, 1994). En effet, une étude menée au cours de l'automne 1992 indique que la circulation maritime, les vents et les courants n'augmentent pas de façon significative la remise en suspension des sédiments (Procéan, 1994a; Environnement Canada, 1993c). L'estuaire constitue donc une zone de sédimentation permanente. Les suspensoïdes contaminés qui parviennent au fleuve proviendraient principalement de la fraction des matières en suspension contaminées de la rivière Saint-Charles qui n'est pas retenue dans l'estuaire. Malgré l'absence de données couvrant un cycle annuel, ces résultats plaident en faveur de la stabilité de la couche sédimentaire actuelle. Il n'en demeure pas moins que les sédiments accumulés sont

contaminés et que leur présence représente toujours un danger potentiel à long terme pour le système fluvial (Environnement Canada, 1993a). Trois scénarios d'intervention ont été élaborés pour la portion aval du secteur : a) dragage avec dépôt dans la zone la plus profonde de l'estuaire de la rivière Saint-Charles; b) dragage avec dépôt en eau libre de la fraction grossière non contaminée et traitement chimique de la fraction fine; et c) dragage avec dépôt en eau libre de la fraction grossière et confinement en rive de la fraction fine contaminée (Environnement Canada, 1993a).

La plupart des sources de pollution qui contaminaient les bassins de la zone portuaire ne sont plus actives de façon continue, et celles qui le sont peuvent être corrigées (Environnement Canada, 1993a). Finalement, il y a lieu de mentionner que la situation qui prévaut dans la zone portuaire de Québec n'est pas exceptionnelle au Canada. La contamination de la zone portuaire mesurée à l'aide d'un indice de contamination est moins forte que celle des zones portuaires de Victoria, de Hamilton et de Montréal, mais par contre elle est plus importante que celle observée dans les zones portuaires de Halifax, de Toronto et de Trois-Rivières (Environnement Canada, 1993a).

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 fleuve dans le secteur d'étude Québec-Lévis (ZIP 14). La nature des principaux contaminants ainsi que leur provenance sont également résumées.

5.1 Pertes d'usages

La majorité des données sur la qualité chimique de l'eau qui ont été utilisées pour établir les pertes d'usages du milieu aquatique couvre la période de 1985 à 1990, notamment en ce qui a trait aux métaux lourds. Le temps de résidence de l'eau dans ce tronçon du fleuve étant de l'ordre de quelques jours, les pertes d'usages identifiées pour cette période représentent les conditions actuelles seulement si les interventions d'assainissement qui ont eu lieu dans le bassin du Saint-Laurent n'ont pas eu d'impacts significatifs sur la qualité des cours d'eau depuis la fin des années 1990. Au chapitre des interventions majeures d'assainissement, on note la mise en service au début des années 1990 de stations régionales d'épuration des eaux usées (CUQ, Lévis-Pintendre et Saint-Romuald). Or, les grandes tendances temporelles observées entre 1990 et 1994 dans le chenal de navigation montrent des baisses importantes des matières en suspension, principal vecteur des contaminants vers l'estuaire du Saint-Laurent.

À l'exception des bassins abrités de la zone portuaire de Québec, des marinas et des quais où les sédiments peuvent s'accumuler de façon permanente, le temps de résidence des sédiments fins sur les battures est probablement de l'ordre de seulement quelques mois. Il est sans doute encore plus court dans le corridor fluvial en raison de la force du courant qui est amplifiée par le jeu des marées. Ainsi, les seules données disponibles sur les sédiments des chenaux de l'Île d'Orléans et des Grands Voiliers, qui ont été obtenues en 1976, peuvent ne plus être représentatives du niveau actuel de la contamination de ces secteurs, où le temps de rétention des sédiments est court et où le taux de sédimentation est élevé. Ces données historiques représentent uniquement le niveau de contamination qui prévalait au début des

années 1970 alors que le Saint-Laurent était soumis à une pollution considérable. Par contre, les données sur les sédiments de la zone portuaire représentent bien le niveau de contamination au tournant des années 1980.

Les variations saisonnières des teneurs de l'eau en contaminants jouent sans doute un rôle important sur la durée des pertes d'usage au cours d'une même année. Contrairement aux teneurs observées 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 printanières et comme la remise en suspension des sédiments qui suit la sénescence automnale des herbiers de macrophytes, des concentrations plus élevées que durant le reste de l'année.

Le nombre de données NAQUADAT se situe entre trois et six résultats par année, et ceux-ci ont été obtenus à un nombre restreint de stations qui sont localisées en fonction des grandes masses d'eau. D'une part, la fréquence d'échantillonnage ne permet pas de cerner adéquatement les variations saisonnières des teneurs en contaminants. Il est alors possible que certaines années, aucun ou très peu d'échantillons aient été prélevés lorsque la teneur de l'eau en contaminants était élevée dans le fleuve pendant ces événements extrêmes de courte durée. Par conséquent, les pertes d'usages de l'eau résultant de la présence de certains contaminants pourraient être saisonnières, contrairement aux pertes d'usages associés aux sédiments, sauf si la fréquence de dépassement des critères de qualité d'eau est très élevée, et cela, durant plusieurs années. D'autre part, la faible représentativité spatiale des données de qualité de l'eau, inhérente à la nature ponctuelle des mesures, ne permet pas une évaluation exhaustive de l'ensemble du plan d'eau. Ces données permettent uniquement de caractériser certains secteurs qui ont fait l'objet d'une surveillance particulière.

Pour ces raisons, et aussi à cause de la méthode arbitraire qui a été retenue pour établir qu'une substance chimique est préoccupante dans l'eau et des limites d'application des critères de qualité, nous avons utilisé ici l'expression «perte potentielle d'usages» du milieu.

5.1.1 Pertes potentielles d'usages de l'eau

Certains usages de l'eau sont compromis dans le secteur d'étude Québec-Lévis à cause de la présence de diverses substances chimiques et de bactéries (tableau 38). Bien qu'on ait observé entre 1990 et 1994 une baisse significative du phosphore de l'ordre de 40 à 50 p. 100, les teneurs en phosphore enregistrées en 1994 pourraient causer une croissance excessive de plantes aquatiques, accélérant ainsi l'eutrophisation du milieu. Mais comme les facteurs physiques ne sont pas favorables dans le fleuve (courant rapide, forte turbulence, eau turbide) à la croissance des plantes, l'eutrophisation ne constitue pas une menace dans le secteur d'étude Québec-Lévis.

La principale perte d'usages touche la **survie des organismes aquatiques** (toxicité chronique) qui serait menacée à long terme par les concentrations de chrome et de cuivre mesurées dans les chenaux de l'Île d'Orléans et des Grands Voiliers (tableau 38). Les teneurs élevées en chrome et en cuivre mesurées dans l'eau du Saint-Laurent à la hauteur de l'île d'Orléans sont attribuées principalement à la grande quantité de matières en suspension (MES) que l'on observe généralement près de l'embouchure d'un cours d'eau. En effet, dans les secteurs du fleuve qui présentent plus de 10 mg/L de MES comme c'est le cas dans la région de Québec, les composantes naturelles et anthropiques des métaux se retrouvent majoritairement dans la phase particulaire, c'est-à-dire liées aux matières en suspension (Barbeau, 1989). En dépit de l'absence de données sur la contribution anthropique, on peut supposer que la dilution, par accroissement de volumes d'eau peu contaminée et par l'augmentation des MES peu chargées de contaminants, devrait entraîner une augmentation des contaminants transportés dans la phase particulaire au détriment de la phase dissoute. Il y a lieu de noter ici que les métaux présents dans la phase particulaire sont beaucoup moins toxiques pour la vie aquatique que les ions métalliques transportés dans la phase dissoute dont la biodisponibilité est très grande. Ainsi, seule une faible fraction des concentrations totales de métaux mesurées dans la région de Québec présente un risque pour la vie aquatique. Dans la perspective d'une analyse des dépassements de critères, seules les concentrations des métaux en phase dissoute devraient être

comparées aux critères. Par conséquent, le nombre de dépassements des critères relatifs au chrome et au cuivre devraient être révisés à la baisse.

Tableau 38
Pertes potentielles d'usages de l'eau et des sédiments dans le secteur d'étude
Québec-Lévis et liste des paramètres responsables

<i>Usages</i>	<i>Paramètres responsables</i>	<i>Secteurs (stations)</i>
Vie aquatique* (toxicité chronique)	Cr (de 1986 à 1990)	Rive sud, dans le chenal des Grands Voiliers (9062 et 9063) et au centre du chenal de l'Île d'Orléans (9066)
	Cu (de 1985 à 1990)	Centre du chenal des Grands Voiliers (9063)
Eau brute*	Turbidité (1985 à 1992), As (de 1985 à 1987)	Fleuve, à la hauteur de l'île d'Orléans (9062 à 9067)
Contamination d'organismes aquatiques*	As (de 1985 à 1987)	Fleuve, à la hauteur de l'île d'Orléans (9062 à 9067)
Activités récréatives (baignade, planche à voile, motomarine)	Coliformes fécaux de 1990 à 1994 (indicateurs utilisés)	Fleuve, en particulier les plages de Beauport et Jacques-Cartier
Contamination d'organismes benthiques (>SEM)	Cr, Cu, Hg, Ni, Zn	<i>PORTION FLUVIALE (1976 ET 1989)</i> Chenal des Grands Voiliers et chenal de l'Île d'Orléans en 1976**
	Cd	Battures de Beauport en 1989
	Cd, Cu	Battures de Sillery et de Saint-Romuald en 1989
	Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn	Chantier maritime de la MIL Davie (secteur 3) en 1989
	Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn Cd, Pb Cu	Quais d'Ultramar (secteur 5) en 1989 Anse au Foulon (secteur 6) en 1989 Quai de Lévis (secteur 4) en 1989

<i>Usages</i>	<i>Paramètres responsables</i>	<i>Secteurs (stations)</i>
		<i>ZONE PORTUAIRE DE QUÉBEC (1989 ET 1991)</i>
	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, BPC totaux, HAP totaux	Estuaire de la rivière Saint-Charles et bassin Louise
Interdiction du rejet de résidus de dragage en eau libre (> SEN)	Cr, Hg	<i>PORTION FLUVIALE (1976 ET 1989)</i> Embouchure de la rivière Sainte-Anne en 1976**
		<i>ZONE PORTUAIRE DE QUÉBEC (1989 ET 1991)</i>
	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, BPC totaux, HAP totaux	Estuaire de la rivière Saint-Charles
	Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, HAP totaux	Bassin Louise

* Ces pertes potentielles d'usages de l'eau peuvent être de nature saisonnière.

** Ces pertes d'usages des sédiments peuvent ne plus être représentatives des conditions actuelles.

SEM : seuil d'effets mineurs (premiers effets nuisibles de la contamination sur certains organismes benthiques).

SEN : seuil d'effets néfastes (effets toxiques significatifs sur la majorité des organismes benthiques).

En ce qui a trait à l'usage de l'eau brute, la turbidité élevée des eaux du fleuve à la hauteur de l'île d'Orléans nécessitera une plus forte chloration de l'eau lors de son traitement. Pour ce qui est de l'arsenic, l'usage de l'eau brute (ingestion d'eau non traitée et consommation d'organismes aquatiques; voir annexe 5) pourrait être compromis. Il semble y avoir un risque de contamination des organismes aquatiques par l'arsenic, les rendant ainsi impropres à la consommation sans restriction. Le critère relatif à l'eau brute s'applique à l'eau non traitée et vise à protéger les personnes qui consomment à la fois cette eau et des organismes aquatiques vivant dans ce cours d'eau, le plus souvent des poissons qui peuvent être contaminés par bioaccumulation de l'arsenic dans leurs tissus jusqu'à des niveaux susceptibles de nuire à la santé humaine.

L'arsenic représente un cas particulier. Cette substance dépassait systématiquement la teneur admissible par les critères d'eau brute et de contamination d'organismes aquatiques (tableau 38). Il semble que les valeurs mesurées représentent 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 noter que toutes les teneurs en arsenic mesurées dans le secteur d'étude Québec-Lévis respectaient la norme d'eau potable relative à l'arsenic qui a été fixée à 50 µg/L dans le *Règlement sur l'eau potable [Q-2,r.4.1]* du gouvernement du Québec. En faisant abstraction de la contamination bactérienne, on présume donc qu'une personne peut boire l'eau du fleuve sans être exposée à des effets toxiques, mais qu'elle devrait restreindre sa consommation de poisson.

Il y a lieu de mentionner que des données fragmentaires recueillies au début des années 1990 soulèvent certaines préoccupations relativement aux dépassements des critères relatifs à l'eau brute et à la contamination d'organismes aquatiques par les BPC, les HAP et certains pesticides organochlorés (DDT, chlordane et diazinon) trouvés dans l'eau du fleuve à Québec et dans plusieurs rivières de cette région.

Durant la période de 1990 à 1994, les activités récréatives de contact primaire (baignade, planche à voile, motomarine, etc.) étaient compromises à cause du très grand nombre de coliformes fécaux trouvés dans l'eau du fleuve, notamment aux plages de Beauport et Jacques-Cartier. Il est important que la contamination de l'eau par les bactéries, qui est la cause principale de ces pertes d'usages, soit vérifiée plus régulièrement dans la région de Québec. Par exemple, la qualité microbiologique de l'eau dans le secteur des plages Beauport et Jacques-Cartier pourra rapidement changer lorsque le procédé de désinfection des stations régionales d'épuration des eaux usées de la CUQ sera pleinement opérationnel par temps sec et une fois que des ouvrages de rétention seront construits.

5.1.2 Pertes potentielles d'usages des sédiments

La contamination des sédiments peut également entraîner des pertes d'usages, dont la **sauvegarde des organismes benthiques et le rejet en eau libre des résidus de dragage**. Dans notre évaluation des pertes d'usages, le substrat sédimentaire est jugé sécuritaire pour les

organismes benthiques lorsque la concentration de toutes les substances prioritaires (CSL et MENVIQ, 1992) se situe au niveau du seuil sans effet (SSE) ou en dessous de ce dernier. Le site est alors exempt de pollution, et les sédiments peuvent être utilisés sans restriction d'usage à cause de leur qualité. Lorsque la concentration d'un contaminant dans les sédiments 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, mais que 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 fleuve. Au-delà de ce seuil, la décision d'accepter ou d'empêcher le rejet en eau libre de résidus de dragage devra se fonder sur une évaluation environnementale plus approfondie, incluant des biotests pour déterminer la toxicité des sédiments et des analyses de risques pour mieux évaluer les répercussions environnementales reliées spécifiquement aux activités de dragage (CSL et MENVIQ, 1992). Finalement, le rejet en eau libre des résidus de dragage est à proscrire 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, et des interventions de restauration peuvent être nécessaires.

Les résultats du test de dépassement du seuil d'effets mineurs (SEM) appliqué aux données récentes suggèrent que neuf secteurs de Québec-Lévis ne seraient pas favorables au développement normal des organismes benthiques (tableau 38). Il s'agit : a) du secteur de l'anse au Foulon (secteur 6); b) du secteur entre l'anse au Foulon et le quai Irving (battures de Sillery); c) du secteur entre l'embouchure de la rivière Etchemin et le quai d'Ultramar (battures de Saint-Romuald); d) des battures de Beauport; e) du secteur des chantiers maritimes de la MIL Davie; f) du secteur du quai d'Ultramar; g) du secteur du quai de Lévis; h) de l'estuaire de la rivière Saint-Charles; et i) du bassin Louise. Dans le cas des secteurs de la portion fluviale, les teneurs (> SEM) en cadmium et en cuivre mesurées en 1989 peuvent individuelle-

ment être la cause principale de la perte de cet usage. De fortes teneurs en cadmium ont été trouvées sur les battures de Beauport, de Sillery et de Saint-Romuald. Des teneurs élevées en cuivre et en cadmium ont été mesurées dans les sédiments prélevés dans les secteurs de la MIL Davie et du quai d'Ultramar (tableau 38). En ce qui a trait à l'estuaire de la rivière Saint-Charles et au bassin Louise (tableau 38), plusieurs métaux lourds dont le cadmium et le mercure, des BPC et des HAP ont été trouvés à des teneurs dépassant le SEM.

Les résultats du test de dépassement du seuil d'effets néfastes (SEN) montrent que le rejet en eau libre des résidus de dragage de la zone portuaire de Québec devrait être proscrit (tableau 38). Par conséquent, on pourrait avoir à recourir à des mesures appropriées de traitement ou de confinement. Au début des années 1990, les teneurs en BPC, HAP et huit métaux lourds (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn) trouvées dans l'estuaire de la rivière Saint-Charles dépassaient le SEN. Quelques concentrations de HAP et de six métaux lourds (Cd, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn) mesurées dans le bassin Louise dépassaient également le SEN. À ce niveau de contamination, des effets nuisibles sur la diversité des organismes benthiques sont sérieusement appréhendés.

En 1976, les sédiments prélevés à l'embouchure de la rivière Sainte-Anne étaient fortement contaminés. Les principaux polluants responsables de cette forte contamination (> SEN) étaient le chrome et le mercure. Finalement, il y a lieu de noter que la contamination des sédiments prélevés dans le fleuve dans les années 1970 n'est sans doute pas représentative de la situation actuelle en raison du régime sédimentaire très actif de ce tronçon fluvial.

5.2 Principales sources et substances

Le tableau 39 présente une compilation des données sur les sources connues ou soupçonnées des substances toxiques qui contaminent l'eau et les sédiments du secteur d'étude Québec-Lévis. Ce sont les métaux lourds qui ressortent le plus parce qu'ils proviennent en grande partie de sources naturelles et dans une moindre mesure de la pollution des cours d'eau (contribution anthropique). Dans ce secteur du fleuve où la teneur en matières en suspension dépasse 10 mg/L, les métaux lourds trouvés dans l'eau sont majoritairement associés aux

matières en suspension transportées de l'amont. En corollaire de cette phase particulière importante, la concentration de la plupart des métaux-traces est très faible dans la phase dissoute, phase où ils sont le plus facilement biodisponibles.

Tableau 39
Identification des principales sources de pollution de l'eau et des sédiments
dans le secteur d'étude Québec-Lévis (ZIP 14)

<i>Paramètres</i>	<i>Substrat</i>	<i>Sources</i>			
		<i>Amont</i>	<i>Industries</i>	<i>Tributaires</i>	<i>Autres</i>
Cadmium	Sédiments	Apports fluviaux		Saint-Charles	Égouts unitaires
Chrome	Sédiments			Saint-Charles	Égouts unitaires, minerai en vrac (zone portuaire de Québec)
Cuivre	Sédiments		MIL Davie	Saint-Charles	Égouts unitaires, minerai en vrac (zone portuaire de Québec)
Mercure	Sédiments	Apports fluviaux		Saint-Charles	Égouts unitaires et pluviaux, apports atmosphériques
Nickel	Sédiments		MIL Davie	Saint-Charles	Égouts unitaires, minerai en vrac (zone portuaire de Québec)
Plomb	Sédiments	Apports fluviaux			Égouts unitaires et pluviaux, apports atmosphériques
Zinc	Sédiments			Saint-Charles	Égouts unitaires, minerai en vrac (zone portuaire de Québec)
BPC	Sédiments	Apports fluviaux			Égouts unitaires et pluviaux, apports atmosphériques
HAP	Sédiments	Apports fluviaux			Égouts unitaires et pluviaux, apports atmosphériques
Phosphore	Eau	Apports fluviaux	Daishowa, Abitibi-Price, Ultramar	Chaudière, Etchemin, Saint-Charles	Eaux usées de la CUQ
Bactéries	Eau	Apports fluviaux			Eaux usées de la CUQ

Mis à part les bassins portuaires, le court temps de séjour des eaux du fleuve et l'absence de zones efficaces et permanentes d'accumulation de sédiments font que le transport

des contaminants s'effectue rapidement vers le moyen estuaire. Les sédiments qui s'accumulent dans les secteurs portuaires abrités proviennent également de sources locales qui semblent être responsables du niveau élevé (> SEN) de la contamination de l'estuaire de la rivière Saint-Charles.

En ce qui a trait à la portion fluviale du secteur d'étude, il manque beaucoup d'informations sur les substances toxiques trouvées dans l'eau ainsi que sur leur provenance et leur comportement dans le milieu. Les données historiques sur la qualité des sédiments du chenal de l'Île d'Orléans et du chenal des Grands Voiliers sont anciennes et ne représentent pas les conditions actuelles, compte tenu de la dynamique sédimentaire active et de la diminution des apports toxiques enregistrée dans les sédiments depuis une vingtaine d'années (Carignan *et al.*, 1994).

Les données sur les sources de contamination d'origines industrielles, municipales et en provenance des tributaires sont incomplètes ou inexistantes. La contribution de la nappe phréatique et de la couche atmosphérique aux apports toxiques demeure encore largement inconnue. L'impact sur le milieu récepteur des eaux usées rejetées par les émissaires des deux stations d'épuration de la CUQ et des eaux de trop-plein d'égouts déversées sans traitement dans le fleuve en temps de pluies est mal connu, sauf la contamination bactérienne.

Par conséquent, le portrait de la contamination du secteur d'étude Québec-Lévis proposé ici donne un aperçu général de la problématique inhérente à la présence de polluants dans le milieu aquatique, et en ce sens, il demeure seulement une esquisse de l'état actuel de la contamination de l'eau et des sédiments de ce tronçon fluvial.

5.3 Restauration de la zone portuaire de Québec

Les études de caractérisation réalisées dans la zone portuaire de Québec présentent des renseignements utiles sur la contamination et les volumes de sédiments contaminés. Ces données de base ont été utilisées par Environnement Canada dans le but de mettre au point 14 scénarios de décontamination. Six scénarios ont été proposés pour le bassin Louise (intérieur et

extérieur), tandis que huit scénarios ont été élaborés pour les portions amont et aval et la portion centrale de l'estuaire de la rivière Saint-Charles (Environnement Canada, 1993a).

Le degré de contamination n'a pas été le seul facteur considéré dans l'élaboration des scénarios. La faisabilité technique et économique, de même que la compatibilité des interventions avec les activités portuaires ont été prises en compte. De plus, avant de privilégier un scénario, il faudra s'assurer que l'intervention ne génère pas plus de problèmes qu'elle n'en règle. En ce sens, Environnement Canada n'a pas écarté que le *statu quo* puisse être considéré comme une solution acceptable. C'est le cas du bassin Louise dont les sédiments contaminés sont soit isolés du milieu fluvial par une écluse (bassin intérieur), soit enfouis sous une couche récente de sédiments faiblement contaminés en provenance du fleuve (bassin extérieur). Le risque de remise en circulation des contaminants est très faible, voire inexistant, le *statu quo* est alors à privilégier. Par contre, les caractéristiques très différentes des trois sous-secteurs de l'estuaire de la rivière Saint-Charles font en sorte que les interventions privilégiées sont très variées : *statu quo* (portion amont), dragage et confinement en rive (portion centrale et portion aval).

Le mandat d'Environnement Canada consistait à caractériser les sédiments de la zone portuaire de Québec et à élaborer des scénarios d'intervention en fonction des renseignements recueillis. La prochaine étape consistera à développer un projet précis qui pourrait combiner la restauration des sédiments contaminés et l'extension portuaire vers les battures de Beauport déjà envisagée par la Société du Port de Québec. De plus, il faudra analyser précisément les avantages environnementaux liés à la mise en oeuvre d'une intervention de nettoyage. En pratique, de nombreuses autres étapes devront être franchies avant de passer aux mesures directes de restauration des sédiments contaminés. Parmi ces étapes, on retiendra la conception d'un projet précis, la recherche d'un financement, les autorisations nécessaires dans le cadre de la Loi canadienne de l'évaluation environnementale et les essais de démonstration (Environnement Canada, 1994).

Références

- Arbour, S. (1994). *État de l'environnement de la région Chaudière-Appalaches*. Préparé pour le Conseil régional de l'environnement Chaudière-Appalaches.
- ARGUS (1994). *Rivière du Cap Rouge : Plan de restauration et de mise en valeur*. ARGUS Groupe-Conseil inc., pour l'Union québécoise pour la conservation de la nature (UQCN).
- ASSEAU-INRS (1992). *Bilan des apports toxiques et inventaire des usages du fleuve Saint-Laurent*. Pour Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent, vol. 1 à 7.
- Babineau, L. (1995). «Assainir jusqu'à la dernière goutte!». *Bulletin d'information de la ZIP de Québec et Chaudière-Appalaches*, 1 (2).
- Barbeau, C. (1989). *Évaluation du transport des substances toxiques dans l'eau et les solides en suspension*. Hydrotech inc., pour Environnement Canada. Tome I (texte et figures).
- Blanchet, R., M. Goyer, G. Roberge, K. Kébé et D. Boulanger (1994). *Rapport d'activités du 1^{er} janvier au 31 décembre 1993*. Rapport produit par le Comité de vigilance pour l'épuration des eaux aux usines de la Communauté urbaine de Québec (CUQ).
- Bouchard, I. (1993). *Bilan provisoire de la réduction des rejets des 50 industries du Plan d'action Saint-Laurent*. Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec.
- Boucher, J.-M. (1995). Communication personnelle. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale Chaudière-Appalaches.
- Carignan, M. (1992). *Bassin versant de la rivière Boyer, interprétation d'image satellite et intégration de données hydrographiques*. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Service de la protection des ressources.
- Carignan, R., S. Lorrain et K. Lum (1994). «A 50-year record of pollution by nutrients, trace metals and organic chemicals in the St. Lawrence River», *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51 : 1088-1100.
- Centre Saint-Laurent (CSL) (1993). *Le Saint-Laurent et la marée*. Environnement Canada, région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Collection «BILAN Saint-Laurent», Capsule-éclair 42.

- Centre Saint-Laurent (CSL) et ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) (1992). *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*. Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec.
- Centre de développement technologique (CDT) (1985). *Répercussions environnementales des déversements de neige usée dans le fleuve Saint-Laurent au niveau du pont de La Concorde et des quais 30 et 52 dans le Port de Montréal*. École Polytechnique de Montréal, pour la Ville de Montréal.
- Champoux, L. et H. Sloterdijk (1988). *Étude de la qualité des sédiments du lac Saint-Louis 1984-1985. Rapport technique n° 1 : Géochimie et contamination*. Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec.
- Cloutier, S. (1994). Communication personnelle. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques.
- Cluis, D., G. Bourgeault, C. Laberge, C. Guimont, D. Potvin (1990). *Analyse statistique des données de qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent (1978-1988)*. INRS-Eau, rapport scientifique n° 289 (version préliminaire).
- Comba, M.E., V.S. Palabrica, J. Wasslen, G.A. Bengert et K.L.E Kaiser (1989a). *St. Lawrence River Trace Organic Contaminants Study (Part II), 1986*. Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington. Rapport de données.
- Comba, M.E., V.S. Palabrica, J. Wasslen et K.L.E. Kaiser (1989b). *St. Lawrence River Trace Organic Contaminants Study (Part III), 1987*. Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington. Rapport de données,
- Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent (1978). *Description des mélanges*. Rapport technique n° 13.
- Comité technique de la restauration de la rivière Boyer (1995). *La Boyer de long en large. Volume 1 : Recueil des connaissances actuelles*.
- Couillard, D. (1987). «Qualité des sédiments en suspension et de fond du système Saint-Laurent (Canada)», *Journal des sciences hydrologiques*, 32 : 445-467.
- D'Anglejan, B. (1981). «On the advection of turbidity in the Saint Lawrence Middle estuary», *Estuaries*, 4 : 2-15.

- D'Aragon, Desbiens, Halde & Associés ltée et Roche ltée (1992). *Inventaire des terrains fédéraux potentiellement contaminés au Québec*. Préparé pour Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement. Rapport final.
- 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.
- Dionne, J.-C. (1988). «Holocene relative sea-level fluctuations in the St. Lawrence Estuary, Québec, Canada», *Quaternary Research*, 29 : 233-244.
- Drouin, G. (1995). Communication personnelle. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de Québec.
- Dumont, Y. (1995). Communication personnelle. Ministère des Affaires municipales, Direction de l'assainissement urbain.
- Environnement Canada (1995). *Inventaire national des rejets de polluants - Rapport sommaire 1993*.
- Environnement Canada (1994). *La présence de sédiments contaminés dans l'estuaire de la rivière Saint-Charles. Une intervention requise?* Environnement Canada, région du Québec, Direction de la protection de l'environnement.
- Environnement Canada (1993a). *La contamination des sédiments de la zone portuaire de Québec. État de la situation et solutions envisagées*. Environnement Canada, région du Québec, Direction de la protection de l'environnement.
- Environnement Canada (1993b). *Qualité des sédiments et bilan des dragages sur le Saint-Laurent*. Environnement Canada, région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent.
- Environnement Canada (1993c). *Évaluation des imports-exports de contaminants dans les secteurs central et aval de l'estuaire de la rivière Saint-Charles (port de Québec)*. Rapport-synthèse préparé par Environnement Canada, région du Québec, Direction de la protection de l'environnement.
- Environnement Canada (1985). *Inventaire des connaissances sur les sources de pollution dans le fleuve Saint-Laurent*. Service de la protection de l'environnement.

- Environnement Illimité inc. et Lavalin Environnement (1992). *Secteurs aquatiques contaminés du port de Montréal. Volumes des sédiments contaminés - phase II*. Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Direction de la protection de l'environnement. Rapport final, vol. 1 à 3.
- Environnement Illimité inc. et Lavalin Environnement (1991). *Secteurs aquatiques contaminés du port de Montréal*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Direction de la protection de l'environnement. Dossier n° 25467.
- Équipe d'intervention Saint-Laurent (ÉISL) (1993). *Ensemble des fiches d'information sur les 50 industries visées par le Plan d'action Saint-Laurent*. Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec.
- Fédida, É. (1995). Communication personnelle. Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement.
- Frenette, M., C. Barbeau et J.-L. Verrette (1989). *Aspects quantitatifs, dynamiques et qualitatifs des sédiments du Saint-Laurent*. Hydrotech inc., pour Environnement Canada et le gouvernement du Québec.
- Géophysique GPR International inc. (1993). *Modélisation à l'aide de l'approche géophysique, de la distribution spatiale des sédiments anthropiques de l'estuaire de la rivière Saint-Charles (Port de Québec)*. Pour Environnement Canada.
- GERLED (1991a). *Inventaire des lieux d'élimination des déchets dangereux au Québec. Région n° 03 - Québec*. Direction des substances dangereuses.
- GERLED (1991b). *Inventaire des lieux d'élimination des déchets dangereux au Québec. Région n° 12 - Chaudière-Appalaches*. Direction des substances dangereuses.
- Germain, A. et M. Janson (1984). *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent de Cornwall à Québec (1977-1981)*. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, région du Québec, Programme de la qualité de l'eau.
- Ghanimé, L. J.-L. DesGranges, S. Loranger et coll. (1990). *Les régions biogéographiques du Saint-Laurent*. Lavalin Environnement inc., pour Environnement Canada et Pêches et Océans (région du Québec). Rapport technique.
- Gobeil, C., B. Sundby et N. Silverberg (1981). «Factors influencing particulate matter geochemistry in the St. Lawrence Estuary turbidity maximum», *Marine Chemistry*, 10 : 123-140.

- Gouin, D. (1975). *Étude de la qualité des eaux de la rivière Etchemin*. Gouvernement du Québec, Services de protection de l'environnement.
- Håkanson, L. et M. Janson (1983). *Principles of Lake Sedimentology*. Springer-Verlag.
- Hamel, J.-M. (1994). «La Boyer... de long en large», *Au courant : Bulletin d'information sur la restauration de la rivière Boyer*, 1 (1) : 5-6.
- Hardy, B., J. Bureau, L. Champoux et H. Sloterdijk (1991a). *Caractérisation des sédiments de fond du petit bassin de La Prairie, fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent.
- Hardy, B., L. Champoux, H. Sloterdijk et J. Bureau (1991b). *Caractérisation des sédiments de fond du lac Saint-Pierre, fleuve Saint-Laurent*. Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, région du Québec.
- Hébert, S. (1995). *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent dans la région de Québec (1990-1994)*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques.
- Hébert, S. (1994). Communication personnelle. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction des écosystèmes aquatiques.
- 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. 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. Recueil de données. QEN/QE-82/1, Envirodoq n° EN930003.
- Hébert, S. et L. Alarie (1992). *Étude comparative des données fédérales et provinciales sur la qualité de l'eau dans le fleuve Saint-Laurent, 1991*. Ministère de l'environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau et Environnement Canada, Centre Saint-Laurent.
- Houle, D., D. Dupras et A. Sylvestre (1994). *Évaluation du programme de qualité de l'eau*. Environnement Canada, région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Version préliminaire.

- Jourdain, A et J.-F. Bibeault (1995). *Synthèse et analyse des connaissances sur les aspects socio-économiques du secteur d'étude Québec - Lévis*. Environnement Canada, région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent.
- Kaiser, K.L.E., K.R. Lum, M.E. Comba et V.S. Palabrica (1990). «Organic trace contaminants in the St. Lawrence water and suspended sediments, 1985-1987». *Sci. Total Environ.*, 97/98 : 23-40.
- Laflamme, D. (1994). Communication personnelle. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques.
- Laliberté, D. (1990). *Teneurs en métaux, BPC, pesticides organochlorés, HAP et composés phénoliques des sédiments et des poissons des rivières du Québec en 1987*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité du milieu aquatique. Rapport QE 90-3.
- Landry, B. et M. Mercier (1984). *Notion de géologie avec exemples du Québec*. Modulo Éditeur, Deuxième édition.
- 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». Communication présentée dans le cadre du Symposium sur le Saint-Laurent, tenu à Montréal, les 3 et 4 novembre 1989. Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent.
- Lavalin (1989). *Sites contaminés du Saint-Laurent, inventaire et priorisation*. Lavalin Environnement, pour Environnement Canada. Dossier n° 56750.
- Legault, G. et M. Villeneuve (1993). *Le CHIMIOTOX. Résultats d'évaluation chimio-toxique des établissements industriels du Plan d'action Saint-Laurent*. Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec. Volume II : recueil de fiches industrielles.
- Levasseur, H. (1978). *Étude du benthos du fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Direction des eaux intérieures, pour le Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent. Rapport technique n° 10.
- LGL (1990). *Inventaire des établissements industriels majeurs situés le long du Saint-Laurent et de la rivière Saguenay*. Rapport final, tomes I à VII.
- Lorrain, S. et V. Jarry (1992). *Répartition de la contamination des sédiments au lac Saint-François en 1989; métaux-traces, contaminants organiques*. Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent. Version préliminaire.

- Lucotte M. et B. d'Anglejan (1986). «Seasonal control of the St. Lawrence maximum turbidity zone by tidal-flat sedimentation». *Estuaries*, 9 : 84-94.
- Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) (1992a). *Rapport d'évaluation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux du PAEQ, année 1990*. Direction de l'assainissement urbain, Service du suivi de l'exploitation.
- Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) (1992b). *Rapport d'évaluation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux du PAEQ, année 1991*. Direction de l'assainissement urbain, Service du suivi de l'exploitation.
- Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) (1990, rév. 1992). *Critères de qualité d'eau douce*. Direction de la qualité des cours d'eau, Service d'évaluation des rejets toxiques, Québec.
- Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) (1985). *Entreprendre la rivière Chaudière*. Direction des études du milieu aquatique. Envirodoq 850542.
- Mousseau P. et A. Armellin (1995). *Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques du secteur d'étude Québec - Lévis*. Environnement Canada, région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent.
- Paul, M. et D. Laliberté (1988). *Teneurs en BPC, HAP et pesticides organochlorés dans les sédiments et les poissons des rivières L'Assomption, Richelieu, Yamaska, Saint-François et du lac Saint-Pierre en 1986*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité du milieu aquatique. Rapport QE 89-2.
- Pelletier, P. (1995). Communication personnelle. Ultramar Canada inc., Saint-Romuald.
- Pelletier, M. et C. Bélanger (1990). *Caractérisation des sites aquatiques fédéraux contaminés. Évaluation de la qualité des sédiments des ports de Montréal, Québec et Trois-Rivières*. Environnement Canada, Conservation et protection, région du Québec.
- Pham, T., K. Lum et C. Lemieux (1993a). «The occurrence, distribution and sources of DDT in the St. Lawrence River, Québec (Canada)». *Chemosphere*, 26 (9) : 1595-1606.
- Pham, T., K. Lum et C. Lemieux (1993b). «Sources of PAHs in the St. Lawrence River (Canada) and their relative importance». *Chemosphere*, 27 (7) : 1137-1149.
- Pluram (1981). *Étude des répercussions environnementales de l'extension du Port de Québec. Volume 1 : inventaires et analyses des sites*. Pluram inc., pour le Conseil des Ports nationaux.

- Procéan (1994a). *Mesure de courants et évaluation de la qualité des matières en suspension à la sortie de la rivière Saint-Charles*. Pour Environnement Canada, région du Québec, Direction de la protection de l'environnement.
- Procéan (1994b). *Caractérisation des émissaires pluviaux des quais 50 à 53 du Port de Québec*. Pour Environnement Canada, région du Québec, Direction de la protection de l'environnement.
- Procéan (1993). *Évaluation des imports-exports de contaminants dans les secteurs central et aval de l'estuaire de la rivière Saint-Charles (Port de Québec)*. Rapport-synthèse préparé pour Environnement Canada, région du Québec, Direction de la protection de l'environnement.
- Procéan (1992a). *Plan d'intervention des secteurs aquatiques contaminés du port de Québec. Estuaire de la rivière Saint-Charles*. Pour Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Direction de la protection de l'environnement.
- Procéan (1992b). *Plan d'intervention des secteurs aquatiques contaminés du port de Québec. Bassin Louise*. Pour Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Direction de la protection de l'environnement.
- Procéan (1991a). *Révision des critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*. Pour Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent. Tome 1.
- Procéan (1991b). *Plan d'intervention des secteurs aquatiques contaminés, Port de Québec. Secteur PIQ1, phase I - Estuaire de la rivière Saint-Charles*. Pour Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Direction de la protection de l'environnement.
- Procéan (1990). *Caractérisation de la qualité des sédiments du port de Québec*. Pour Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Direction de la protection de l'environnement.
- 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.
- 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. Rapport de données.

- Quémérais, 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.
- Quémérais, 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.
- Robillard, D. (1995). Communication personnelle. Communauté urbaine de Québec, Service de l'environnement, Division de l'assainissement des eaux.
- Robillard, D. (1994). *Programme de surveillance de la qualité des eaux des plages en 1994*. Communauté urbaine de Québec. Service de l'environnement, Division de l'assainissement des eaux.
- Robitaille, J.A. et Y. Vigneault (1990). *L'éperlan arc-en-ciel (Osmerus mordax) anadrome de l'estuaire du Saint-Laurent : synthèse des connaissances et problématiques de la restauration des habitats de fraie dans la rivière Boyer*. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. n° 2057.
- Roche (1983). *Étude des effets de la diffusion des eaux usées sur le fleuve Saint-Laurent. Tome 1 : Relevés et interprétation*. Roche associés ltée, pour la Communauté urbaine de Québec (CUQ).
- 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.
- Roy, L. (1989). «L'approche ZIP et le Plan d'action Saint-Laurent». Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent. Document non publié.
- Sérodes, J.-B. (1980). *Étude de la sédimentation intertidale de l'estuaire du Saint-Laurent*. Université Laval, pour Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures.
- Sérodes, J.-B. (1978). *Qualité des sédiments du fleuve Saint-Laurent entre Cornwall et Varennes*. Pour Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, soumis au 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.

- Simoneau, M. (1991). *Qualité des eaux du bassin de la rivière Chaudière 1976 à 1988*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau. Rapport QE-68-1, Envirodoq n° 910053.
- Sly, P.G., H.L. Golterman et R.L. Thomas (1981). «Importance des sédiments dans l'étude de l'environnement aquatique». *Bulletin de la qualité des eaux*, 6 (2) : 29-33 et 53-54.
- SNC-Procéan (1992). *Caractérisation physico-chimique des sédiments du lac Saint-Louis*. Pour Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent. Rapport d'étude-pilote.
- Société québécoise d'assainissement des eaux (SQAE) (1994). *Rapport concernant les problèmes rencontrés aux stations d'épuration des eaux usées de la Communauté urbaine de Québec (CUQ)*.
- SOGEAM (1992). *Cartographie des panaches hydriques, des rejets industriels et municipaux et des masses d'eau du fleuve Saint-Laurent de Cornwall à Québec*. Pour Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec.
- Trencia, G., G. Verreault et S. Tremblay (1994). *Bilan du projet de restauration de l'Éperlan arc-en-ciel du sud de l'estuaire du Saint-Laurent et de son habitat, 1990-1994*. Ministère de l'Environnement et de la Faune.
- United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) (1988). *Ambient Water Quality Criteria for Aluminium*. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standard Division, Washington DC.
- Verrette, J.-L. (1990). *Délimitation des principales masses d'eau du Saint-Laurent (Beauharnois à Québec)*. Pour Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent.
- Vigneault, Y. et coll., 1978. *Plan d'utilisation des matériaux dragués dans le fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Direction régionale des eaux intérieures, pour le Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent. Annexe n° 6.

Annexes

1 Méthode d'évaluation des charges municipales en zinc, cuivre et plomb¹

La charge en contaminants déversée par les municipalités dans le fleuve est calculée 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 la concentration à l'effluent. Les valeurs des concentrations sont des médianes de valeurs compilées à partir de résultats obtenus à plusieurs émissaires et lors de plusieurs pluies entre 1982 et 1989 à Québec, Montréal et Laval. L'utilisation des débits mesurés est privilégiée lorsque ces données sont disponibles. En leur absence, on se sert du débit unitaire (valeur de débit *per capita*) que l'on multiplie 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 de travaux de caractérisation effectués à 320 stations de traitement des eaux usées urbaines (Laurin, 1991). Comme il existait peu d'information sur les débits déversés par les municipalités du tronçon à l'étude, la valeur de débit unitaire a été appliquée à la plupart des municipalités.

On peut associer les concentrations de zinc, de cuivre et de plomb dans les eaux résiduaires urbaines à l'importance des activités humaines dans un bassin urbain. Pour tenir compte de ce facteur, une distinction est faite entre quatre types de municipalités. Les concentrations à l'effluent sont 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 événements de rejet sont considérés comme homogènes tout au long de l'année, et les valeurs

¹ Tiré de Asseau - INRS, 1992.

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.

de concentration pour les trois métaux sont affectées à 100 p. 100 du débit total estimé. Dans le deuxième cas (population de moins de 25 000 habitants et traitement), les événements de rejet sont aussi considérés comme homogènes tout au long de l'année, et on affecte arbitrairement 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 habitants et aucun traitement), les événements de rejet sont considérés comme non homogènes puisque les concentrations des contaminants ainsi que les débits varient considérablement en fonction des événements pluviaux. Pour ce faire, des valeurs distinctes de concentrations sont affectées à un débit par temps de pluie (mélange des eaux de ruissellement fortement chargées en métaux et des eaux par temps sec) et à un débit par temps sec (absence d'eaux de ruissellement). Dans ce cas, 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). Ceci permet 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 considérant une diminution de 50 p. 100 de la charge en métaux par temps sec seulement. Pour obtenir une diminution des charges due au traitement, les concentrations de référence sont réduites en conséquence.

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-INRS (1992). *Bilan des apports toxiques et inventaire des usages du fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Centre Saint-Laurent, rapport n° 3, vol. 2.
- Laurin, M. (1991). Renseignements fournis dans une lettre adressée à Bernard Leblanc de la firme Asseau le 24 janvier 1991. Ministère des affaires municipales du Québec, 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 Un indicateur de rejets toxiques : l'indice Chimiotox

L'évaluation de la pollution est un exercice complexe où souvent de nombreux résultats d'échantillonnage doivent être pris en considération. Ces résultats, analysés un à un, ne donnent qu'une représentation fragmentaire de la problématique environnementale à laquelle l'intervenant est confronté. L'exercice montre bien qu'il est relativement difficile d'obtenir des images d'ensemble des rejets toxiques.

Le modèle Chimiotox est un modèle mathématique indicateur des rejets toxiques qui permet d'obtenir des images d'ensemble (ÉISL et BPC Environnement, 1992a, 1992b; Legault et Villeneuve, 1993). Le Chimiotox utilise les résultats d'une campagne de caractérisation (intégration de trois journées d'échantillonnage avec prélèvements aux 15 minutes) pour calculer une nouvelle unité qui tient compte de la toxicité relative de chacun des polluants (environ 120 substances). Cette unité fournit un nouvel outil d'évaluation, de comparaison et d'intégration des résultats.

Le modèle Chimiotox

Dans le cadre d'une évaluation globale d'un effluent industriel, le Chimiotox sert d'indicateur dans la caractérisation physico-chimique des substances toxiques. Pour ce faire, le modèle intègre le concept de **pondération toxique**. La pondération toxique est basée sur le potentiel toxique relatif des contaminants et permet, lorsqu'elle est appliquée à chaque substance polluante présente dans l'effluent, de ramener les contaminants à un dénominateur commun de toxicité potentielle et de danger pour le milieu récepteur. Le facteur de pondération toxique (F_{tox}) est déterminé selon l'équation 1 :

$$F_{tox, i} = \frac{1 \text{ mg/L}}{CPS_i \text{ mg/L}} \quad (1)$$

où $F_{tox, i}$: le facteur de pondération toxique du paramètre i ;

1 mg/L : une référence arbitraire;

CPS_{*i*} : le critère de qualité de l'usage de l'eau le plus sensible du paramètre *i*.

Le critère de l'usage le plus sensible (CPS) de qualité de l'eau retenu pour le calcul du facteur de pondération toxique (F_{tox}) est déterminé à partir de quatre banques de données qui sont regroupées dans le document intitulé *Critères de qualité de l'eau* (MENVIQ, 1990). Les critères contenus dans ces quatre banques ont été élaborés pour quatre usages de l'eau (voir annexe 5), soit respectivement : l'eau brute, la contamination d'organismes aquatiques (bioaccumulation), la toxicité chronique et la toxicité aiguë de substances toxiques pour la vie aquatique. Ces critères de qualité visent la protection de la santé humaine lors de la consommation d'eau non traitée et d'organismes aquatiques (par exemple le poisson) prélevés directement d'un plan d'eau (eau brute) et la protection de la vie aquatique et de la faune terrestre associée au milieu aquatique.

Pour calculer le Chimiotox, le facteur de pondération toxique a été élaboré uniquement à partir de deux critères de qualité, celui de la contamination d'organismes aquatiques et celui de la toxicité chronique pour la vie aquatique. Les données de l'eau brute n'ont pas été retenues parce qu'aucune prise d'eau municipale était située à moins de 5 km d'un des effluents des 50 établissements industriels visés par le Plan d'action Saint-Laurent (PASL). De même, les données de toxicité aiguë pour la vie aquatique n'ont pas été retenues parce que les critères sont moins contraignants que ceux relatifs à la toxicité chronique pour la vie aquatique.

Le produit de la charge polluante par un facteur de pondération toxique résulte en unités Chimiotox (UC), selon l'équation 2 :

$$UC_i = charge_i \times F_{tox,i} \quad (2)$$

où UC_{*i*} : l'unité Chimiotox du paramètre *i*;

charge_{*i*} : la quantité du paramètre *i* (kg/d);

F_{tox, *i*} : le facteur de pondération toxique du paramètre *i*.

L'objectif d'une telle démarche vise, d'une part, à pondérer l'importance de chaque rejet dans le but de comparer et de compiler les données d'analyses chimiques. D'autre part, les unités Chimiotox individuelles de chaque contaminant sont additionnées pour définir l'indice Chimiotox (IC). L'intégration des résultats peut se faire par industrie, par groupe de contaminants, par secteur industriel, par secteur géographique ou globalement, selon l'équation 3 :

$$IC = \sum_i^n UC_i \quad (3)$$

où IC : l'indice Chimiotox d'une industrie;
 UC_i : l'unité Chimiotox d'un paramètre;
 n : le nombre de paramètres.

Le calcul des charges nettes de chaque paramètre pour chaque effluent a été calculé selon l'équation 4 :

$$\text{Charge nette moy. (kg/d)} = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i (C_{\text{eff. } i} - C_{\text{alim.}})}{1000 n} \quad (4)$$

où Q_i : débit d'un effluent i (m^3/d);
 $C_{\text{eff. } i}$: concentration du paramètre i (mg/L) dans l'effluent i ;
 $C_{\text{alim.}}$: concentration du paramètre i (mg/L) dans l'eau d'alimentation;
 n : nombre de jours d'échantillonnage.

Pour les établissements ayant plus d'un effluent, on effectue la sommation des charges nettes moyennes des paramètres de chaque effluent, selon l'équation 5.

$$\text{Charge nette moy. tot.} = \sum_j^m \text{charge nette moy.}_i \quad (5)$$

où m : nombre d'effluents.

Le modèle CHIMIOTOX a été appliqué à l'effluent final des usines. Lorsqu'un établissement avait plus d'un effluent final, la sommation des charges des paramètres de chaque effluent a été effectuée avant l'application du modèle. Les données analytiques utilisées sont celles de la caractérisation effectuée dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent (PASL), qui a débuté en 1988, et l'année 1988 a été choisie comme année de référence, c'est-à-dire que le total des rejets toxiques en 1988 représentait 100 p. 100 des rejets.

Le modèle CHIMIOTOX possède certaines limites inhérentes aux méthodes d'analyse et d'échantillonnage des effluents industriels. D'une part, la toxicité de certaines substances (dioxines, furannes, BPC, etc.), qui peuvent être présentes à des concentrations sous le seuil de détection de la méthode analytique mais à des teneurs dommageables pour le milieu récepteur en raison de leur persistance, n'est pas prise en compte dans le calcul de l'indice. D'autre part, le calcul de l'indice CHIMIOTOX ne tient pas compte de la présence de substances toxiques qui n'ont pas été caractérisées lors de l'échantillonnage de trois jours à cause de variations dans la composition des effluents.

Le tableau 2.1 montre les résultats du Chimiotox pour l'année de référence (rétrospection de 1988) et pour l'année de caractérisation, de même que les prévisions de réduction des substances toxiques rejetées par 49 des 50 établissements industriels visés par le PASL.

Tableau 2.1
Classement des usines du PASL selon l'indice CHIMIOTOX

<i>Rang</i>	<i>N° de l'usine</i>	<i>Nom de l'usine</i>	<i>IC (1988)</i>	<i>IC**</i>	<i>IC (1993-1995)</i>	<i>% réduction (1988-1993/95)</i>
1	42	Société canadienne de métaux Reynolds ltée, usine de Baie-Comeau	439 687	439 687	1 637	99,6%
2	36	Daishowa inc.	360 394	360 394	17 009	95%
3	22	Kronos Canada inc.	195 898	195 898	24 452	88%
4	30	Produits forestiers Canadien Pacifique ltée*	195 122	195 122	0	100%
5	28	QIT-Fer et Titane inc.	667 668	184 103	14 371	98%
6	20	Albright & Wilson Amérique, division de Tenneco Canada inc.*	155 382	155 382	3 014	98%
7	32	Kruger inc., papeterie de Trois-Rivières	153 703	153 703	19 187	88%
8	25	Aciers Inoxydables Atlas inc., division de Sammi-Atlas inc.	126 565	126 565	12 826	90%
9	44	Stone-Consolidated inc., division Port-Alfred	119 980	119 980	43 028	64%
10	48	Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée, usines Arvida, Vaudreuil et Saguenay	122 899	115 587	20 180	84%
11	27	Tioxide Canada inc.*	195 617	97 809	424	99,8%
12	31	Stone-Consolidated inc., division Wayagamack	86 311	86 311	13 294	85%
13	2	Métallurgie du cuivre Noranda inc., affinerie CCR	1 572 533	78 595	149 675	90%
14	45	Abitibi-Price inc., papeterie Alma	70 914	70 914	17 912	75%
15	43	Cascades inc. (Jonquière)	99 983	70 056	9 044	91%
16	41	Corporation QUNO	51 725	51 725	17 784	66%
17	39	Donohue inc., papeterie de Clermont	48 081	48 081	25 033	48%
18	24	Sidbec-Dosco inc.	18 124	31 503	4 650	74%
19	6	Produits Pétro-Canada inc.	148 921	148 921	27 675	81%
20	19	Les Alcools de Commerce ltée*	62 256	28 052	0	100%
21	35	Domtar inc., papeterie de Donnacona	34 533	24 174	12 291	64%
22	46	Abitibi-Price inc., papeterie Kénogami	21 732	21 732	8 710	60%
23	12	PPG Canada inc.	16 750	14 608	5 237	69%
24	38	Abitibi-Price inc., papeterie Beaupré	21 085	14 344	7 292	65%
25	40	F.F. Soucy inc.	13 638	13 638	6 971	49%
26	37	Ultramar Canada inc.	9 497	9 497	9 497	0%
27	4	Pétromont, Société en commandite (Montréal)	8 056	8 202	1 976	75%
28	15	Monsanto Canada inc.	35 000	6 111	3 750	89%
29	8	Zinc Électrolytique du Canada ltée	6 701	5 840	5 626	16%
30	7	Produits chimiques Expro inc.	10 699	5 735	6 692	37%
31	29	ICI Canada inc.	4 807	5 107	1 937	60%
32	5	Société pétrochimique Kemtec inc., usines n°s 1 et 2*	35 233	5 084	640	98%
33	3	Produits Shell Canada ltée	18 997	18 997	4 590	76%
34	47	Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée, usine Isle-Maligne	4 172	4 172	4 172	0%
35	50	Les Services T.M.G. inc., mine Niobec	1 920	1 920	1 920	0%

<i>N° de Rang l'usine</i>	<i>Nom de l'usine</i>	<i>IC (1988)</i>	<i>IC**</i>	<i>IC (1993-1995)</i>	<i>% réduction (1988-1993/95)</i>
36	1 Dominion Textile inc., usine de finition Beauharnois*	2 687	1 597	0	100%
37	21 Produits Nacan ltée (Varenes)	26 733	1 339	0	100%
38	10 Domtar inc., papeterie de Beauharnois	1 279	1 279	577	55%
39	17 Pratt & Whitney Canada inc., usines n° 1, 2 et 5	3 870	1 206	1 206	69%
40	34 Société canadienne de métaux Reynolds ltée, usine de Baie-Comeau	10 172	1 037	1 037	90%
41	23 Pétromont inc. (Varenes)	4 174	831	831	80%
42	14 Les Papiers Perkins ltée	1 324	512	187	86%
43	33 Aluminerie de Bécancour inc.	206	206	206	0%
44	9 Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée, usine Beauharnois	28 368	114	114	99,6%
45	16 Héroux inc.	475	90	90	81%
46	49 Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée, usine Grande-Baie	59	59	59	0%
47	13 Locweld inc.	47	47	180	-281%
48	18 Produits Nacan ltée (Boucherville)	29	29	76	-159%
49	26 Les Industries de Préservation du Bois ltée	12	12	12	0%
50	11 Elkem Métal Canada inc.*	Aucune caractérisation des effluents			

* Établissement industriel fermé. La Société pétrochimique Kemtec inc., fermée entre août 1991 et octobre 1994, a été réouverte en octobre 1994 sous le nom de Coastal Canada Petroleum ltée.

** IC lors de la caractérisation.

Références

Équipe d'intervention Saint-Laurent (ÉISL) et BPC Environnement (1992a). *Le CHIMIOTOX : Un indicateur de rejets toxiques*. Environnement Canada, ministère de l'Environnement du Québec et BPC Environnement. Document sur la méthode.

Équipe d'intervention Saint-Laurent (ÉISL) et BPC Environnement (1992b). *L'indice CHIMIOTOX : Principes méthodologiques appliqués aux 50 établissements industriels prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent*. Environnement Canada, ministère de l'Environnement du Québec et BPC Environnement.

Legault G. et M. Villeneuve (1993). *LE CHIMIOTOX : Résultats d'évaluation chimio-toxique des établissements industriels du Plan d'action Saint-Laurent*. Équipe d'intervention Saint-Laurent, Direction des services techniques, volumes I et II.

Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) (1990, rév. 1992). *Critères de qualité de l'eau*. Direction de la qualité des cours d'eau, Service d'évaluation des rejets toxiques, Québec.

3 Le Barème d'effets écotoxiques potentiels (BEEP)

L'identification des sources majeures de pollution industrielle pose plusieurs problèmes en raison de la nature, de la teneur et de la charge en substances toxiques qui peuvent être très différentes dans les effluents rejetés par les industries dans le Saint-Laurent. Une telle démarche soulève plusieurs questions conceptuelles lorsqu'on essaie d'évaluer et de comparer le potentiel toxique de ces effluents. Par exemple, quel est l'impact relatif sur le milieu récepteur d'un effluent par rapport à un autre lorsque les contaminants qu'ils contiennent ont des effets toxiques de diverses intensités (létales, sublétales, aigus, sublétales chroniques) ou qu'ils affectent différents échelons trophiques (bactéries, algues, invertébrés)? Un effluent fortement toxique pour un seul échelon trophique est-il plus dommageable pour l'environnement qu'un effluent faiblement toxique pour plusieurs échelons trophiques? Comment peut-on tenir compte de la persistance ou de l'atténuation de la toxicité des contaminants contenus dans un effluent? Devrait-on donner la même importance aux effets génotoxiques qu'à ceux affectant la survie et la reproduction des espèces? Le BEEP (Barème d'effets écotoxiques potentiels) développé par le Centre Saint-Laurent (Costan *et al.*, 1993) est un outil mathématique qui permet d'évaluer et de comparer le potentiel toxique des usines du Plan d'action Saint-Laurent.

Le modèle BEEP

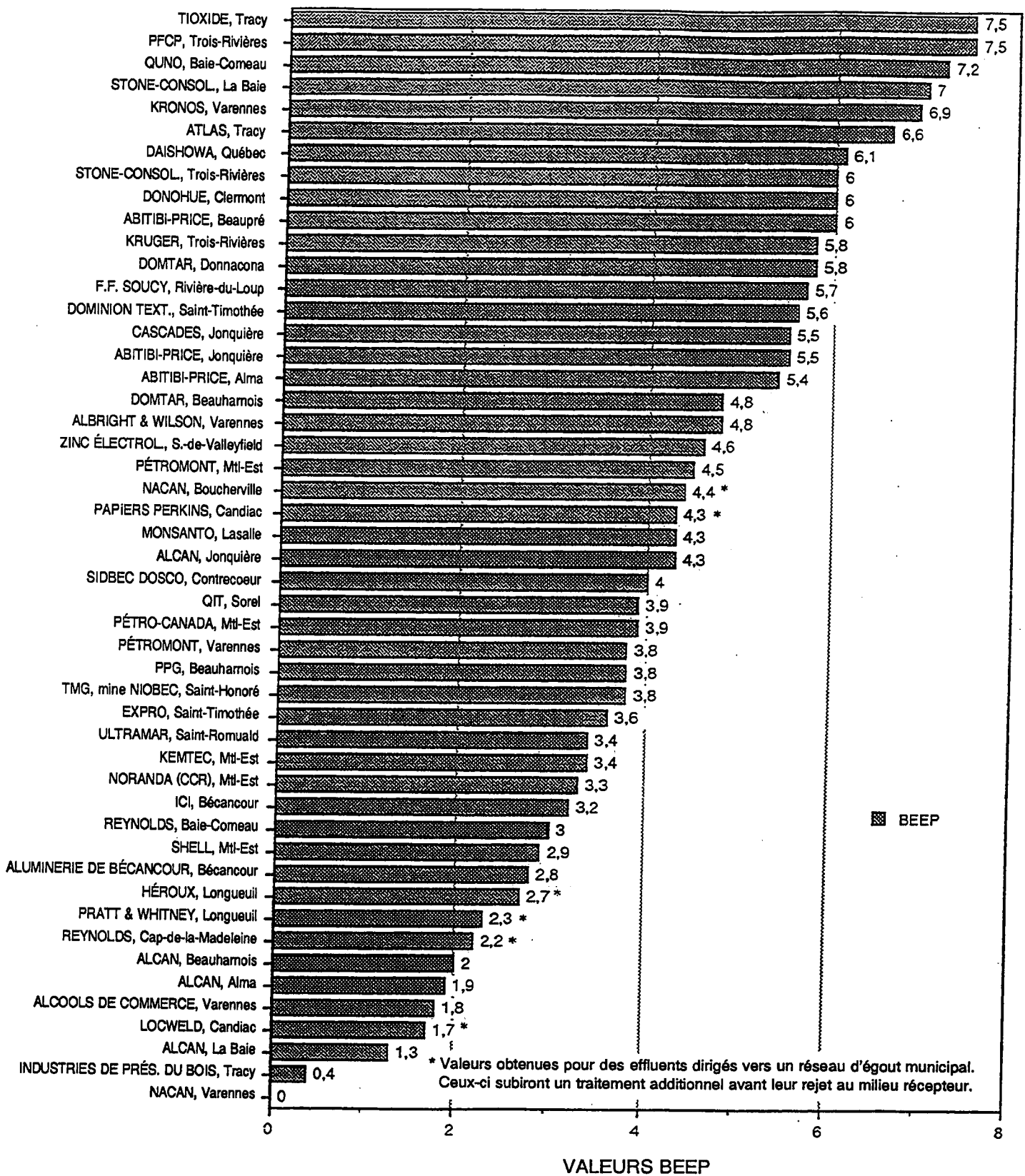
Le BEEP permet l'intégration des résultats d'une batterie de bioessais à l'effluent : le test Microtox^R avec la bactérie *Photobacterium phosphoreum*, le microtest d'inhibition de la croissance de l'algue *Selenastrum capricornutum*, les tests d'inhibition de reproduction et de mortalité du micro-crustacé *Ceriodaphnia dubia* et le test de génotoxicité SOS Chromotest avec la bactérie *Escherichia coli*. Le BEEP tient compte également de la persistance et de l'atténuation de la toxicité des substances contenues dans un effluent, des différents échelons trophiques susceptibles d'être affectés par la contamination et du débit de l'effluent. Tous ces facteurs sont intégrés dans l'équation 1 :

$$P = \log_{10} \left[1 + n \left(\frac{\sum_{i=1}^k T_i}{N} \right) Q \right] \quad (1)$$

- où
- P : valeur numérique de l'indice BEEP;
 - n : nombre de réponses indiquant une (géno)toxicité;
 - k : nombre de bioessais;
 - N : nombre maximal de réponses (géno)toxiques possibles;
 - T_i : unités toxiques (UT) résultant d'un bioessai effectué **avant** ou **après** le test de biodégradation pratiqué sur l'échantillon de l'effluent;
 - Q : débit de l'effluent (m³/h).

L'indice BEEP est exprimé par une valeur numérique sur une échelle logarithmique. La structure de cette échelle est simple et suffisamment flexible pour permettre l'ajout ou le retrait éventuel de certains bioessais. Bien qu'en théorie les valeurs de l'indice BEEP varient entre zéro et l'infini, l'indice BEEP ne dépasse pas 10 en pratique à cause de la progression logarithmique des valeurs ($\log_{10} 10^{10} = 10$). Par conséquent, une augmentation d'une unité de l'indice BEEP se traduit par une augmentation de la charge toxique par un facteur de 10. Les valeurs de l'indice BEEP calculées pour les 49 usines (Elkem Métal Canada inc. ayant fermé ses portes depuis février 1991) du Plan d'action Saint-Laurent sont présentées à la figure 3.1.

Le BEEP permet de comparer la toxicité potentielle des effluents finaux appartenant à huit secteurs industriels bien précis (pâtes et papiers, raffineries de pétrole, chimie inorganique, chimie organique, mines, métallurgie, traitement de surface et textiles). Le secteur des pâtes et papiers se démarque nettement par son fort potentiel de toxicité et par un débit de rejet très élevé. Les indices BEEP des papetières se situent entre 4,4 et 7,5. Dans la plupart de ces effluents, les contaminants sont persistants et affectent la majorité des organismes-cibles utilisés (bactéries, algues, crustacés) à différents degrés de toxicité (léthal, subléthal aigu, subléthal chronique).



Source : Costan et al., 1993.

Figure 3.1 Valeurs de l'indice BEEP de 49 usines du Plan d'action Saint-Laurent

Finalement, il y a lieu de noter certaines limites d'interprétation du BEEP. Bien que les indices soient calculés à partir d'un certain nombre de tests écotoxicologiques connus sans toutefois être exhaustifs, les réponses (géo)toxiques auraient pu être différentes si on avait appliqué d'autres types de bioessais. La valeur de l'indice BEEP calculée pour une usine n'intègre pas les variations dans la composition chimique et dans le débit des effluents puisque les bioessais sont pratiqués sur un échantillon quotidien avec prélèvement aux deux heures.

Référence

Costan, G., N. Bermingham, C. Blaise et J.-F. Férard (1993). «Potential Ecotoxic Effects Probe (PEEP) : A Novel Index to Assess and Compare the Toxic Potential of Industrial Effluents», *Environ. Toxicol. Water Qual.*, 8 (1).

4 Description des stations NAQUADAT dans le secteur d'étude Québec-Lévis (ZIP 14)

La Direction générale des eaux intérieures (DGEI) d'Environnement Canada a exploité dix stations d'échantillonnage dans le secteur d'étude Québec-Lévis (tableau 4.1).

Tableau 4.1
Stations NAQUADAT localisées dans le tronçon Québec-Lévis (ZIP 14)

<i>Numéro de la station</i>	<i>Période d'échantillonnage</i>	<i>Localisation de la station</i>
QUO2PD9023	Du 25 août 1958 au 10 mai 1984	Fleuve, au quai de Québec, sur le traversier, face à Lévis Latitude : 46° 48' 29,016" Longitude : 71° 12' 00"
QU02PH9025	Du 27 juillet 1978 au 11 août 1983	Fleuve, sur le traversier de Québec-Lévis, lors de la traversée, dans le robinet d'eau de refroidissement des moteurs Latitude : 46° 48' 29,016" Longitude : 71° 11' 30,012"
QU02PH9037	Du 1 janvier 1978 au 10 mai 1984	Fleuve, au quai de Lévis, sur le traversier, face à Québec Latitude : 46° 48' 45" Longitude : 71° 11' 20"
QU02PH9024	Du 5 juillet 1955 au 10 juillet 1989	Fleuve, à la prise d'eau de l'usine de filtration de Lévis Latitude : 46° 48' 00" Longitude : 73° 12' 25"
QU02PE9067	Du 21 juillet 1983 au 7 novembre 1988	Fleuve, entre l'île d'Orléans et la rive nord, sous la ligne de transmission, à 225 m de la rive nord (une heure avant la marée montante) Latitude : 46° 53' 58" Longitude : 71° 06' 24,012"
QU02PE9066	Du 21 juillet 1983 au 23 février 1989	Fleuve, entre l'île d'Orléans et la rive nord, sous la ligne de transmission au centre (une heure avant la marée montante) Latitude : 46° 53' 53,988" Longitude : 71° 06' 15,012"

<i>Numéro de la station</i>	<i>Période d'échantillonnage</i>	<i>Localisation de la station</i>
QU02PE9065	Du 21 juillet 1983 au 7 novembre 1988	Fleuve, entre l'île d'Orléans et la rive nord, sous la ligne de transmission, à 375 m au nord de l'île d'Orléans (une heure avant la marée montante) Latitude : 46° 53' 44,988" Longitude : 71° 06' 06,012"
QU02PH9064	Du 21 juillet 1983 au 23 février 1989	Fleuve, entre l'île d'Orléans et la rive sud, sous la ligne de transmission, à 200 m de l'île d'Orléans (une heure avant la marée montante) Latitude : 46° 50' 54,996" Longitude : 71° 03' 29,988"
QU02PH9063	Du 21 juillet 1983 au 23 février 1989	Fleuve, entre l'île d'Orléans et la rive sud, sous la ligne de transmission au centre (une heure avant la marée montante) Latitude : 46° 50' 36,986" Longitude : 71° 03' 20,016"
QU02PH9062	Du 21 juillet 1983 au 23 février 1989	Fleuve, entre l'île d'Orléans et la rive sud, sous la ligne de transmission, à 200 m de la rive sud (une heure avant la marée montante) Latitude : 46° 50' 15,000" Longitude : 71° 03' 15,012"

Source : Base de données NAQUADAT.

5 Critères de qualité pour divers usages de l'eau

Pour déterminer la qualité de l'eau du secteur d'étude Québec-Lévis, 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) du Québec (MENVIQ, 1990, rév. 1992). Ces critères de qualité ont été retenus de préférence à ceux du CCME (1987) pour les raisons suivantes :

- Les critères du MEF sont, dans bien des cas, ceux du CCME;
- 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 du MEF.

Le tableau 5.1 contient 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 : Un objectif pour l'eau brute est la concentration aqueuse d'un produit à ne pas dépasser dans le milieu pour préserver à long terme les usages (alimentation en eau et consommation d'organismes aquatiques) reliés à la santé humaine et pour maintenir la qualité esthétique de l'eau à un niveau acceptable pour les usages domestiques.

Contamination d'organismes aquatiques : Ce critère correspond à la concentration aqueuse d'un contaminant à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés sans qu'ils bioaccumulent le polluant jusqu'à des niveaux nuisibles à la santé humaine.

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

Activités récréatives (contact primaire) : Ce critère vise à protéger les activités récréatives où tout le corps est régulièrement en contact avec l'eau, notamment la baignade.

Tableau 5.1
Liste des contaminants et critères de qualité pour divers usages de l'eau

<i>Substances</i>	<i>Contamination d'organismes aquatiques (mg/L)</i>	<i>Vie aquatique et faune associée (toxicité chronique) (mg/L)</i>	<i>Activités ré- créatives (con- tact primaire) (c.f./100 mL)</i>	<i>Eau brute (mg/L)</i>
Paramètres conventionnels				
Azote ammoniacal		Varie avec la température et le pH		0,5
Chlorures		230,0		< 250,0
Fluorures		0,2		1,0
Nitrites		≤ 0,02		1,0
Nitrates		≤ 40,0		10,0
Nitrites-nitrates				10,0
pH		entre 6,5 et 9,0.		entre 6,5 et 8,5
Phosphore		0,03		
Sulfates				< 150,0
Sulfures (H ₂ S)		0,002		< 0,05
Turbidité				1,0 UNT
Métaux				
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	3 433	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
Mercuré	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

<i>Substances</i>	<i>Contamination d'organismes aquatiques (mg/L)</i>	<i>Vie aquatique et faune associée (toxicité chronique) (mg/L)</i>	<i>Activités ré- créatives (con- tact primaire) (c.f./100 mL)</i>	<i>Eau brute (mg/L)</i>
Sélénium		0,005		0,01
Zinc		$e^{[0,8473 (\ln \text{dureté}) + 0,7614]}$ /1000		< 5,0
Substances organiques toxiques				
Acénaphthylène				
Acénaphthène		0,003		0,02
Aldrine	7,9E-08			7,4E-08
Anthracène				0,05
Benzo (a) anthracène	3,11E-05			2,8E-06
Dibenzo (a,h) anthracène	3,11E-05			2,8E-06
Atrazine		0,002		0,06
Benzène	0,04	0,06		6,6E-04
Hexachlorobenzène (HCB)	7,40E-07	6,5E-06		7,2E-07
BPC totaux	7,9E-08	1,0E-06		7,9E-08
Hexachlorobutadiène	0,05	1,00E-04		4,5E-04
Chlordane	4,80E-07	6,0E-06		4,6E-07
Chrysène	3,11E-05			2,8E-06
Hexachlorocyclohexanes (α-BHC)	3,10E-05	1,00E-05		9,20E-06
Hexachlorocyclohexanes (γ-BHC)	6,25E-05	1,00E-05		1,86E-05
Hexachlorocyclopentadiène		4,5E-04		0,001
DDT et métabolites	2,40E-08	1,00E-06		2,40E-08
Diazinon		3,00E-06		0,02
Dieldrine	7,6E-08	1,9E-06		7,1E-08
Endosulfan	0,159	2,00E-05		0,074
Endrine		2,3E-06		2,0E-04
Dichloro-1,1 éthylène	1,85E-03			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
Fluoranthène	0,054			0,042
Benzo (b) fluoranthène	3,11E-05			2,8E-06
Benzo (k) fluoranthène	3,11E-05			2,8E-06
Fluorène				0,05

<i>Substances</i>	<i>Contamination d'organismes aquatiques (mg/L)</i>	<i>Vie aquatique et faune associée (toxicité chronique) (mg/L)</i>	<i>Activités ré- créatives (con- tact primaire) (c.f./100 mL)</i>	<i>Eau brute (mg/L)</i>
Gaïacol		Voir substances phénol. tot.		
Dichlorogaïacol		Voir substances phénol. tot.		
Trichlorogaïacol		Voir substances phénol. tot.		
Tétrachlorogaïacol		Voir substances phénol. tot.		
Indène				
Trichlorométhane (chloroforme)	0,0157	1,24		1,9E-04
Tétrachlorométhane (tétrachlorure de carbone)	6,94E-03			4,0E-04
Mirex		1,00E-06		4,00E-05
Naphtalène		0,029		0,01
Chloro-2 naphtalène				0,01
Méthyl-1 naphtalène				
Méthyl-2 naphtalène				
Tétrahydro-1,2,3,4 naphtalène				
Phénanthrène				0,05
Benzo (ghi) pérylène				
Phénol	0,230	Voir substances phénol. tot.		0,3
Trichloro-2,4,6 phénol	0,0015	0,018		0,0012
Pentachlorophénol		$e^{[1,005 (pK) - 5,290]} / 1000$		0,03
Substances phénoliques tot.		0,005		0,002
Dibutyl-phtalate (DBP)	154	0,004		34,0
Diéthyl-phtalate	1800	0,0002		350,0
Di(2-éthyl-hexyl)phtalate	50,0	0,0006		15,0
Diocetyl-phtalate		0,0002		0,05
		(critère des phtalates)		
Pyrène				0,05
Benzo (a) pyrène	3,11E-05			2,8E-06
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	3,11E-05			2,8E-06
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		

<i>Substances</i>	<i>Contamination d'organismes aquatiques (mg/L)</i>	<i>Vie aquatique et faune associée (toxicité chronique) (mg/L)</i>	<i>Activités ré- créatives (con- tact primaire) (c.f./100 mL)</i>	<i>Eau brute (mg/L)</i>
Pentachlorobenzène	0,085	3,0E-05		0,074
Césium-137				5,0 Bq/L
Heptachlore	2,90E-07	1,0E-05		2,8E-07
Méthoxychlore		3,00E-05		0,9
Tétrachloro-2,3,7,8 dibenzopara- dioxine	1,40E-11	1,00E-06		1,3E-11
Acide dichloro-2,4 phénoxyacé- tique		0,004		0,1
HAP totaux (voir liste des HAP de l'annexe 5 dans MENVIQ, 1990, rév. 1992)	3,11E-05			2,8E-06
Iode-131				1,0 Bq/L
Phtalates (esters de)		2,00E-04		
Radium-226				0,1 Bq/L
Strontium-90				1,0 Bq/L
Tritium				4000 Bq/L
Bactéries				
Coliformes fécaux			200	1000 c.f./100 mL

Source : MENVIQ, 1990, rév. 1992.

Précisions sur les critères relatifs à l'eau brute et les normes d'eau potable

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, tout en tenant compte d'aspects économiques et technologiques, définissent la qualité d'une eau qu'une personne peut boire sa vie durant selon

un risque acceptable. L'eau potable traitée sortant du robinet des citoyens peut donc être analysée, et les résultats, comparés aux normes réglementaires.

Les critères d'eau brute définis dans les *Critères de qualité de l'eau* représentent la qualité idéale 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, sa vie durant. Ces critères considèrent deux sources d'exposition : l'eau et les organismes aquatiques.

La différence entre les deux types de valeurs provient à la fois de l'inclusion, dans les calculs, de la quantité ingérée de poissons et du facteur de bioaccumulation pour les critères d'eau brute et des contraintes économiques, analytiques et technologiques pour les normes d'eau potable. Si on compare, pour un contaminant donné, les valeurs numériques de la norme d'eau potable et du critère d'eau brute, les situations suivantes peuvent survenir :

- le critère d'eau brute impose des valeurs plus faibles que la norme d'eau potable dans le cas des contaminants dits «bioaccumulables» que les organismes aquatiques peuvent bioaccumuler dans leur chair; dans ce cas, le critère (eau et organismes) ne peut pas avoir la même valeur numérique que la norme relative à l'eau potable, puisqu'il inclut dans son calcul les quantités de poissons ingérés et le facteur de bioaccumulation;
- le critère d'eau brute peut avoir la même valeur numérique que la norme dans le cas des contaminants dits «non bioaccumulables», le potentiel de contamination des organismes aquatiques devenant négligeable; dans ce cas, une personne n'est en contact avec le contaminant présent dans l'eau que lorsqu'elle boit cette eau.

Il faut donc être particulièrement prudent quand on compare une valeur mesurée dans l'eau avec la valeur du critère d'eau brute 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 d'eau brute 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*. Direction de la qualité des cours d'eau, Service d'évaluation des rejets toxiques, Québec.

Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) (1987, rév. 1990). *Recommandations pour la qualité de l'eau du Canada*.

6 Méthodes d'analyse et limites de détection des paramètres mesurés entre 1985 et 1990

<i>Méthode d'analyse, code NAQUADAT</i>	<i>Paramètre</i>	<i>Limite de détection</i>	<i>Année d'analyse</i>
2011	Couleur apparente	1,0 Pt-Co	1985-1990
2041	Conductivité spécifique	1,0 µs/cm	1985-1990
2061	Température de l'eau	0,1 °C	1985-1990
2073	Turbidité	0,1 UTJ	1985-1990
3009	Lithium total	0,2 µg/L	1988-1990
4010	Béryllium total	0,05 µg/L	1988-1990
6010	Carbone organique total	0,1 mg/L	1987-1990
7112	Nitrites et nitrates dissous	1,0 µg/L	1985-1990
8102	Oxygène dissous	0,5 mg/L	1985-1990
10101	Alcalinité	0,1 mg/L	1985-1990
10301	pH	0,1 U pH	1985-1990
10401	Résidus non filtrables	0,1 mg/L	1985-1990
10603	Dureté totale	1,0 mg/L	1985-1990
11105	Sodium dissous	0,01 mg/L	1985-1990
12102	Magnésium dissous	1,0 mg/L	1985-1990
13009	Aluminium total	1,0 µg/L	1985-1990
15406	Phosphore total	2,0 µg/L	1985-1990
16306	Sulfates dissous	1,0 µg/L	1985-1990
17203	Chlorures dissous	0,05 mg/L	1985-1990
17814	Hexachlorobenzène	0,4 ng/L	1985-1990
18013	<i>p,p'</i> -DDD	0,4 ng/L	1985-1990
18027	<i>o,p'</i> -DDT	0,4 ng/L	1985-1990
18028	<i>p,p'</i> -DDT	0,4 ng/L	1985-1990
18029	<i>p,p'</i> -DDE	0,4 ng/L	1985-1990
18035	Métoxychlore	0,4 ng/L	1985-1990
18039	Heptachlore	0,4 ng/L	1985-1990
18044	Époxyheptachlore	0,4 ng/L	1985-1990
18059	α-Chlordane	0,4 ng/L	1985-1990
18064	γ-Chlordane	0,4 ng/L	1985-1990
18081	α-BHC	0,4 ng/L	1985-1990
18083	γ-BHC	0,4 ng/L	1985-1990
18085	α-Endosulfan	0,4 ng/L	1985-1990
18087	β-Endosulfan	0,4 ng/L	1985-1990
18127	Mirex	0,4 ng/L	1985-1990
18134	Aldrine	0,4 ng/L	1985-1990
18144	Endrine	0,4 ng/L	1985-1990
18154	Dieldrine	0,4 ng/L	1985-1990
19102	Potassium dissous	0,1 mg/L	1985-1990

<i>Méthode d'analyse, code NAQUADAT</i>	<i>Paramètre</i>	<i>Limite de détection</i>	<i>Année d'analyse</i>
20103	Calcium dissous	0,05 mg/L	1985-1990
23009	Vanadium total	0,2 µg/L	1988-1990
24003	Chrome total	0,2 µg/L	1986-1988
24009	Chrome total	0,2 µg/L	1988-1990
25004	Manganèse total	1,0 µg/L	1986-1988
25010	Manganèse total	0,1 µg/L	1988-1990
26004	Fer total	50,0 µg/L	1985-1986
26005	Fer total	1,0 µg/L	1986-1988
26009	Fer total	0,1 µg/L	1988-1990
27009	Cobalt total	0,1 µg/L	1988-1990
28002	Nickel total	0,1 µg/L	1986-1988
28009	Nickel total	0,2 µg/L	1988-1990
29005	Cuivre total	1,0 µg/L	1985-1988
29009	Cuivre total	0,1 µg/L	1988-1990
30005	Zinc total	1,0 µg/L	1985-1988
30009	Zinc total	0,2 µg/L	1988-1990
33008	Arsenic total	0,2 µg/L	1985-1987
34008	Sélénium total	0,1 µg/L	1985-1987
38009	Strontium total	2,0 µg/L	1988-1990
42009	Molybdène total	0,1 µg/L	1988-1990
48002	Cadmium total	1,0 µg/L	1986-1988
48009	Cadmium total	0,1 µg/L	1988-1990
56009	Baryum total	1,1 µg/L	1988-1990
82002	Plomb total	0,7 µg/L	1986-1990
82009	Plomb total	0,2 µg/L	1988-1990

Source : Rondeau, 1993.

7 Statistiques de base pour les stations NAQUADAT

Station 9062

<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	2	50	< 0,4	1,2	0,7	0,7	0,71
Aluminium (mg/L)	1988-1990	13	100	0,229	0,905	0,353	0,418	0,200
Arsenic (mg/L)	1985-1987	7	100	0,0004	0,0008	0,0006	0,0006	0,0002
Cadmium (mg/L)	1986-1990	21	52,4	< 0,0001	0,0033	0,0001	0,0003	0,0007
Chlorures (mg/L)	1985-1992	31	100	13,6	21,8	18,9	18,2	2,4
Chrome (mg/L)	1986-1990	17	100	0,0010	0,0039	0,0017	0,0021	0,0009
Cuivre (mg/L)	1985-1990	25	100	0,0015	0,0950	0,0022	0,0066	0,0185
Fer (mg/L)	1985-1990	25	100	0,290	1,480	0,433	0,547	0,312
γ -BHC (ng/L)	1989	2	50	< 0,4	0,8	0,5	0,5	0,42
MES (mg/L)	1985-1992	31	100	5	32	11	13	7
Manganèse (mg/L)	1986-1990	21	100	0,0093	0,0580	0,0177	0,203	0,0110
Nickel (mg/L)	1986-1990	21	100	0,0009	0,0037	0,0014	0,0018	0,0008
Nitrites-nitrates (mg/L)	1985-1992	31	100	0,08	0,47	0,25	0,26	0,11
pH	1985-1992	40	100	6,6	8,6	7,9	7,9	0,3
Phosphore (mg/L)	1985-1992	16	100	0,016	0,081	0,044	0,043	0,015
Plomb (mg/L)	1986-1990	21	81	< 0,0002	0,0028	0,0007	0,0010	0,0008
Sélénium (mg/L)	1985-1987	7	100	0,0001	0,0003	0,0002	0,0002	0,0001
Turbidité (UNT)	1985-1992	31	100	2,3	18,0	5,6	6,5	3,8
Zinc (mg/L)	1985-1990	25	100	0,0021	0,0343	0,0050	0,0085	0,0085

Station 9063

<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)	1988-1990	14	85,8	< 0,4	2,7	1,4	1,3	0,66
Aluminium (mg/L)	1988-1990	15	100	0,229	1,490	0,441	0,525	0,343
Arsenic (mg/L)	1985-1987	7	100	0,0004	0,0007	0,0006	0,0006	0,0001
Cadmium (mg/L)	1986-1990	23	69,6	< 0,0001	0,0003	0,0001	0,0001	0,0001
Chlorures (mg/L)	1985-1992	31	100	13,5	21,8	18,5	18,0	2,4
Chrome (mg/L)	1986-1990	19	100	0,0010	0,0065	0,0016	0,0023	0,0014
Cuivre (mg/L)	1985-1990	27	100	0,0015	0,0150	0,0021	0,0030	0,0026
Fer (mg/L)	1985-1990	27	100	0,273	2,450	0,554	0,676	0,481
γ -BHC (ng/L)	1988-1990	14	42,9	< 0,4	1,3	0,2	0,5	0,37
MES (mg/L)	1985-1992	31	100	5	76	13	18	15
Manganèse (mg/L)	1986-1990	23	100	0,0090	0,0769	0,0195	0,0231	0,0149
Nickel (mg/L)	1986-1990	23	100	0,0010	0,0038	0,0013	0,0017	0,0008
Nitrites-nitrates (mg/L)	1985-1992	31	100	0,03	0,69	0,24	0,26	0,13

<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>
pH	1985-1992	40	100	7,5	8,3	7,9	7,9	0,2
Phosphore (mg/L)	1985-1992	17	100	0,023	0,085	0,045	0,047	0,015
Plomb (mg/L)	1986-1990	23	78,3	< 0,0002	0,0042	0,0008	0,0011	0,0011
Sélénium (mg/L)	1985-1987	7	100	0,0001	0,0004	0,0002	0,0002	0,0001
Turbidité (UNT)	1985-1992	31	100	1,8	33,0	5,8	7,7	6,4
Zinc (mg/L)	1985-1990	27	100	0,0016	0,0169	0,0051	0,0066	0,0039

Station 9064

<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>
Aluminium (mg/L)	1988-1990	15	100	0,206	1,490	0,389	0,472	0,334
Arsenic (mg/L)	1985-1987	7	100	0,0004	0,0007	0,0006	0,0006	0,0001
Cadmium (mg/L)	1986-1990	23	52,2	< 0,0001	0,0005	0,0001	0,0001	0,0001
Chlorures (mg/L)	1985-1992	30	100	13,3	22,2	18,9	18,0	2,5
Chrome (mg/L)	1986-1990	19	100	0,0010	0,0041	0,0015	0,0019	0,0010
Cuivre (mg/L)	1985-1990	26	100	< 0,0014	0,0035	0,0020	0,0023	0,0007
Fer (mg/L)	1985-1990	27	100	0,224	1,180	0,500	0,498	0,208
MES (mg/L)	1985-1992	30	100	3	45	11	13	8
Manganèse (mg/L)	1986-1990	23	100	0,0090	0,0529	0,0175	0,0186	0,0094
Nickel (mg/L)	1986-1990	23	100	0,0008	0,0023	0,0014	0,0015	0,0005
Nitrites-nitrates (mg/L)	1985-1992	30	100	0,08	0,64	0,25	0,26	0,12
pH	1985-1992	39	100	7,5	8,2	7,9	7,9	0,2
Phosphore (mg/L)	1985-1992	16	100	0,023	0,049	0,038	0,039	0,008
Plomb (mg/L)	1986-1990	23	78,3	< 0,0002	0,0021	0,0007	0,0008	0,0005
Sélénium (mg/L)	1985-1987	7	100	0,0002	0,0004	0,0002	0,0002	0,0001
Turbidité (UNT)	1985-1992	30	100	2,1	27,0	5,1	6,4	4,5
Zinc (mg/L)	1985-1990	27	100	0,0024	0,0500	0,0049	0,0076	0,0091

Station 9065

<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>
Aluminium (mg/L)	1988-1990	13	100	0,195	0,757	0,383	0,414	0,199
Arsenic (mg/L)	1985-1987	7	100	0,0004	0,0006	0,0005	0,0005	0,0001
Cadmium (mg/L)	1986-1990	22	59,1	< 0,0001	0,0009	0,0001	0,0002	0,0002
Chlorures (mg/L)	1985-1992	29	100	11,3	23,6	18,5	17,6	3,0
Chrome (mg/L)	1986-1990	18	100	0,0002	0,0035	0,0014	0,0018	0,0010
Cuivre (mg/L)	1985-1990	26	100	0,0013	0,0072	0,0020	0,0022	0,0011
Fer (mg/L)	1985-1990	26	100	0,230	1,020	0,381	0,443	0,224
MES (mg/L)	1985-1992	29	100	3	22	7	9	5
Manganèse (mg/L)	1986-1990	22	100	0,0087	0,0279	0,0153	0,0163	0,0047
Nickel (mg/L)	1986-1990	22	100	0,0008	0,0026	0,0013	0,0015	0,0006
Nitrites-nitrates (mg/L)	1985-1992	29	100	0,08	0,50	0,25	0,26	0,11
pH	1985-1992	38	100	7,3	8,6	7,9	7,9	0,2
Phosphore (mg/L)	1985-1992	16	100	0,021	0,063	0,034	0,035	0,009
Plomb (mg/L)	1986-1990	22	73,6	< 0,0002	0,0031	0,0006	0,0008	0,0007
Sélénium (mg/L)	1985-1987	7	85,7	< 0,0001	0,0003	0,0002	0,0002	0,0001
Turbidité (UNT)	1985-1992	29	100	2,0	12,0	4,6	5,2	2,2
Zinc (mg/L)	1985-1990	26	100	0,0018	0,0481	0,0043	0,0069	0,0088

Station 9066

<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	1988-1990	14	85,8	< 0,4	2	1,5	1,4	0,56
Aluminium (mg/L)	1988-1990	15	100	0,191	0,895	0,319	0,392	0,200
Arsenic (mg/L)	1985-1987	9	100	0,0003	0,0007	0,0005	0,0005	0,0001
Cadmium (mg/L)	1986-1990	25	32	< 0,0001	0,0002	0,0001	0,0001	0,0001
Chlorures (mg/L)	1985-1992	32	100	13,0	22,8	18,4	17,8	2,6
Chrome (mg/L)	1986-1990	19	100	0,0008	0,0034	0,0018	0,0020	0,0008
Cuivre (mg/L)	1985-1990	29	100	0,0013	0,337	0,0019	0,0042	0,0075
Fer (mg/L)	1985-1990	29	100	0,218	1,160	0,419	0,481	0,214
γ -BHC	1988-1990	14	42,9	< 0,4	1,5	0,2	0,5	0,4
MES (mg/L)	1985-1992	31	100	3	39	11	12	7
Manganèse (mg/L)	1986-1990	25	100	0,0084	0,0285	0,0163	0,0178	0,0064
Nickel (mg/L)	1986-1990	25	100	0,0007	0,0024	0,0012	0,0014	0,0005
Nitrites-nitrates (mg/L)	1985-1992	32	100	0,08	0,53	0,25	0,27	0,11
pH	1985-1992	41	100	7,5	8,5	8,0	7,9	0,2
Phosphore (mg/L)	1985-1992	18	100	0,022	0,064	0,038	0,039	0,010

<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>
Plomb (mg/L)	1986-1990	25	56	< 0,0002	0,0016	0,0005	0,0006	0,0005
Sélénium (mg/L)	1985-1987	9	77,8	< 0,0001	0,0004	0,0002	0,0002	0,0001
Turbidité (UNT)	1985-1992	32	100	1,6	13,0	5,6	5,8	2,5
Zinc (mg/L)	1985-1990	29	100	0,0018	0,0367	0,0047	0,0070	0,0063

Station 9067

<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>
Aluminium (mg/L)	1988-1990	12	100	0,156	0,729	0,310	0,373	0,196
Arsenic (mg/L)	1985-1987	6	100	0,0004	0,0008	0,0006	0,0006	0,0001
Cadmium (mg/L)	1986-1990	19	57,9	< 0,0001	0,0004	0,0001	0,0001	0,0001
Chlorures (mg/L)	1985-1992	28	100	8,9	22,9	18,2	17,3	3,4
Chrome (mg/L)	1986-1990	16	100	0,0006	0,0120	0,0015	0,0023	0,0027
Cuivre (mg/L)	1985-1990	23	100	0,0012	0,0340	0,0019	0,0034	0,0067
Fer (mg/L)	1985-1990	23	100	0,189	0,902	0,390	0,423	0,199
MES (mg/L)	1985-1992	28	100	3	20	8	9	5
Manganèse (mg/L)	1986-1990	19	100	0,0086	0,0362	0,0150	0,0170	0,0071
Nickel (mg/L)	1986-1990	19	100	0,0008	0,0021	0,0013	0,0013	0,0004
Nitrites-nitrates (mg/L)	1985-1992	28	100	0,08	0,45	0,24	0,25	0,11
pH	1985-1992	36	100	7,1	8,2	7,9	7,9	0,2
Phosphore (mg/L)	1985-1992	17	100	0,021	0,046	0,037	0,034	0,008
Plomb (mg/L)	1986-1990	19	68,5	< 0,0002	0,0013	0,0006	0,0006	0,0004
Sélénium (mg/L)	1985-1987	6	100	0,0002	0,0004	0,0002	0,0003	0,0001
Turbidité (UNT)	1985-1992	28	100	1,7	13,0	4,6	4,9	2,2
Zinc (mg/L)	1985-1990	23	100	0,0016	0,0134	0,0050	0,0060	0,0031

