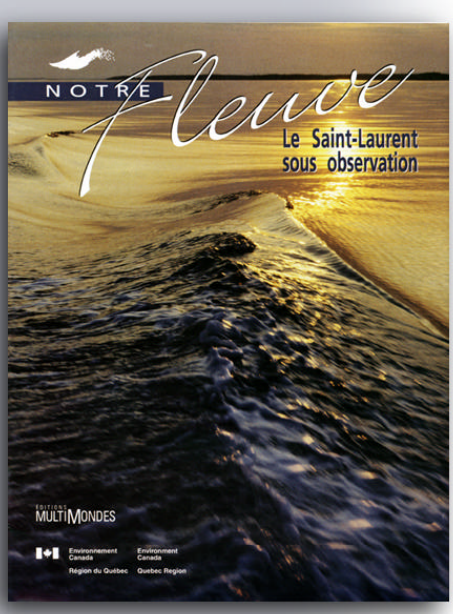
Bienvenue sur le CD-ROM du

Rapport-synthèse sur l'état du Saint-Laurent



Vol. 1 – L'écosystème du Saint-Laurent

Voici les volumes disponibles:



Brochure – Notre fleuve



Vol. 2 – L'état du Saint-Laurent



VOLUME 1

L'ÉCOSYSTÈME DU SAINT-LAURENT

LES ASPECTS

- Physico-chimiques
- Biologiques
- Socio-économiques

L'INTÉGRATION

Rapport-synthèse sur l'état du Saint-Laurent

ÉDITIONS MULTIMONDES

Environnement Canada
Région du Québec

Environment Canada
Quebec Region

RAPPORT-SYNTHÈSE SUR L'ÉTAT DU SAINT-LAURENT

VOLUME 1

L'écosystème du Saint-Laurent

ÉDITIONS MULTIMONDES

Environnement Canada
Région du Québec

Environment Canada
Quebec Region

Données de catalogage avant publication (Canada)

Vedette principale au titre:

Rapport-synthèse sur l'état du Saint-Laurent

Publ. aussi en anglais sous le titre: State of the Environment Report on the St. Lawrence River.

L'ouvrage complet comprendra 2 v. et 1 brochure.

Comprend des réf. bibliogr.

Sommaire: v. 1. L'écosystème du Saint-Laurent – v. 2. L'état du Saint-Laurent.

Publ. en collab. avec: Centre Saint-Laurent.

ISBN 2-921146-25-8 (série) – ISBN 2-921146-26-6 (v. 1) – ISBN 0-660-95224-6 (v. 1) (Centre Saint-Laurent) – ISBN 2-921146-27-4 (v. 2) – ISBN 0-660-95225-4 (v. 2) (Centre Saint-Laurent)

1. Environnement – Saint-Laurent (Fleuve). 2. Écosystèmes – Saint-Laurent (Fleuve). 3. Écologie des cours d'eau – Saint-Laurent (Fleuve). 4. Bassins hydrographiques – Saint-Laurent (Fleuve). I. Lavigne, Nicole. II. Bouchard, Hélène. III. Provencher, Michel-A. IV. Centre Saint-Laurent.

QH106.2.S35R3613 1996 574.5'26323'09714 C96-940298-8

Photographie de la page couverture: Michel Boulianne

ISBN 2-921146-25-8 (série) Éditions MultiMondes

ISBN 2-921146-26-6 (vol. 1) Éditions MultiMondes

ISBN 0-660-95224-6 Centre Saint-Laurent

Nº de cat.: En 153-70/1-1996F

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 1996

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Canada, 1996

Publié par les Éditions MultiMondes inc. et Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, avec la collaboration du Groupe Communication Canada – Édition, Approvisionnements et Services Canada.

Tous droits réservés. La reproduction totale ou partielle de cet ouvrage, par quelque procédé que ce soit, tant électronique que mécanique, ou par photocopie, est interdite sans l'autorisation écrite et préalable du Ministre des Approvisionnements et Services Canada.

© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, 1996

Éditions MultiMondes
930, rue Pouliot
Sainte-Foy (Québec)
Canada G1V 3N9
Tél.: (418) 651-3885
Téléc.: (418) 651-6822
1 800 840-3029
Courr. électron.: info@multim.com
Internet: http://multim.com

Centre Saint-Laurent
Conservation de l'environnement
Région du Québec
Environnement Canada
105, rue McGill, 4e étage
Montréal (Québec)
Canada H2Y 2E7
Tél.: (514) 283-7000

Les pages intérieures sont imprimées sur du papier composé de 50% de fibres recyclées et de 10% de fibres recyclées après consommation. La page couverture est imprimée sur du carton composé de 40% de fibres recyclées et de 20% de fibres reyclées après consommation.

Avis aux lecteurs: Le Centre Saint-Laurent remercie les nombreuses personnes qui ont collaboré à la réalisation de cet ouvrage et assume l'entière responsabilité de son contenu.

À citer: Centre Saint-Laurent. 1996. *Rapport-synthèse sur l'état du Saint-Laurent*. Volume 1*: L'écosystème du Saint-Laurent*. Environnement Canada – région du Québec, Conservation de l'environnement – et Éditions MultiMondes, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent».

RÉALISATION

L'écosystème du Saint-Laurent

ENVIRONNEMENT CANADA – RÉGION DU QUÉBEC

Centre Saint-Laurent

Conception et orientation :	Nicole Lavigne Hélène Bouchard Michel-A. Provencher
Coordination :	Hélène Bouchard

CONSORTIUM GAUTHIER & GUILLEMETTE CONSULTANTS ET COMMUNICATIONS SCIENCE-IMPACT

Conseiller scientifique :	Jean-Hugues Bédard
Collaborateur spécial :	Jean Lebel
Communicateur scientifique :	Jean-Marc Gagnon
Gestionnaire de projet :	René Nault
Coordonnatrice de projet :	Sylvie Trépanier

COMITÉ AVISEUR

Environnement Canada:	Marie-José Auclair Caroll Bélanger Alain Bernier Jean Burton Lynn Cleary Thérèse Drapeau Clément Dugas Annie-France Gravel Lucie Olivier Claude St-Charles Aline Sylvestre Jacqueline Vincent
Pêches et Océans:	Louis Désilets Jean-François La Rue
Équipe d'intervention Saint-Laurent:	Marc Villeneuve
Ministère de l'Environnement et de la Faune:	Fay Cotton Roger Lemire Raymond Martin

PRODUCTION

ENVIRONNEMENT CANADA – RÉGION DU QUÉBEC

Centre Saint-Laurent

Révision linguistique :	Michèle Létienne-Prévost Monique Simond
Graphisme :	Denise Séguin
Cartographie :	François Boudreault
Suivi de production :	Louise Quilliam Denise Séguin Hélène Bouchard Linda Plante
Recherche de photos :	Danielle Gingras

ÉDITIONS MULTIMONDES

Concept graphique :	Norman Dupuis
Graphisme :	Mathieu Gagnon Gérard Beaudry

CONSULTANTS

Saisie de données :	Typographie Sajy
Graphisme :	Carto-Média
Photogravure :	Compélec inc.
Impression :	Imprimerie La Renaissance

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier les personnes suivantes pour leur contribution à diverses étapes de la réalisation du rapport :

À Environnement Canada, Charlotte Bastien, Jean-Charles Bellemare, Luc Bergeron, André Bérubé, Jean-François Bibeault, Paul Boudreault, Louise Champoux, Josée Deguise, Yves de Lafontaine, Charles A. Drolet, Guy Fortin, Rosaline Frith, Claude Gonthier, Vincent Jarry, Martin Jean, Anne Jourdain, Louise Lapierre, Pierre Laporte, Daniel Leclair, Gervais Leclair, Guy Létourneau, Claudine Loiselle, Ken R. Lum, Michel Melançon, Jean-René Michaud, Pierre Mousseau, Thao T. Pham, Suzie Proulx, Louise Quilliam, Isabelle Ringuet, Daniel Robitaille, René Rochon, Jean Rodrigue, Jacques Sénéchal, Pierre Sylvestre, Bernard Tardif, Raymond Van Coillie, Jacques Vanier, Raymonde Verville, Gérald Vigeant, Alan Willsie, Ronald Zaloum.

À la Garde côtière canadienne, Sylvie Blouin, Reynald Dionne, Sylvie Dostie, Micheline Moore, Marc-André Poisson, Pierre Rouleau, Raymond Thériault.

À Pêches et Océans, Richard Bailey, Éric Gagnon, Juanita N. Gearing, Charles Gobeil, Mike O. Hammill, Michael C.S. Kingsley, Denis Lefaivre, Louise Savard, Yvan Vigneault.

À l'Équipe d'intervention Saint-Laurent, Gaétan Duchesneau.

Au ministère de l'Environnement et de la Faune, Daniel Banville, Marcel Bernard, Pierre Bilodeau, Francis Boudreau, François Caron, Denyse Gouin, Yves Grimard, Serge Hébert, Michel Huot, Rosaire Jean, Marcel Lacasse, René Lafond, Denis Laliberté, Jean-Pierre Le Bel, Michel Lepage, Camille Paré, Francine Richard, Louis Roy, Claude Sauvé, Serge Tremblay, Guy Trencia, Guy Verreault.

Au Secrétariat à la mise en valeur du Saint-Laurent, Léonce Nault.

À la Société de développement économique du Saint-Laurent, Marc Gagnon.

AVANT-PROPOS

Le Saint-Laurent, un fleuve sous surveillance

Le Saint-Laurent et sa source, les Grands Lacs, forment le cœur même du Canada.

Au début de la colonie, le Saint-Laurent constituait la seule voie de communication. Au 19e siècle, on parlait du Saint-Laurent comme du boulevard du pays, et la navigation y était intense pour le transport de matières premières et l'importation de produits finis. Depuis l'aménagement de la voie maritime, en 1959, les navires de fort tonnage peuvent se rendre jusqu'au lac Supérieur. Le Saint-Laurent est ainsi devenu le principal axe de transport fluvial du continent nord-américain.

Les rives du fleuve ont aussi constitué un site de choix pour l'établissement d'industries manufacturières consommatrices d'eau. Par exemple, en 1981, ces industries ont consommé plus de 50 p. 100 de toute l'eau prélevée dans le Saint-Laurent.

Le fleuve a aussi fait de la vallée dans laquelle il coule, l'artère nourricière du Québec. L'agriculture s'y est développée plus qu'ailleurs en raison des sols plus riches et du climat plus tempéré. Aujourd'hui, la plaine du Saint-Laurent alimente, à elle seule, la moitié de la population québécoise.

Avec ses 4200 km de rivages, le Saint-Laurent est un milieu naturel d'une richesse incomparable. Ses habitats fort diversifiés comprennent des lacs peu profonds, des herbiers et des marais riverains, des zones d'eau douce, d'eau saumâtre ou salée. Une si grande variété d'habitats abrite, bien sûr, une faune riche : 185 espèces de poissons, une vingtaine d'espèces de mammifères marins et une centaine d'espèces d'oiseaux, sans compter la cinquantaine d'espèces qui s'y arrêtent durant leurs migrations. Et plus de 1300 espèces de plantes vasculaires y vivent. La qualité de vie de cette faune et de cette flore

dépend de la qualité de l'eau du fleuve. Mais c'est le cas aussi de la qualité de vie des riverains : environ 46 p. 100 des Québécois tirent leur eau potable directement du fleuve.

Enfin, toute une vie centrée sur le Saint-Laurent a imprégné en profondeur la culture québécoise qui a inscrit le fleuve dans nombre de ses activités.

UN FLEUVE SOUS OBSERVATION

Depuis le début de la colonie, mais d'une manière fortement accélérée depuis la Seconde Guerre mondiale, transport maritime, agriculture, industrialisation et urbanisation n'ont cessé d'exercer une pression grandissante sur l'équilibre écologique du fleuve. Aujourd'hui, l'état du Saint-Laurent inquiète.

Poissons difformes, Bélugas en danger, déversements de substances toxiques, d'eaux usées, etc., la situation est-elle aussi inquiétante que le laissent supposer les nouvelles alarmantes dont les médias font régulièrement état? Comment le fleuve réagit-il à toutes les pressions de la société industrielle qui borde ses rives?

Pour évaluer la situation et intervenir dans certains cas, le gouvernement du Canada a créé le Centre Saint-Laurent (CSL) et, en association avec le gouvernement du Québec, a lancé, en 1988, le Plan d'action Saint-Laurent (PASL).

Le Plan d'action Saint-Laurent s'est vu assigner des objectifs particuliers : la réduction de 90 p. 100 de l'ensemble des rejets liquides toxiques déversés dans le fleuve par les 50 établissements industriels reconnus comme les plus polluants, le développement de technologies de l'environnement et la conservation de la flore, de la faune et de l'écosystème.

Un des principaux mandats du CSL était de dresser un portrait de l'état du fleuve et d'établir le diagnostic de son état de santé en tenant compte des caractéristiques physico-chimiques, biologiques et socio-économiques qui lui sont propres.

Bien sûr, les scientifiques dans les universités, les instituts de recherche, les ministères et ailleurs avaient déjà effectué des recherches sur différents aspects du fleuve avant la mise sur pied du Plan d'action Saint-Laurent. Mais les efforts déployés étaient épars et très particuliers de sorte que, pour dresser un bilan global de l'état de santé du Saint-Laurent, il fallait faire une intégration des données disponibles.

UNE SYNTHÈSE ET UN DIAGNOSTIC

À partir des résultats des recherches les plus récentes, les experts se sont efforcés de dresser, en utilisant une approche systémique, un portrait de l'ensemble du fleuve et de poser un diagnostic sur son état de santé.

Le document ainsi produit constitue la synthèse des connaissances actuelles sur l'état du Saint-Laurent. Ce rapport est présenté en deux volumes, mais il ne forme qu'un seul ouvrage. Les quatre parties du premier volume regroupent les informations de nature scientifique, tandis que le deuxième volume tire les conclusions et établit le diagnostic de l'état du fleuve.

En plus de dresser le portrait physico-chimique du fleuve, la première partie du présent ouvrage définit les caractéristiques permettant de diviser le Saint-Laurent en quatre secteurs : le tronçon fluvial, l'estuaire fluvial, le moyen estuaire et Saguenay et l'estuaire maritime et golfe. La deuxième partie analyse les caractéristiques biologiques du fleuve, et la troisième traite des diverses utilisations du fleuve par l'homme à des fins socio-économiques.

La dernière partie du premier volume identifie les caractéristiques les plus utiles pour évaluer l'état de santé du fleuve.

Les conclusions et les interrelations qui en découlent font l'objet d'un deuxième volume qui présente les conclusions et pose le diagnostic.

En plus d'un souci constant d'exactitude et de rigueur, les auteurs ont cherché à répondre aux questions et aux attentes du public tout au long de l'élaboration du rapport-synthèse. Pour satisfaire plus directement encore ces attentes et ces questions, un document de vulgarisation accessible à tous accompagne le rapport-synthèse.

SOMMAIRE

L'écosystème du Saint-Laurent

PARTIE 1: Physico-chimie

PARTIE 2: Biologie

PARTIE 3: Socio-économie

PARTIE 4 : Méthode d'intégration
et principaux résultats

PARTIE 1

Physico-chimie



Centre Saint-Laurent, C. Hudon



Environnement Canada, DEA



Louise Quilliam

RÉDACTION

Physico-chimie

CONSORTIUM GAUTHIER & GUILLEMETTE CONSULTANTS ET COMMUNICATIONS SCIENCE-IMPACT

Rédacteur principal: Serge Lepage

Collaborateurs: Jean-Claude Dionne
Mohammed El-Sabh
Jean Lebel
Yvon Ouellet

ENVIRONNEMENT CANADA – RÉGION DU QUÉBEC

Centre Saint-Laurent

Rédacteurs et rédactrices: Norman Bermingham
Danielle Gingras
Claire Lemieux
Stéphane Lorrain
Lucie Olivier
Bernadette Quémerais
Bernard Rondeau
Aline Sylvestre

Collaborateur: Alain Lamarche

Direction de la protection de l'environnement

Rédacteur et rédactrice: Caroll Bélanger
Karima Fazal

AUTRE CONSULTANT

Collaborateur: Richard Carignan

TABLE DES MATIÈRES

Liste des figures vi

Liste des tableaux ix

Introduction 1

1.1 Caractéristiques physico-chimiques des quatre secteurs du fleuve 3

1.1.1 Tronçon fluvial 3

1.1.2 Estuaire fluvial 5

1.1.3 Moyen estuaire et Saguenay 6

1.1.4 Estuaire maritime et golfe 9

1.2 Circulation de l'eau et dynamique sédimentaire 13

1.2.1 Hydrologie fluviale et transport sédimentaire 13

1.2.1.1 Apports fluviaux, niveaux d'eau et courants 15

1.2.1.2 Marées 18

1.2.1.3 Manteau glaciel 25

1.2.1.4 Transport sédimentaire 27

1.2.2 Océanographie et transport sédimentaire 37

1.2.2.1 Marées, courants et vagues 37

1.2.2.2 Circulation des masses d'eau et fronts internes ... 43

1.2.2.3 Manteau glaciel 50

1.2.2.4 Transport sédimentaire 52

1.3 Rivages 58

1.3.1 Secteur fluvial 60

1.3.1.1 Caractéristiques géomorphologiques 62

1.3.1.2 Érosion et sédimentation 63

1.3.2 Secteur maritime 64

1.3.2.1 Caractéristiques géomorphologiques 64

1.3.2.2 Érosion et sédimentation 66

1.4 Qualité de l'eau 68
1.4.1 Paramètres de qualité de l'eau 68
1.4.1.1 Caractéristiques physico-chimiques 71
1.4.1.2 Ions majeurs 73
1.4.1.3 Éléments nutritifs 75
1.4.1.4 Substances inorganiques 76
1.4.1.5 Substances organiques 79
1.4.1.6 Microorganismes pathogènes 83
1.4.2 Qualité des eaux douces 84
1.4.2.1 Consommation humaine directe 86
1.4.2.2 Activités récréatives de contact 88
1.4.2.3 Vie aquatique (toxicité chronique) 94
1.4.3 Qualité des eaux salées 99
1.4.3.1 Cueillette de mollusques 99
1.4.4 Faits saillants 104

1.5 Qualité des sédiments 106
1.5.1 Paramètres 116
1.5.1.1 Substances inorganiques 116
1.5.1.2 Substances organiques 117
1.5.2 Contamination des sédiments 119
1.5.2.1 Échelle globale du fleuve 119
1.5.2.2 Lacs fluviaux 135
1.5.2.3 Ports de Montréal, Trois-Rivières et Québec 150
1.5.3 Faits saillants 153

1.6 Apports de substances toxiques 159
1.6.1 Substances organiques 159
1.6.1.1 Importance relative des sources 166
1.6.1.2 Contribution des tributaires 168
1.6.2 Substances inorganiques 169
1.6.2.1 Importance relative des sources 176
1.6.2.2 Contribution des tributaires 182

1.6.3 Apports totaux 182
1.6.3.1 Importance relative des sources 182
1.6.3.2 Priorisation des tributaires 185
1.6.3.3 Évaluation de la toxicité potentielle des effluents industriels 187
1.6.4 Faits saillants 192

1.7 Intégration et conclusions 193
1.7.1 Synthèse des caractéristiques physico-chimiques 193
1.7.2 Caractéristiques physico-chimiques retenues pour déterminer l'état du Saint-Laurent 196
1.7.2.1 Qualité des sédiments 196
1.7.2.2 Qualité de l'eau du fleuve 199
1.7.2.3 Qualité de l'eau des tributaires 199
1.7.3 Influence des caractéristiques physico-chimiques retenues 199
1.7.3.1 Caractéristiques influentes 199
1.7.3.2 Caractéristiques influencées 200

Références 203

LISTE DES FIGURES

1.1 Système hydrographique Saint-Laurent–Grands Lacs 2

1.2 Tronçon fluvial du Saint-Laurent 4

1.3 Île de Montréal et environs 5

1.4 Estuaire fluvial du Saint-Laurent 6

1.5 Moyen estuaire 7

1.6 Bathymétrie du moyen estuaire 8

1.7 Confluence du Saguenay et du Saint-Laurent 10

1.8 Estuaire maritime et golfe du Saint-Laurent 11

1.9 Bathymétrie du golfe du Saint-Laurent 12

1.10 Débit moyen annuel du Saint-Laurent entre Cornwall et Baie-Comeau 14

1.11 Variations mensuelles du débit à la sortie du lac Saint-François entre 1975 et 1987 16

1.12 Comparaison du Saint-Laurent à d'autres grands fleuves 17

1.13 Régimes de vitesse entre Cornwall et l'île aux Coudres 20

1.14 Principales masses d'eau entre Cornwall et Québec 22

1.15 Variations de la hauteur des marées dans le Saint-Laurent 24

1.16 Modifications de l'onde de marée entre Sainte-Anne-des-Monts et Montréal 25

1.17 Courbes d'érosion et de sédimentation en fonction de la vitesse du courant 29

1.18 Nature des sédiments dans le tronçon et l'estuaire fluvial du Saint-Laurent 32

1.19 Nature des sédiments prélevés à 100 stations situées du côté nord du lac Saint-Pierre, selon trois classes établies à partir des médianes des diamètres des particules en 1986 34

1.20 Nature des sédiments dans le lac Saint-François 35

1.21 Nature des sédiments dans le lac Saint-Louis 36

1.22 Systèmes amphidromiques semi-diurnes et diurnes dans le golfe 38

1.23 Caractéristiques de la marée dans le golfe 39

1.24 Pourcentages de récurrence des vagues de plus de 2 m dans la région des Îles-de-la-Madeleine 42

1.25 Stratification des eaux dans le golfe..... 45

1.26 Variations saisonnières des températures des eaux de surface..... 46

1.27 Variations saisonnières des salinités des eaux de surface..... 47

1.28 Circulation typique des eaux de surface dans le golfe durant l'été..... 48

1.29 Dates moyennes de formation et de fonte de la glace dans le golfe et l'estuaire maritime..... 51

1.30 Distribution des sédiments de surface dans le moyen estuaire 53

1.31 Distribution des sédiments de surface dans l'estuaire maritime et le golfe..... 54

1.32 Les grandes divisions géologiques du Québec..... 59

1.33 Historique du réseau de plages (1987-1992) 61

1.34 Zonation d'un rivage type de l'estuaire fluvial 63

1.35 Structure de certains HAP..... 82

1.36 Structure générale des BPC..... 83

1.37 Dépassements des critères relatifs aux substances inorganiques et aux coliformes fécaux pour la consommation humaine directe dans les masses d'eau du Saint-Laurent 89

1.38 Dépassements des critères relatifs aux substances inorganiques et aux coliformes fécaux pour les activités récréatives de contact primaire dans les masses d'eau du Saint-Laurent..... 91

1.39 Fréquence des dépassements du critère relatif aux coliformes fécaux pour les activités récréatives de contact primaire (200 c.f./100 mL) dans les masses d'eau du Saint-Laurent entre 1990 et 1993 92

1.40 Fréquence des dépassements du critère relatif aux coliformes fécaux pour les activités récréatives de contact primaire (200 c.f./100 mL) dans la rivière des Prairies entre 1990 et 1993 93

1.41 Dépassements des critères relatifs aux substances organiques et inorganiques pour la vie aquatique dans les masses d'eau du Saint-Laurent 97

1.42 IDCI pour la protection de la vie aquatique entre 1985 et 1990 98

1.43 Sédimentation dans les lacs fluviaux 108

1.44 Répartition spatiale des concentrations de zinc total dans les sédiments du lac Saint-François en 1989 110

1.45 Cartes-synthèse des zones contaminées par le mercure, le mirex, les BPC et les HAP, de la dynamique des sédiments et des zones potentielles de dépôt et d'accumulation de polluants 120

1.46 Comparaison des FEA et des concentrations corrigées de métaux-traces entre les secteurs nord et sud des lacs Saint-François en 1989 et Saint-Louis de 1984 à 1985..... 137

1.47 Comparaison des FEA et des concentrations corrigées de métaux-traces entre les lacs Saint-François en 1989, Saint-Louis de 1984 à 1985 et Saint-Pierre en 1986 139

1.48 Comparaison des concentrations médianes corrigées de ∑BPC entre les lacs Saint-François en 1989, Saint-Louis de 1984 à 1985 et Saint-Pierre en 1986 142

1.49 Répartition spatiale des différences de concentrations corrigées de mercure dans les sédiments du lac Saint-François entre 1979 et 1989..... 143

1.50 Répartition spatiale des différences de concentrations corrigées de BPC dans les sédiments du lac Saint-François entre 1979 et 1989..... 145

1.51 Profils du FEA de métaux-traces dans les sédiments du Saint-Laurent entre Cornwall et Trois-Rivières en 1990..... 146

1.52 Profils des concentrations de substances organiques et inorganiques dans les sédiments des lacs Saint-Louis et Saint-François en 1992 148

1.53 Indices de qualité des sédiments 152

1.54 Classes de pollution des différents secteurs portuaires..... 156

1.55 Concentrations de BPC, α-BHC et γ-BHC dans l'eau entière à l'île Wolfe entre 1983 et 1987 162

1.56 Principaux éléments structurants physico-chimiques du Saint-Laurent..... 194

LISTE DES TABLEAUX

1.1 Concentrations de matières en suspension entre Kingston et le cap Tourmente 37

1.2 Critères de qualité de l'eau relatifs à trois usages en eau douce 70

1.3 Répartition et nombre de stations d'échantillonnage par masse d'eau 72

1.4 Valeurs moyennes des variables physiques dans les principales masses d'eau du Saint-Laurent entre 1985 et 1990 73

1.5 Concentrations moyennes des ions majeurs dans les principales masses d'eau du Saint-Laurent entre 1985 et 1990 75

1.6 Concentrations moyennes d'éléments nutritifs dans les principales masses d'eau du Saint-Laurent entre 1985 et 1990 76

1.7 Concentrations moyennes des métaux les plus fréquemment analysés dans les principales masses d'eau du Saint-Laurent entre 1985 et 1990 77

1.8 Fréquence de détection du cadmium et du plomb dans les principales masses d'eau du Saint-Laurent 77

1.9 Concentrations moyennes des métaux et métalloïdes les moins fréquemment analysés dans les principales masses d'eau du Saint-Laurent 78

1.10 Sources potentielles et cote de toxicité des métaux mesurés dans le Saint-Laurent entre 1985 et 1990 80

1.11 Concentrations de substances organochlorées dans les principales masses d'eau du Saint-Laurent en 1991 81

1.12 Concentrations de trois HAP dans les principales masses d'eau du Saint-Laurent en 1991 82

1.13 Concentrations moyennes de BPC totaux dans les principales masses d'eau du Saint-Laurent en 1991 84

1.14 Variables retenues pour le calcul des indices de dépassement des critères de qualité de l'eau 86

1.15 Indices de dépassement des critères relatifs aux substances inorganiques pour la consommation humaine directe dans les masses d'eau du Saint-Laurent entre 1985 et 1990 87

1.16 Fréquence des dépassements du critère relatif aux coliformes fécaux pour la consommation humaine directe dans les masses d'eau du Saint-Laurent entre 1990 et 1993 88

1.17 Fréquence des dépassements du critère relatif aux coliformes fécaux pour les activités récréatives de contact primaire dans les masses d'eau du Saint-Laurent entre 1990 et 1993..... 90

1.18 Indices de dépassement des critères relatifs aux substances inorganiques pour les activités récréatives de contact primaire dans les masses d'eau du Saint-Laurent entre 1985 et 1990..... 95

1.19 Indices de dépassement des critères relatifs aux substances inorganiques pour la vie aquatique dans les masses d'eau du Saint-Laurent entre 1985 et 1990 96

1.20 Indices de dépassement des critères relatifs aux substances organiques pour la vie aquatique dans les masses d'eau du Saint-Laurent en 1991 99

1.21 Classification des secteurs par région (1992) 101

1.22 Dépassement des normes par rapport au nombre de stations d'échantillonnage par région (1992) 102

1.23 Résultats bactériologiques du secteur N-1.1.2..... 103

1.24 Critères intérimaires de mai 1992 retenus pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent..... 113

1.25 Comparaison entre les concentrations naturelles moyennes des métaux-traces, du fer et du manganèse dans les sédiments du lac Saint-Louis de granulométries moyennes différentes et celles trouvées dans un shiste 115

1.26 Concentrations médianes de sept métaux-traces dans les sédiments du tronçon fluvial..... 126

1.27 Concentrations médianes de sept métaux-traces dans les sédiments de l'estuaire fluvial..... 129

1.28 Concentrations moyennes et écarts types de certains métaux-traces dans les pélites des sédiments de surface du moyen estuaire et du fjord du Saguenay entre 1976 et 1978 131

1.29 Valeurs extrêmes mesurées dans les sédiments du littoral du moyen estuaire..... 132

1.30 Concentrations de cuivre, plomb et zinc dans les sédiments du fjord du Saguenay durant les périodes précédant et suivant l'implantation d'usines à Arvida 133

1.31 Concentrations moyennes et écarts types de certains métaux-traces dans les sédiments de surface de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent entre 1974 et 1978 133

1.32 Valeurs extrêmes mesurées dans les sédiments du littoral de l'estuaire maritime et du golfe 134

1.33 Valeurs médianes des FEA et des concentrations corrigées des métaux-traces et de certaines substances organiques 136

1.34 Dépassements des critères de qualité par les teneurs en ∑BPC et ∑HAP des sédiments de surface des lacs fluviaux 141

1.35 Concentrations moyennes des paramètres mesurés dans chaque secteur 154

1.36 Valeurs calculées des indices de qualité et de dépassement pour les sédiments des zones portuaires de Trois-Rivières, Québec et Montréal 155

1.37 Importance absolue et relative des sources de contaminants organiques dans le Saint-Laurent entre Cornwall et Québec en 1991 167

1.38 Indice Chimiotox organique et débits moyens annuels de 51 tributaires du Saint-Laurent en 1991 170

1.39 Indices Chimiotox calculés pour différentes substances organiques trouvées dans 51 tributaires du Saint-Laurent en 1991 171

1.40 Concentrations des métaux en phases dissoutes et particulaires du secteur Cornwall-Valleyfield de 1990 à 1992 173

1.41 Concentrations des métaux en phases dissoutes et particulaires du secteur Trois-Rivières – île d'Orléans de 1990 à 1992 175

1.42 Concentrations des métaux lourds dans les sédiments de surface du chenal Laurentien entre Tadoussac et Baie-Comeau 176

1.43 Charges annuelles moyennes de métaux-traces entre Cornwall et Québec 177

1.44 Importance absolue et relative des sources de contaminants inorganiques dans le Saint-Laurent entre Cornwall et Québec en 1991 178

1.45 Indice Chimiotox inorganique et débits moyens annuels de 51 tributaires du Saint-Laurent en 1991 183

1.46 Indices Chimiotox calculés pour différents contaminants inorganiques trouvés dans 51 tributaires du Saint-Laurent en 1991 184

1.47 Indice Chimiotox total et débits moyens annuels de 51 tributaires du Saint-Laurent en 1991 186

1.48 BEEP des 50 usines prioritaires du PASL par secteur industriel et importance relative du potentiel toxique par secteur industriel de 1989 à 1992 190

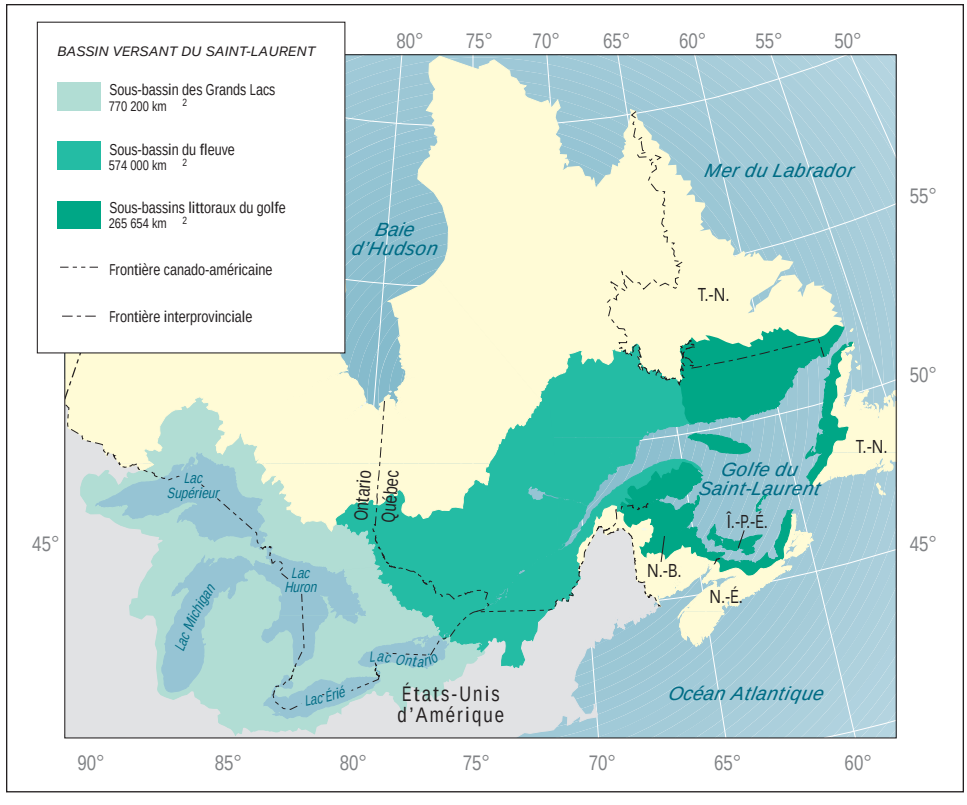
1.49 BEEP des charges cumulées par secteur du fleuve et par secteur industriel et pourcentage de contribution relative à l'ensemble des rejets caractérisés 191

Introduction

Le système hydrographique Saint-Laurent–Grands Lacs se classe au 13e rang mondial pour son bassin de drainage (1 610 000 km^2) et au 17e rang pour sa longueur (3260 km depuis l'extrémité ouest du lac Supérieur jusqu'au détroit de Cabot). Ce système draine plus de 25 p. 100 des réserves mondiales d'eau douce et exerce une influence primordiale sur les processus environnementaux du continent nord-américain (Direction générale des eaux intérieures, 1990). Le Saint-Laurent se classe au 16e rang pour son débit moyen annuel (12 600 m^3/s).

À partir de Kingston, à la sortie du lac Ontario, il faut parcourir près de 1600 km avant d'atteindre l'océan Atlantique et 1900 km pour atteindre la mer du Labrador (MER, 1987; figure 1.1). Il n'est donc pas surprenant que les eaux qui empruntent un système hydrologique aussi imposant que celui du Saint-Laurent voient leurs caractéristiques physico-chimiques se modifier constamment, tantôt par l'apport des tributaires, tantôt par leur mélange avec les eaux salées de l'océan, tantôt par l'influence des saisons ou des activités humaines. À juste titre, on doit considérer le majestueux Saint-Laurent comme un cours d'eau unique au monde.

FIGURE 1.1
Système hydrographique Saint-Laurent–Grands Lacs



Source : CSL et Université Laval, 1991b.

1.1

Caractéristiques physico-chimiques des quatre secteurs du fleuve

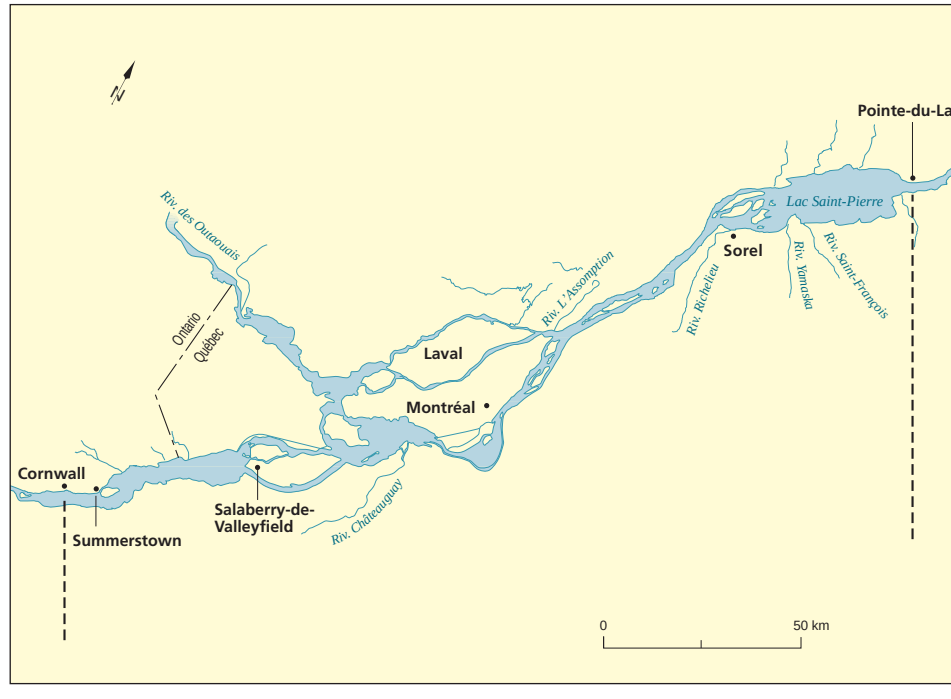
Entre le lac Ontario et l'océan Atlantique, les caractéristiques hydrologiques et morphométriques du Saint-Laurent permettent de le diviser en quatre secteurs qui se distinguent nettement les uns des autres par les courants, les marées, la salinité des eaux et la physiographie des lieux. Ces secteurs sont le *tronçon fluvial*, l'*estuaire fluvial*, le *moyen estuaire (incluant le Saguenay)*, l'*estuaire maritime* et le *golfe*.

1.1.1 TRONÇON FLUVIAL

Le tronçon fluvial du Saint-Laurent, situé dans une région fortement industrialisée, qui s'étend sur 240 km entre Cornwall (Ontario) et l'exutoire du lac Saint-Pierre (EMR, 1975), est caractérisé par la présence de rapides, de lacs, d'îles et d'îlots ainsi que de plusieurs aménagements hydrauliques qui ont permis de tirer de l'énergie hydroélectrique de ces eaux tumultueuses et de rendre navigable ce secteur jadis inaccessible aux navires de fort tonnage. Depuis 1959, les sept écluses de la Voie maritime du Saint-Laurent permettent de remonter sans difficulté les quelque 68 m de dénivellation qui séparent le lac Ontario du lac Saint-Pierre (Brown, 1959).

Entre Brockville et Morrisburg (Ontario), le fleuve est constitué d'un long corridor dont la largeur excède rarement 2 km. Il s'élargit ensuite sur une vingtaine de kilomètres avant de subir un rétrécissement important entre Cornwall et Summerstown. En aval de cette dernière municipalité, un autre évasement, plus important celui-là, marque la tête du lac Saint-François (figure 1.2). Atteignant plus de 7 km de largeur dans sa portion aval, ce lac s'étire sur plus de 35 km entre Summerstown et Salaberry-de-Valleyfield. À la sortie du lac Saint-François, la physiographie naturelle du fleuve a été grandement modifiée depuis le début du 20^{e} siècle, puisque plusieurs ouvrages hydrauliques ont été construits entre 1912 et 1971 dans le but de récupérer le potentiel hydroélectrique des 26 m de chute entre le lac Saint-François et le lac Saint-Louis (CSSA Consultants et Environnement Illimité inc., 1988). Également, un chenal de navigation aux dimensions fort respectables (25 km de longueur,

FIGURE 1.2
Tronçon fluvial du Saint-Laurent



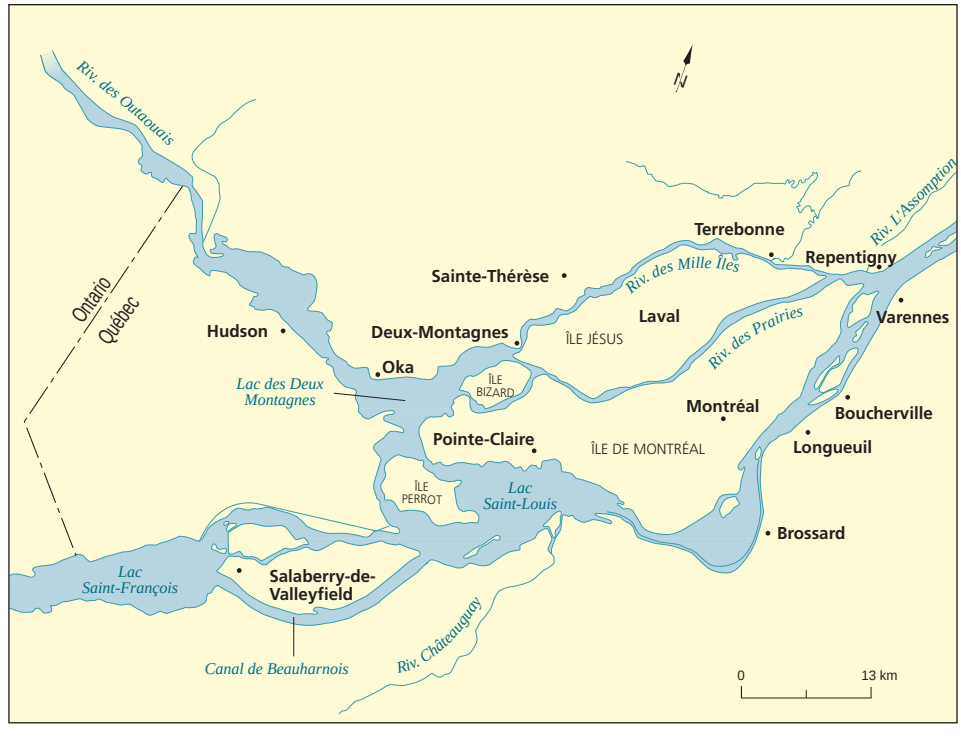
1 km de largeur et 8,2 m de profondeur), le canal de Beauharnois, a été creusé entre 1930 et 1932 afin de faciliter le transport maritime (McNaughton, 1964).

Un tronçon de 80 km sépare le lac Saint-Louis du lac Saint-Pierre. Ce secteur du fleuve est parsemé de plus d'une centaine d'îles de toutes tailles dont les plus importantes sont l'île de Montréal, l'île Jésus, l'île Perrot et l'île Bizard. L'île de Montréal et l'île Jésus se classent, avec leur superficie respective de 475 et 240 km^2, aux deux premiers rangs de tout le tronçon fluvial. La région de Montréal marque également la confluence de la rivière des Outaouais et du Saint-Laurent par le lac des Deux Montagnes, le lac Saint-Louis, la rivière des Prairies et la rivière des Mille Îles (figure 1.3).

Le delta de Sorel, parsemé d'un grand nombre d'îles et d'îlots, se trouve à 50 km en aval de l'île de Montréal. Juste en aval de ce delta, le fleuve s'élargit sur une quarantaine de kilomètres pour former le lac Saint-Pierre. Ce lac, dont la largeur moyenne est de 12 km, marque la limite aval du tronçon fluvial du Saint-Laurent. Même si on enregistre jusqu'à Montréal de faibles oscillations verticales de la masse d'eau causées par la pénétration des ondes de marée dans le Saint-Laurent, on considère que l'influence réelle de ces ondes sur le régime hydrodynamique fluvial ne dépasse pas le lac Saint-Pierre (Godin, 1979).

Sur 80 p. 100 de leur superficie, les lacs du tronçon fluvial du Saint-Laurent ont une profondeur inférieure à 6 m (CSL et Université Laval, 1991b). Dans les chenaux d'écoulement, on retrouve des profondeurs atteignant de 10 à 12 m, et aux fins de la navigation, le chenal maritime entre Montréal et le lac

FIGURE 1.3
Île de Montréal et environs



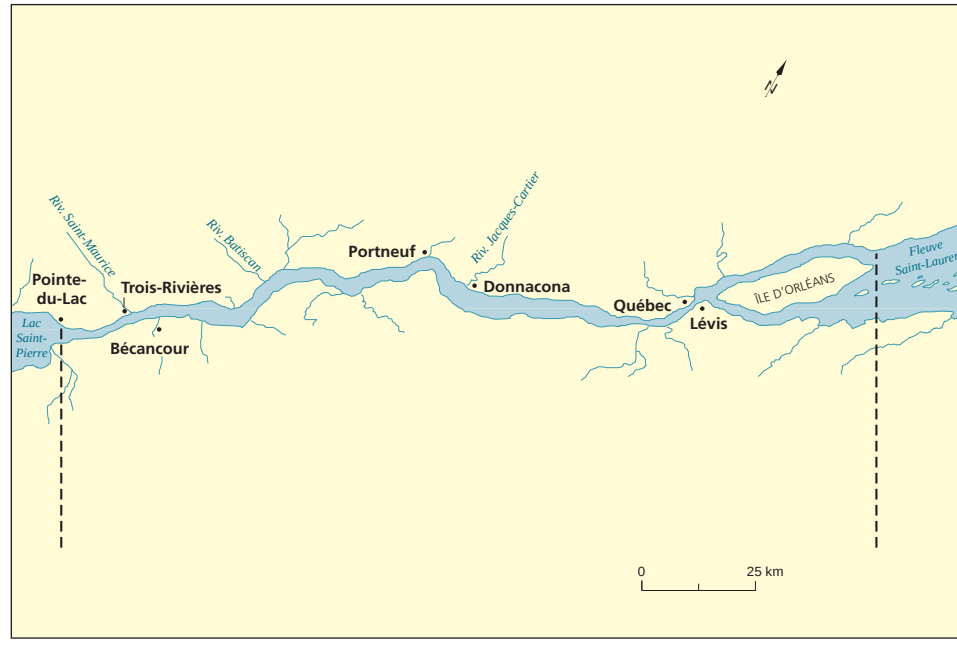
Ontario est constamment maintenu par dragage à une profondeur minimale de 8,2 m (Ministère du Conseil exécutif, 1985). Le régime hydrodynamique de ce tronçon se caractérise par un écoulement unidirectionnel (vers l'aval) de ses eaux douces. Ce type d'écoulement induit très peu de frottement (friction) dans la masse d'eau, et les eaux des différents tributaires (Grands Lacs, rivières des Outaouais, Châteauguay, L'Assomption, Richelieu, Yamaska et Saint-François) s'écoulent sans mélange véritable et conservent leurs caractéristiques physico-chimiques jusqu'à Donnacona, à 40 km en amont de Québec.

1.1.2 ESTUAIRE FLUVIAL

L'estuaire fluvial du Saint-Laurent s'allonge sur une distance de 160 km (EMR, 1975) depuis l'extrémité est du lac Saint-Pierre (Pointe-du-Lac) jusqu'à la pointe est de l'île d'Orléans (figure 1.4). Ce tronçon du fleuve est caractérisé par un corridor fluvial peu sinueux d'une largeur variant entre 3 et 5 km. Des constrictions du cours d'eau marquent l'emplacement des villes historiques de Trois-Rivières et de Québec. À ces endroits respectifs, il ne faut parcourir que 2 km et 870 m (aux ponts de Québec) pour le traverser (CSL, 1993b).

Entre Trois-Rivières et Québec, la profondeur du chenal principal varie généralement de 13 à 40 m, et l'on retrouve des fosses de 21 m à Trois-Rivières-Ouest et de 60 m à Québec (CSL et Université Laval, 1991b). Aux endroits où la profondeur naturelle du chenal est inférieure à 11 m, cette dernière est maintenue par dragage sur une largeur de 240 m afin de permettre aux navires océaniques d'atteindre le port de Montréal (Massicotte, 1993).

FIGURE 1.4
Estuaire fluvial du Saint-Laurent



Une dizaine de kilomètres en aval de Québec, le fleuve s'élargit rapidement pour atteindre 15 km à l'extrémité est de l'île d'Orléans. Cette dernière, qui est d'ailleurs la seule île importante de l'estuaire fluvial, forme avec ses 200 km^2 de superficie une obstruction majeure dans le lit central de l'estuaire. Elle définit ainsi deux chenaux d'écoulement dont le principal longe sa rive sud. Ce chenal, d'une largeur variant de 2,5 à 5 km d'ouest en est, est dragué sur une largeur de 300 m afin d'y maintenir une profondeur minimale de 12,5 m aux fins de la navigation maritime (Ministère du Conseil exécutif, 1985). Quant au chenal nord, il n'est utilisé que pour la navigation de plaisance, sa profondeur étant inférieure à 10 m.

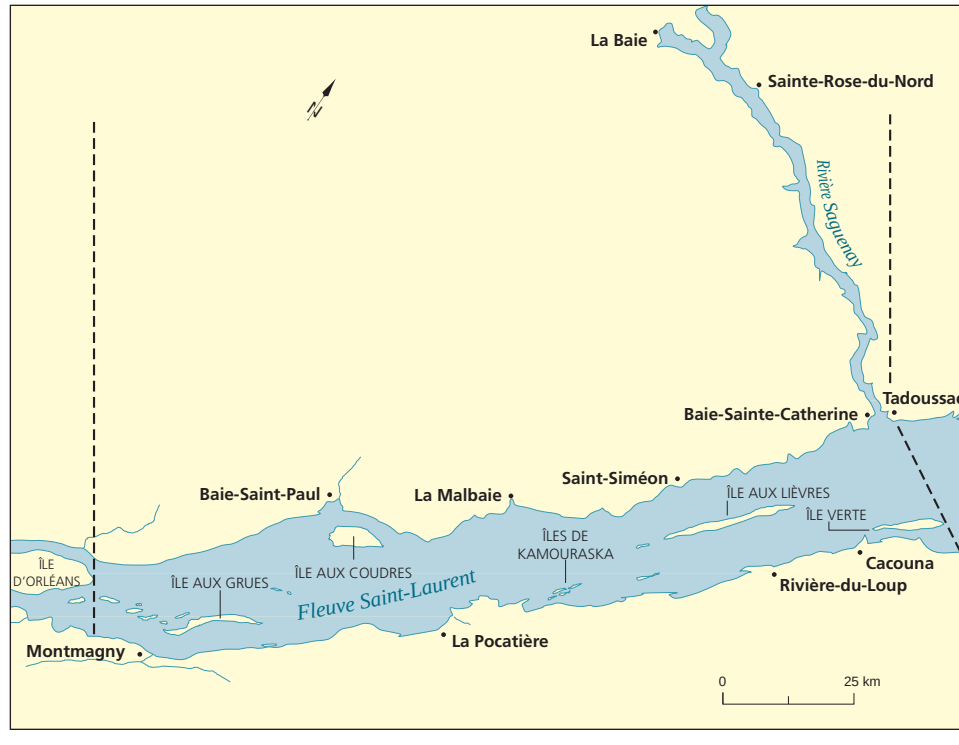
Entre Pointe-du-Lac et Portneuf, l'estuaire fluvial est caractérisé par un écoulement des eaux douces qui s'effectue vers l'aval sans renversement de courant. Ceci permet aux eaux des différents tributaires du Saint-Laurent de s'écouler sans mélange important jusqu'à Portneuf et de conserver tout au long de ce trajet leurs propriétés respectives (température, caractéristiques physico-chimiques).

En aval de Portneuf, la marée exerce une influence de plus en plus grande jusqu'à Québec, ce qui se traduit par un renversement du courant à marée montante et un effet de mélange accru. Cependant, les eaux demeurent douces jusqu'à l'extrémité est de l'île d'Orléans (salinité inférieure à 2 p. 1000).

1.1.3 MOYEN ESTUAIRE ET SAGUENAY

Le moyen estuaire du Saint-Laurent débute à l'extrémité est de l'île d'Orléans et s'étend sur une distance de 150 km (EMR, 1975) jusqu'à l'embouchure du Saguenay (figure 1.5). Cette section de l'estuaire, d'une largeur moyenne de

FIGURE 1.5
Moyen estuaire



17 km, couvre une superficie de quelque 3277 km^2 (CSL et Université Laval, 1991b). Une cinquantaine d'îles et d'îlots la parsèment; les îles les plus importantes sont l'archipel de l'île aux Grues, l'île aux Coudres, les îles de Kamouraska, l'île aux Lièvres et l'île Verte (CSL, 1993b).

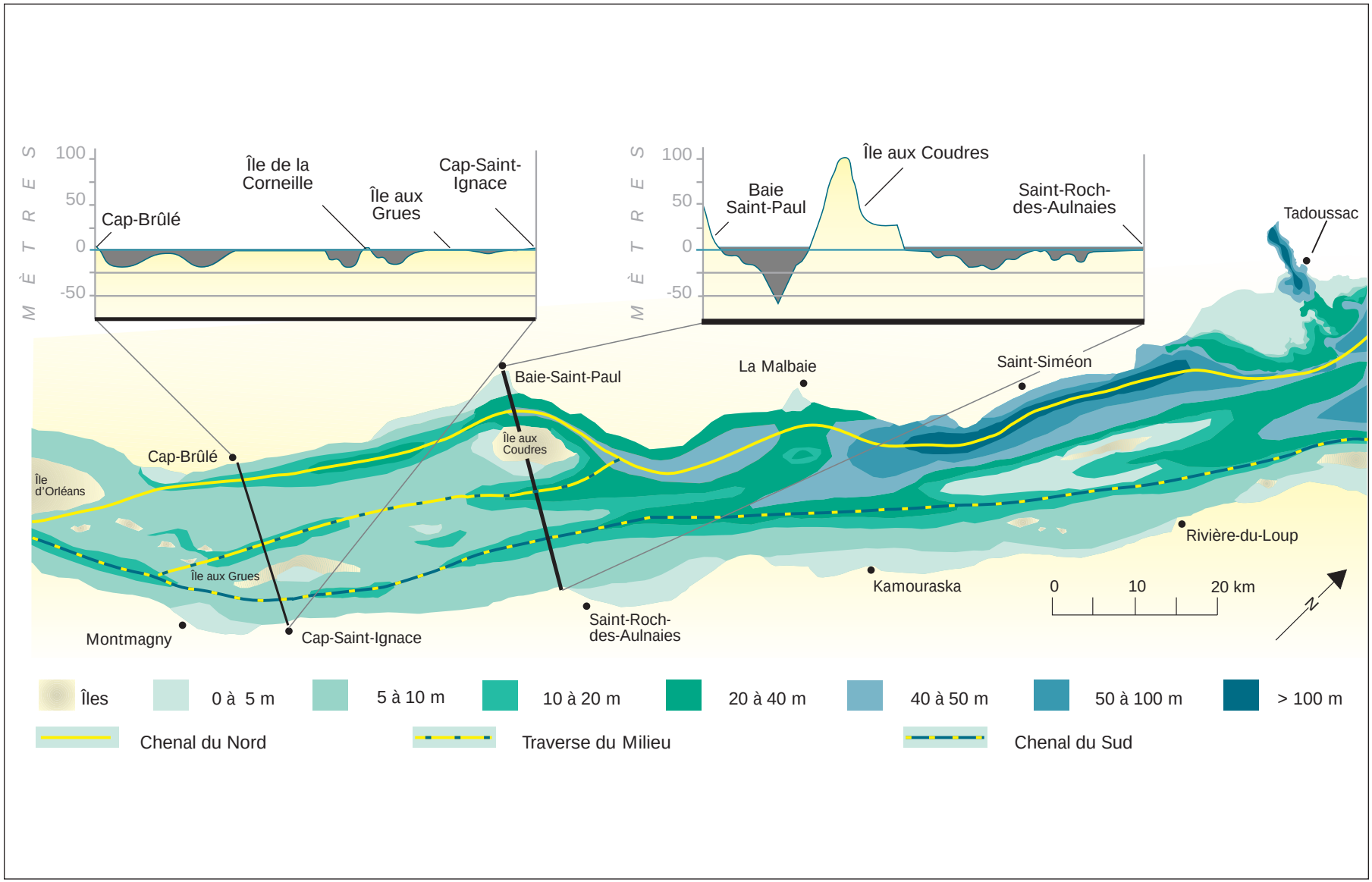
La physiographie du moyen estuaire se caractérise par une bathymétrie assez complexe où ressortent trois chenaux d'écoulement d'une profondeur généralement supérieure à 10 m. L'un de ces chenaux traverse le fleuve du nord au sud entre l'île aux Coudres et l'archipel de l'île aux Grues (figure 1.6). À la hauteur de Saint-Siméon, on enregistre des profondeurs supérieures à 100 m dans une fosse qui s'allonge sur une cinquantaine de kilomètres.

Le moyen estuaire du Saint-Laurent constitue la véritable zone de transition entre le milieu d'eau douce et le milieu marin. C'est dans ce tronçon que les eaux du fleuve et de ses différents tributaires se mélangent aux eaux salées de l'océan Atlantique qui pénètrent dans le golfe et l'estuaire maritime. Ce mélange entre les eaux douces et les eaux salées, forcé par des courants de forte intensité, s'accompagne de la remise en suspension des sédiments, ce qui engendre une forte turbidité des eaux entre l'île d'Orléans et l'île aux Coudres. Mais la force qui domine vraiment dans le processus de mélange qui survient dans ce tronçon est la marée (voir la sous-section 1.2.1.2).

Dans le présent ouvrage, le fjord du Saguenay est examiné en même temps que le moyen estuaire. Toutefois, avec ses 100 km de longueur, des fosses

FIGURE 1.6

Bathymétrie du moyen estuaire



Source : CSL et Université Laval, 1991b.

qui atteignent 275 m de profondeur et un seuil à l'entrée qui isole ses masses d'eau et les organismes qu'elles contiennent du cours principal du Saint-Laurent, le Saguenay constitue à certains égards un système à part entière.

La limite amont de l'estuaire maritime est marquée par deux éléments physiographiques qui jouent un rôle prépondérant dans les processus hydrodynamiques estuariens discutés au chapitre 1.2. Ces deux éléments, l'estuaire du Saguenay, un fjord atteignant 275 m de profondeur, et le chenal Laurentien, profonde vallée sous-marine de plus de 380 m de profondeur, se terminent de part et d'autre d'un seuil où l'on rencontre des profondeurs d'à peine 25 m (figure 1.7).

1.1.4 ESTUAIRE MARITIME ET GOLFE

C'est dans son dernier tronçon estuarien que le Saint-Laurent acquiert de très grandes dimensions. Entre Tadoussac et Pointe-des-Monts, l'estuaire maritime s'étire sur une distance de 230 km et une largeur moyenne d'environ 42 km (EMR, 1975), ce qui lui confère une superficie de 12 600 km^2 (figure 1.8). Il atteint une largeur maximale de 62 km à la hauteur de la baie des Anglais, près de Baie-Comeau. L'estuaire se jette dans un golfe non moins gigantesque, puisque cette mer semi-fermée couvre une superficie de quelque 195 000 km^2 (CSL et Université Laval, 1991b).

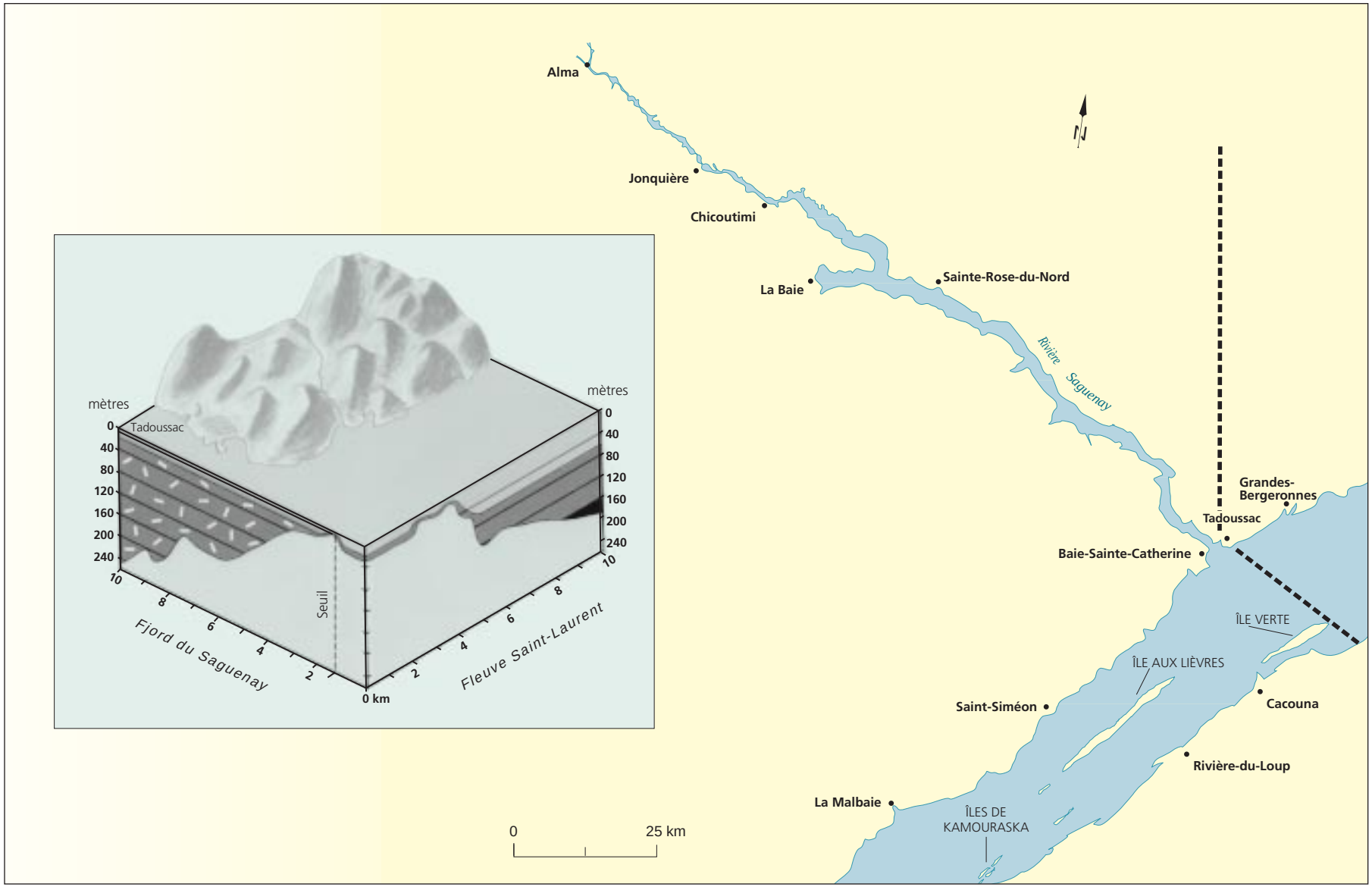
En aval de Tadoussac, la profondeur du chenal Laurentien atteint rapidement 350 m (pente de 1 : 50) et se maintient généralement au-dessus de 300 m. À proximité du détroit de Cabot, à l'extrémité aval du chenal, on rencontre des profondeurs de plus de 500 m (figure 1.9). Ailleurs dans le golfe, la profondeur varie entre 100 et 400 m, à l'exception du plateau de la Madeleine, où elle dépasse rarement 70 m.

Alors que les îles de l'estuaire maritime sont de faible dimension et plutôt effacées, certaines îles du golfe sont au contraire de première importance. Véritable langue de terre qui s'allonge entre le détroit de Jacques-Cartier et le chenal Laurentien, l'île d'Anticosti est, de loin, l'île la plus imposante de tout le Saint-Laurent, avec ses 240 km de longueur et ses 60 km de largeur. Viennent ensuite les îles de la Madeleine, l'île Bonaventure et le rocher Percé, l'archipel de Mingan et l'archipel des Sept Îles.

La circulation et le mélange des masses d'eau dans l'estuaire maritime et le golfe sont complexes et influencés par de nombreux facteurs dont la marée, la pression barométrique, la température de l'air, le vent, les apports locaux d'eau

FIGURE 1.7

Confluence du Saguenay et du Saint-Laurent



Source: Vignette tirée de CSL et Université Laval, 1991b.

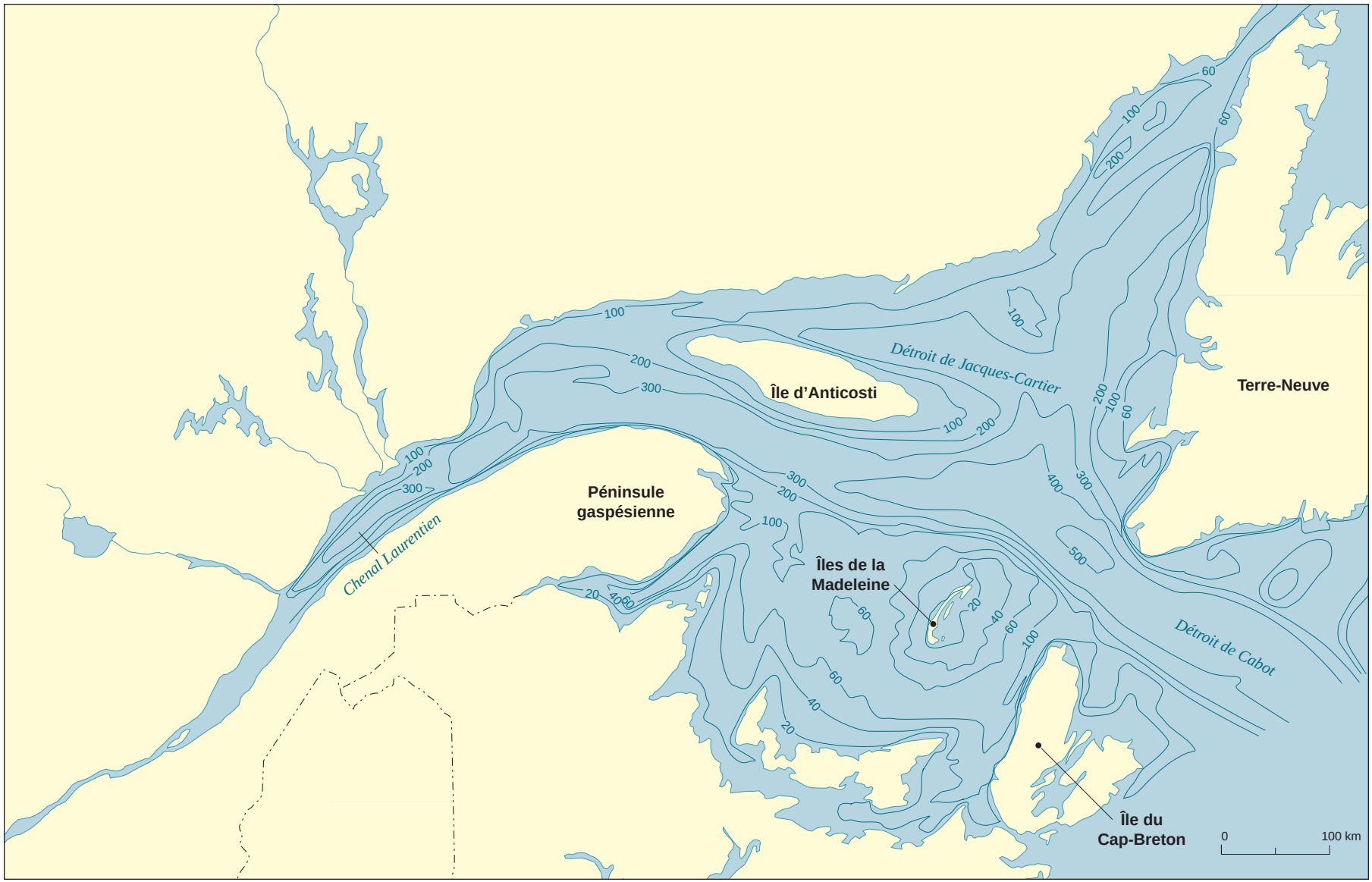
FIGURE 1.8
Estuaire maritime et golfe du Saint-Laurent



douce, la bathymétrie, le relief côtier et la rotation de la terre. En période estivale, trois masses d'eau de températures et de salinités différentes se superposent les unes aux autres, alors que seulement deux masses d'eau sont présentes en hiver (Dunbar *et al.*, 1980).

FIGURE 1.9

Bathymétrie du golfe du Saint-Laurent



Source : Dunbar et al., *1980.*

1.2

Circulation de l'eau et dynamique sédimentaire

Entre Cornwall et Baie-Comeau, le débit moyen annuel du Saint-Laurent passe de 7800 à 16 800 m^3/s grâce à la contribution de ses principaux tributaires, dont les plus importants sont les rivières des Outaouais, Saguenay, Manicouagan, Saint-Maurice et aux Outardes (figure 1.10). Cependant, sur une base interannuelle ou saisonnière, l'apport relatif de chacun de ces cours d'eau au débit total du fleuve varie énormément, puisque certains d'entre eux sont régularisés pour la production d'électricité ou pour la navigation maritime. De plus, l'orientation sud-ouest–nord-est du Saint-Laurent a pour conséquence une débâcle progressive des tributaires au printemps, débâcle qui s'effectue du sud vers le nord.

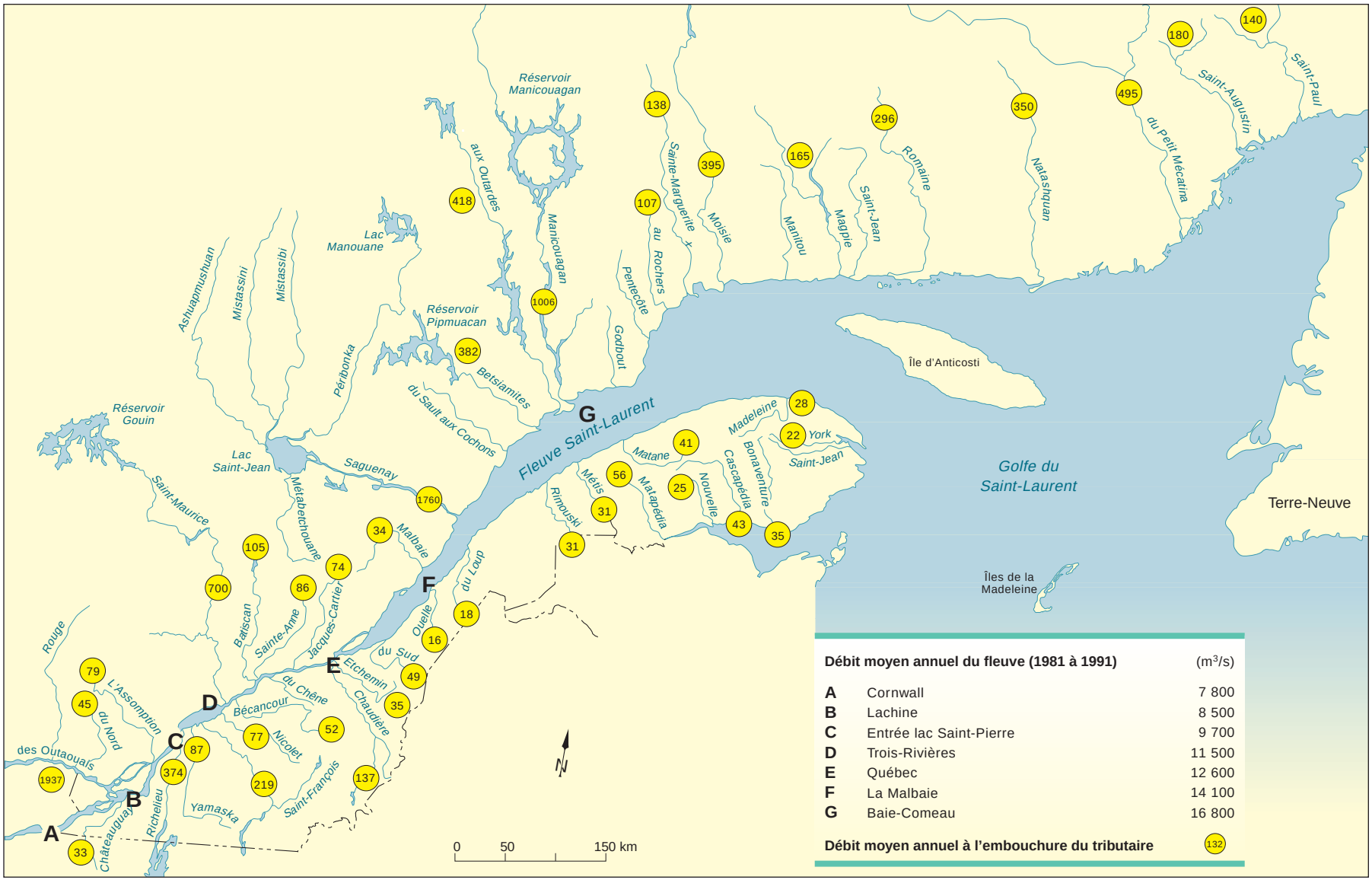
Ces fluctuations de débit, jumelées aux marées et aux phénomènes météorologiques, affectent la vitesse des courants et le schéma local ou régional de circulation en fonction des caractéristiques bathymétriques et topographiques. Le mélange des masses d'eau et le transport sédimentaire sont également affectés par l'ensemble de ces variables. Les différents processus hydrologiques et océanographiques prenant place dans le Saint-Laurent sont décrits dans les sections qui suivent.

1.2.1 HYDROLOGIE FLUVIALE ET TRANSPORT SÉDIMENTAIRE

Entre 1975 et 1987, le Saint-Laurent a transporté en moyenne près de 8200 m^3/s d'eau à la sortie du lac Saint-François (station 92415001 – CSSA Consultants et Environnement Illimité inc., 1988). Cependant, dans tout le tronçon du fleuve compris entre Cornwall et le lac Saint-Louis, le débit du Saint-Laurent ne suit pas une courbe de variation saisonnière naturelle puisque les apports en provenance des Grands Lacs sont assujettis à un plan de gestion déterminé par le Conseil international de contrôle du Saint-Laurent.

FIGURE 1.10

Débit moyen annuel du Saint-Laurent entre Cornwall et Baie-Comeau



Sources : CSL, 1993b, à partir des données de MENVIQ, 1992.

1.2.1.1 Apports fluviaux, niveaux d'eau et courants

Ainsi, le niveau du lac Ontario et la quantité d'eau qui en sort sont déterminés par des critères visant, entre autres, à assurer un niveau minimal au port de Montréal, une navigation sécuritaire, une capacité hydroélectrique maximale ainsi que l'élimination des niveaux extrêmes pouvant incommoder les installations riveraines du lac Ontario. Depuis 1966, les débits de sortie du lac Ontario sont déterminés conformément au Plan de réglementation 1958-D.

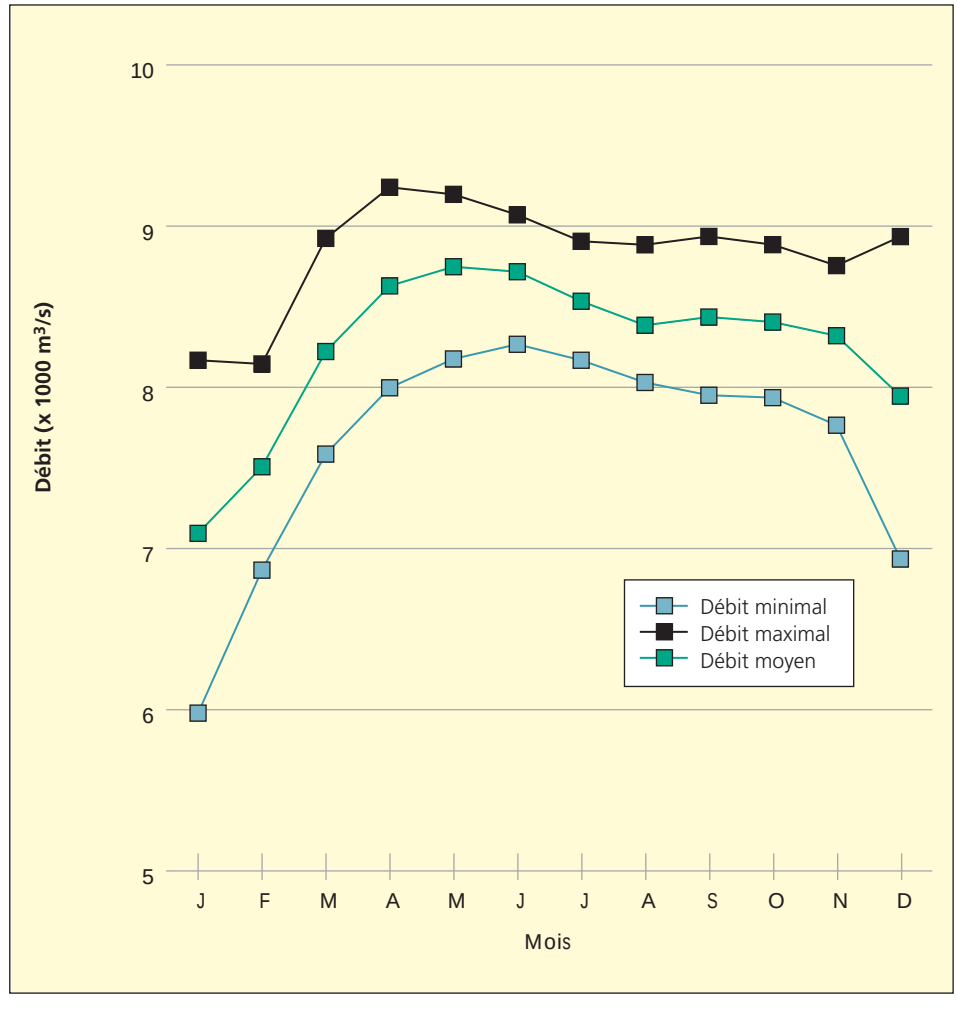
La figure 1.11 montre les variations mensuelles du débit mesurées à la sortie du lac Saint-François entre 1975 et 1987. Les apports les plus faibles s'observent entre les mois de novembre et mars, mais contrairement au cycle naturel des rivières du Québec, il n'y a pas d'étiage hivernal prononcé, étiage généralement suivi par une crue soudaine et très importante débutant entre la fin avril et la fin mai.

À Montréal, 80 p. 100 des apports en eau du Saint-Laurent proviennent des Grands Lacs, et 16 p. 100 proviennent de la rivière des Outaouais. Cependant, lors de la crue printanière, la rivière des Outaouais, dont les apports ne sont que partiellement régularisés, peut contribuer jusqu'à 50 p. 100 des apports au fleuve (CSL et Université Laval, 1991b).

À l'embouchure du lac Saint-Pierre, le débit moyen annuel du fleuve est de 9700 m^3/s, alors qu'il atteint plus de 12 000 m^3/s à Québec et 16 000 m^3/s au niveau du Saguenay, à la naissance de l'estuaire maritime (figure 1.10). Sur un cycle annuel, ce débit varie d'une dizaine de milliers de mètres cubes par seconde en fonction de l'apport relatif des différents tributaires entre Cornwall et Pointe-des-Monts. Outre le Saint-Laurent même, régularisé à la sortie du lac Ontario et dans le tronçon compris entre le lac Saint-François et le lac Saint-Louis, plusieurs de ses tributaires, soit les rivières Saint-Maurice, Saguenay, Betsiamites, aux Outardes et Manicouagan, sont régularisés à des fins de production d'énergie (Schafer *et al.*, 1990; Koutitonsky et Bugden, 1991).

Dans une étude récente, Koutitonsky et Bugden (1991) ont effectué des calculs statistiques concernant le débit total du Saint-Laurent (à la hauteur de Pointe-des-Monts) pour la période 1950-1984. Ces calculs montrent que le débit mensuel minimal survient généralement en février (13 282 ± 1377 m^3/s), alors que le maximum est atteint au mois de mai lors de la débâcle printanière (23 641 m^3/s ± 3812 m^3/s). Il est intéressant de noter que les valeurs mensuelles extrêmes de cette période d'étude ont été enregistrées durant des mois autres que février et mai, soit avril 1951 pour le minimum extrême (9744 m^3/s) et juin 1974 pour le maximum (34 600 m^3/s).

FIGURE 1.11
Variations mensuelles du débit à la sortie du lac Saint-François entre 1975 et 1987



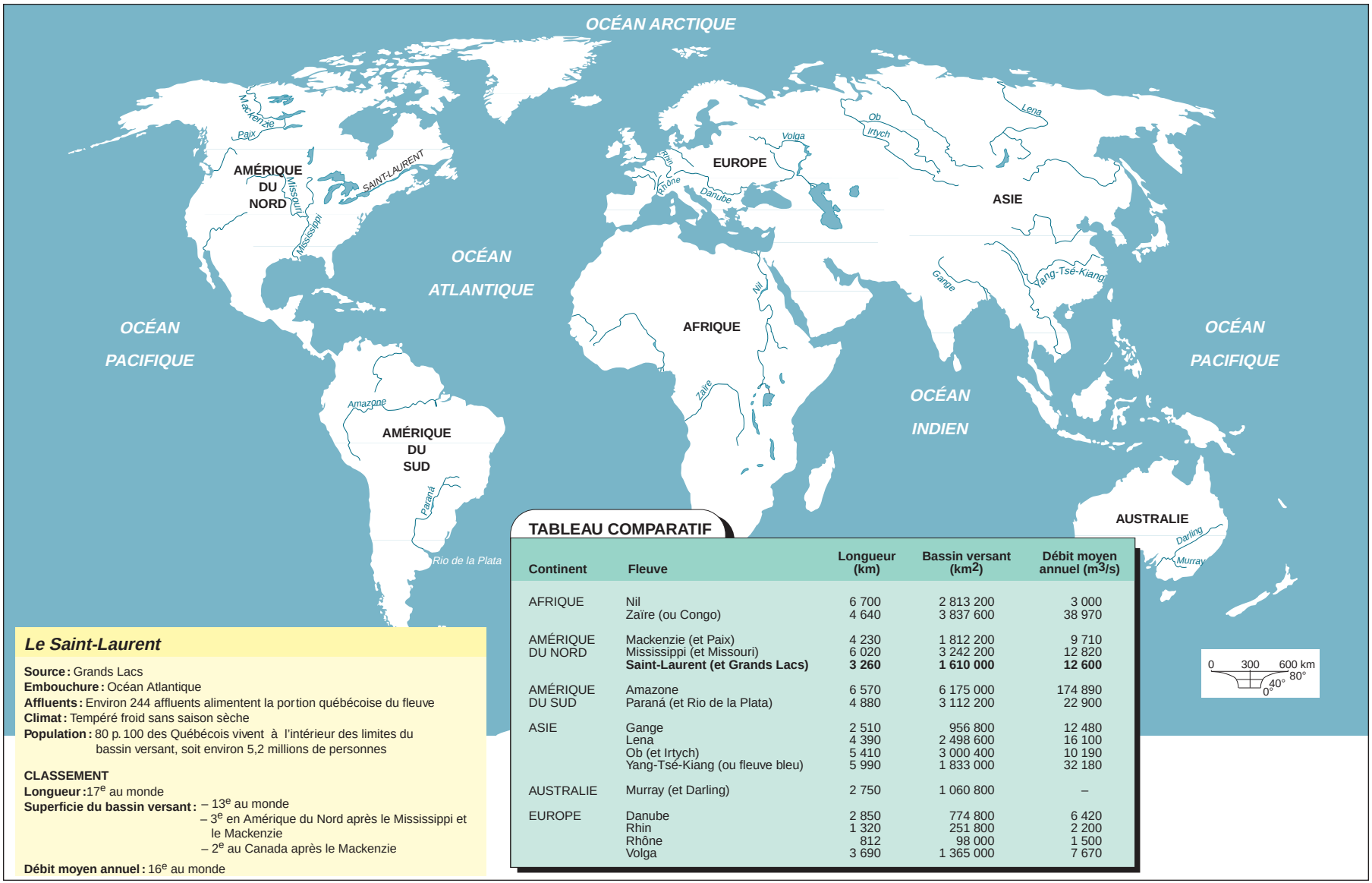
Source : Adapté de CSSA Consultants et Environnement Illimité inc., 1988.

La même étude montre que le débit moyen annuel du Saint-Laurent (à Pointe-des-Monts) a oscillé entre 12 570 m^3/s (1965) et 19 588 m^3/s (1974), la moyenne pour toute la période étant de 15 892 ± 4114 m^3/s. Si l'on englobe tout le golfe du Saint-Laurent, ces valeurs passent respectivement à 14 196, 32 370 et 18 972 m^3/s. Lorsqu'on compare ces valeurs de débit à celles des autres grands fleuves du monde, on se rend compte que, pour le débit moyen annuel, le Saint-Laurent vient loin derrière l'Amazone, le Zaïre et le Yang-Tsé-Kiang, qui transportent respectivement 174 890, 38 970 et 32 180 m^3/s (figure 1.12). Par contre, il se compare au Lena (16 100 m^3/s), au Mississippi (12 820 m^3/s) et au Gange (12 480 m^3/s).

Le tronçon fluvial du Saint-Laurent n'est pratiquement pas influencé par les marées et l'est très peu par les événements météorologiques (systèmes dépressionnaires). Ces variables, qui jouent un rôle de premier plan dans les processus hydrodynamiques estuariens, viennent derrière les variations de débit qui, elles, modulent les courants et les niveaux dans ce secteur du fleuve. Ces derniers sont donc assujettis à la régularisation des apports en provenance du lac Ontario

FIGURE 1.12

Comparaison du Saint-Laurent à d'autres grands fleuves



Le Saint-Laurent

Source : Grands Lacs
Embouchure : Océan Atlantique
Affluents : Environ 244 affluents alimentent la portion québécoise du fleuve
Climat : Tempéré froid sans saison sèche
Population : 80 p. 100 des Québécois vivent à l'intérieur des limites du bassin versant, soit environ 5,2 millions de personnes

CLASSEMENT
Longueur : 17e au monde
Superficie du bassin versant :
– 13e au monde
– 3e en Amérique du Nord après le Mississippi et le Mackenzie
– 2e au Canada après le Mackenzie
Débit moyen annuel : 16e au monde

TABLEAU COMPARATIF

Continent	Fleuve	Longueur (km)	Bassin versant (km²)	Débit moyen annuel (m³/s)
AFRIQUE	Nil	6 700	2 813 200	3 000
	Zaïre (ou Congo)	4 640	3 837 600	38 970
AMÉRIQUE DU NORD	Mackenzie (et Paix)	4 230	1 812 200	9 710
	Mississippi (et Missouri)	6 020	3 242 200	12 820
	Saint-Laurent (et Grands Lacs)	**3 260**	**1 610 000**	**12 600**
AMÉRIQUE DU SUD	Amazone	6 570	6 175 000	174 890
	Paraná (et Rio de la Plata)	4 880	3 112 200	22 900
ASIE	Gange	2 510	956 800	12 480
	Lena	4 390	2 498 600	16 100
	Ob (et Irtych)	5 410	3 000 400	10 190
	Yang-Tsé-Kiang (ou fleuve bleu)	5 990	1 833 000	32 180
AUSTRALIE	Murray (et Darling)	2 750	1 060 800	–
EUROPE	Danube	2 850	774 800	6 420
	Rhin	1 320	251 800	2 200
	Rhône	812	98 000	1 500
	Volga	3 690	1 365 000	7 670

Source : Adapté de CSL, 1993b.

ainsi qu'à la gestion des débits et des niveaux effectuée par Hydro-Québec pour le turbinage aux centrales de Beauharnois et des Cèdres.

Des études effectuées par CSSA Consultants et Environnement Illimité inc. (1988) démontrent que, durant la période 1975-1986, les variations mensuelles du niveau moyen du lac Saint-François ont été minimes, soit de l'ordre de 0,04 m. La moyenne des plages de variation des valeurs extrêmes mensuelles a été quant à elle de l'ordre de 0,13 m, les écarts les plus importants (0,20 m) survenant pendant les mois de décembre et de janvier.

Dans le port de Montréal, les fluctuations de niveau liées aux débits fluviaux (0,05 à 0,15 m) se superposent à des oscillations semi-mensuelles ayant une hauteur de l'ordre de 0,20 m (Godin, 1979). Ces oscillations liées à la propagation des ondes de marée astronomique dans l'estuaire sont détaillées à la sous-section 1.2.1.2.

Entre Cornwall et Portneuf, l'écoulement des eaux se fait de façon unidirectionnelle, c'est-à-dire qu'il est toujours dirigé vers l'aval. En amont du lac Saint-Pierre, la vitesse du courant varie généralement entre 0,30 et 1,00 m/s, et dans les lacs et les baies, des courants inférieurs à 0,10 m/s sont enregistrés (figure 1.13). Lors de la crue printanière, alors que la contribution des tributaires non régularisés fait doubler le débit qui transite en aval de Montréal, les vitesses et les niveaux maximaux sont atteints.

Entre Portneuf et l'île d'Orléans, l'influence des marées est croissante, et dans le tronçon en aval de Portneuf, elle est suffisante pour qu'il y ait renversement du courant lors du flot (marée montante). Cette action combinée de la marée et du débit fluvial engendre de puissants courants (0,6 à 3,0 m/s dans les chenaux) ainsi qu'un mélange énergique des eaux des différents tributaires du Saint-Laurent dont l'identité était distincte jusque-là (figure 1.14) (Frenette *et al.*, 1989). Les travaux effectués par les chercheurs du Centre de recherches sur l'eau de l'Université Laval (CENTREAU) ont permis de mettre en évidence le comportement général des affluents du Saint-Laurent en aval de leur point de confluence (Verrette et Aubert, 1977). Dans le couloir fluvial en amont de Donnacona, les eaux de ces affluents conservent leurs caractéristiques physico-chimiques (température, conductivité, turbidité, couleur, etc.), ce qui permet de les distinguer aisément les unes des autres.

1.2.1.2 Marées

Les forces d'attraction exercées par la lune et le soleil sur la terre engendrent des oscillations périodiques des masses d'eau océaniques, appelées marées astronomiques (Forrester, 1983). Les ondes de marée, qui pénètrent dans l'estuaire du Saint-Laurent depuis l'océan Atlantique et le golfe, engendrent

des fluctuations de niveaux (fluctuations verticales) et de courants (fluctuations horizontales), dominées par des composantes harmoniques de fréquence semi-diurne (deux cycles par jour). En remontant l'estuaire, ces ondes s'amplifient jusqu'à l'île d'Orléans sur la rive sud et jusqu'à l'île aux Coudres sur la rive nord (Godin, 1979). Cette amplification se produit en même temps que l'onde se déforme à cause du rétrécissement de la section transversale du fleuve d'aval en amont et de la friction engendrée sur son lit (figure 1.15).

C'est à la pointe est de l'île d'Orléans que les marées atteignent leur hauteur maximale, soit 6,9 m à la vive eau (grandes marées) (Pêches et Océans, 1992a). En amont de l'île, elles s'atténuent graduellement jusqu'au lac Saint-Pierre, les marées moyennes étant de 4,1 m à Québec, alors que les marées de vive eau atteignent une hauteur de 5,8 m.

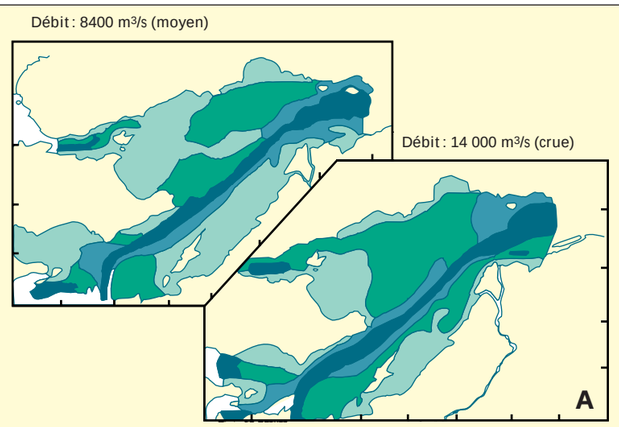
En amont de Québec, les ondes comprennent une période de flot beaucoup plus courte que celle du jusant (El-Sabh et Murty, 1990), ce qui les déforme et leur donne une allure en dents de scie. L'influence véritable de ces marées semi-diurnes se fait sentir jusqu'au lac Saint-Pierre (Godin, 1979). En amont de ce bassin, les fluctuations quotidiennes du niveau d'eau disparaissent, laissant place à des fluctuations de fréquence semi-mensuelle d'environ 0,20 m de hauteur (figure 1.16). À Trois-Rivières déjà, ces ondes de basse fréquence, principalement causées par l'interaction non linéaire de la composante semi-diurne lunaire principale M2 (période de 12,42 h) avec la composante semi-diurne solaire principale S2 (période de 12,00 h), dominent en amplitude les variations journalières du niveau d'eau.

La marée produite à Québec a un débit impressionnant de 55 000 m^3/s (CSL et Université Laval, 1991b). Ce débit est quatre fois et demie supérieur au débit moyen du fleuve au même endroit (12 100 m^3/s) (CSL, 1993b). La combinaison des deux débits peut engendrer, à marée descendante, un débit instantané atteignant 75 000 m^3/s et des vitesses de courant de 3,0 m/s (Verrette, 1990). À Montmagny, le débit moyen total (fluvial et marée) est estimé à 90 000 m^3/s (CSL et Université Laval, 1991b).

Entre Portneuf et Tadoussac, les marées d'origine astronomique constituent certes l'une des principales variables dont il faut tenir compte pour comprendre les processus physiques et biologiques qui ont cours dans cette portion de l'estuaire. Les conditions d'écoulement extrêmement dynamiques et les fortes variations du niveau d'eau imposées par les marées sont autant de contraintes sur la faune et la flore marines et riveraines de ce tronçon estuarien de même que sur leurs habitats.

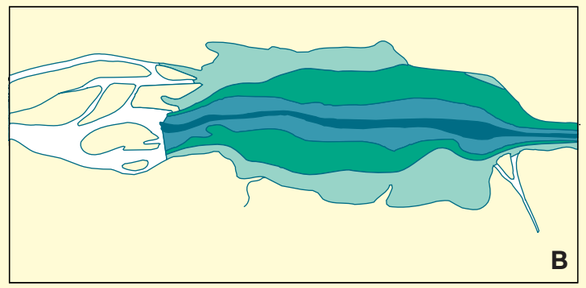
FIGURE 1.13

Régimes de vitesse entre Cornwall et l'Île aux Coudres



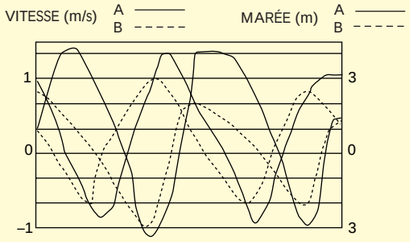
LAC SAINT-LOUIS

Vitesses simulées[1]



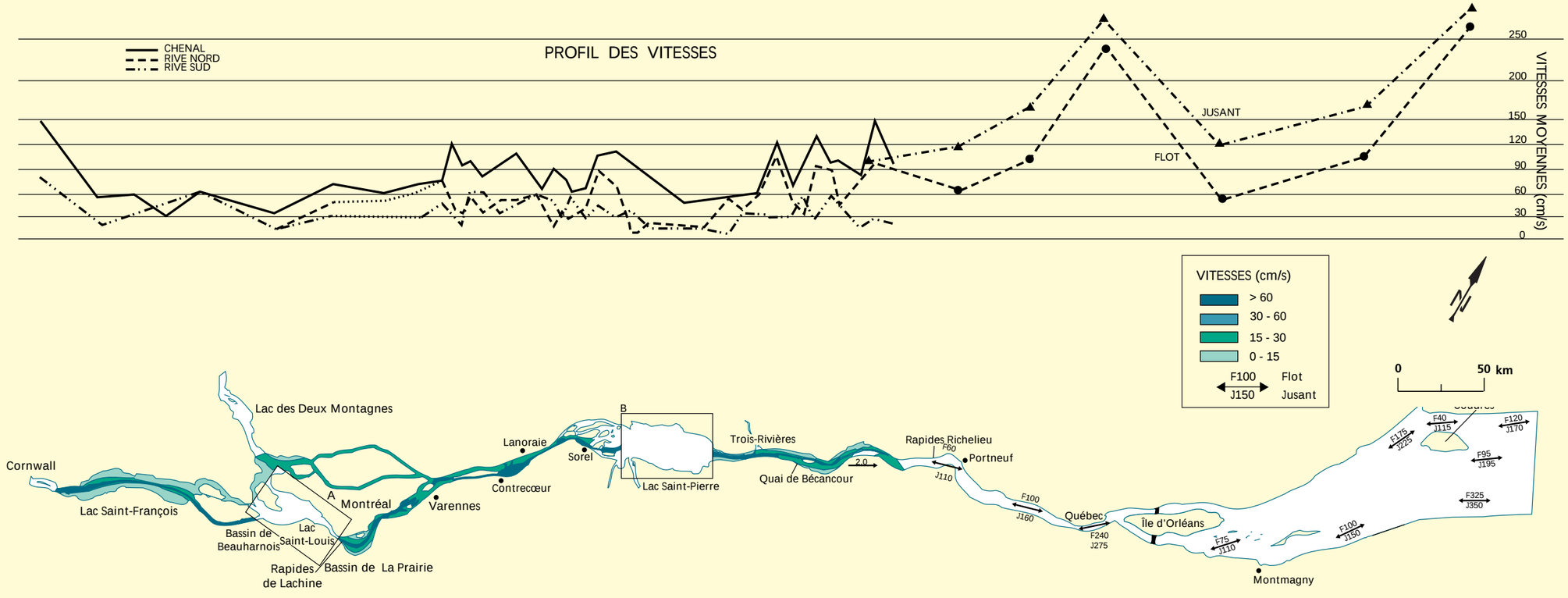
LAC SAINT-PIERRE

Vitesses simulées[2]



ÎLE D'ORLÉANS

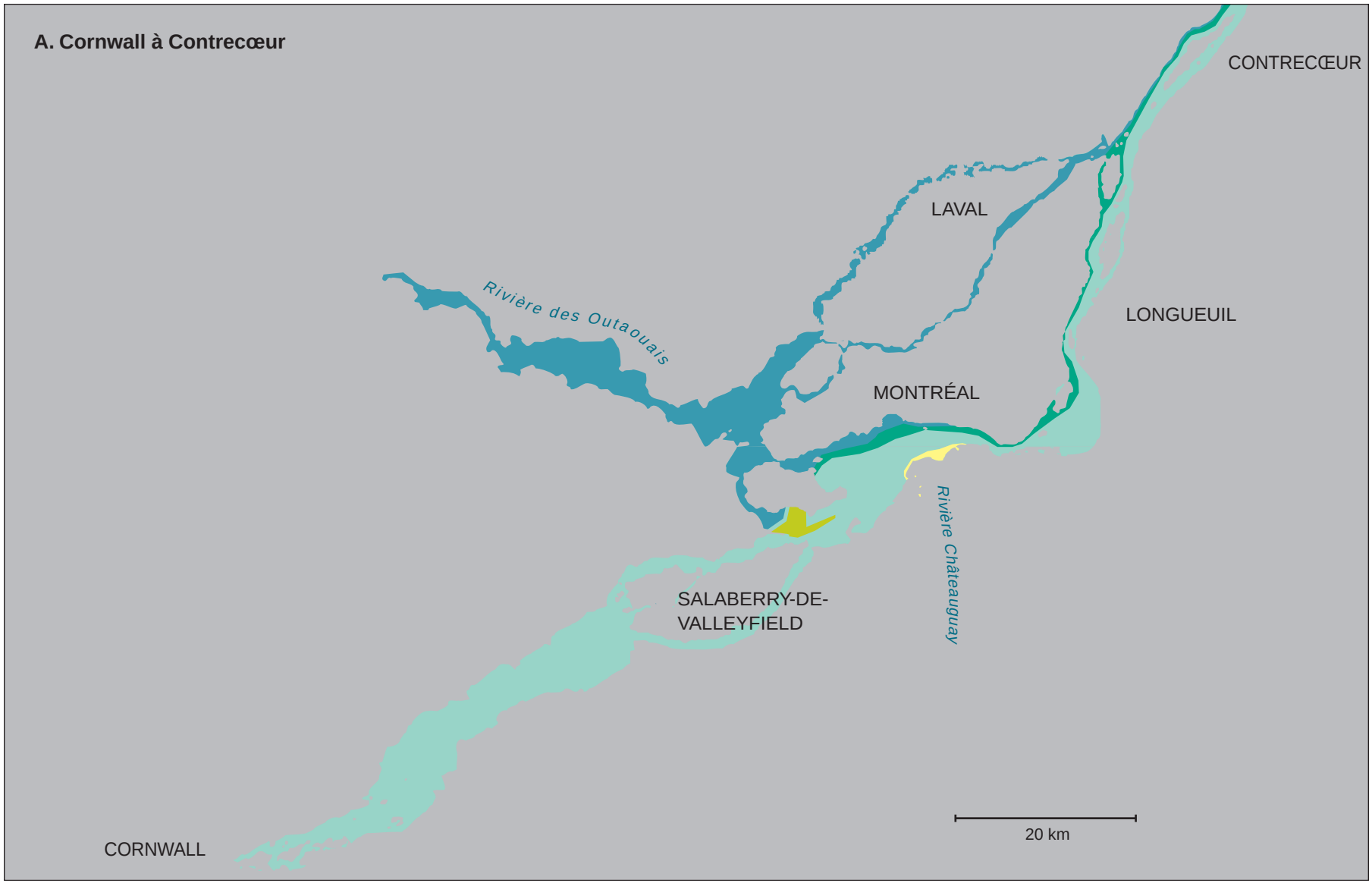
Vitesses mesurées et hauteur de marée
bras nord et bras sud

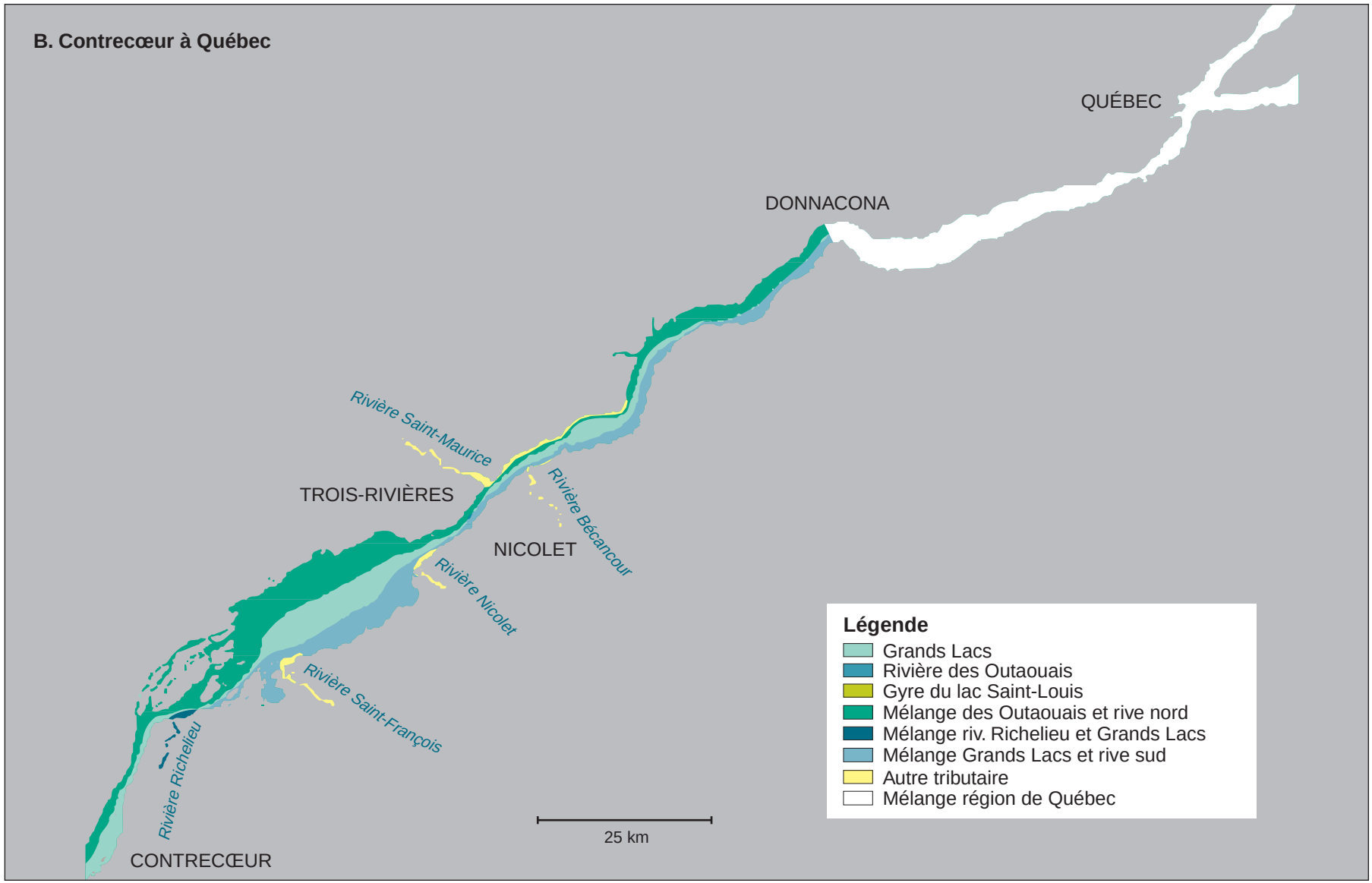


Sources : Adapté de Frenette et al., *1989; [1]Hydro-Québec, 1983; [2]Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, 1978*

FIGURE 1.14

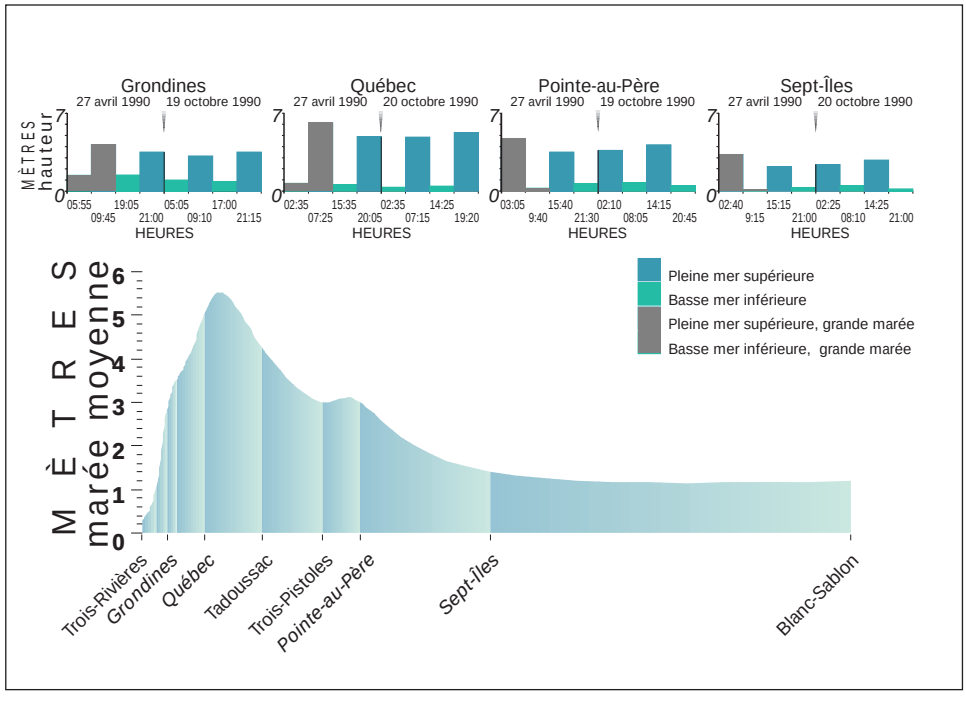
Principales masses d'eau entre Cornwall et Québec





Sources : Lamarche, 1992, à partir des données de Verrette, 1990.

FIGURE 1.15
Variations de la hauteur des marées dans le Saint-Laurent

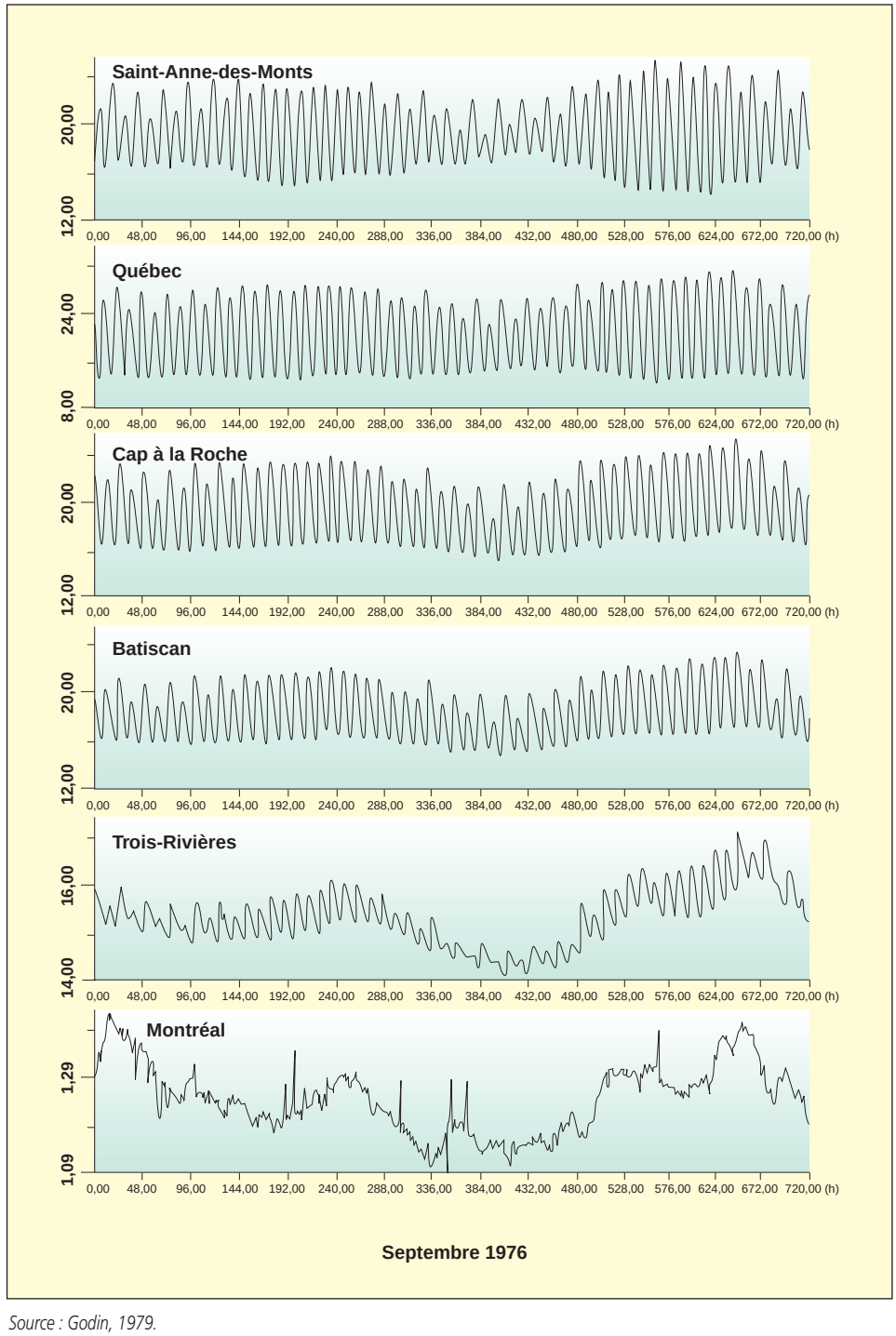


Sources : CSL et Université Laval, 1991b, à partir des données de Pêches et Océans, 1990.

Dans cette zone de transition entre le milieu fluvial (eaux douces) et le milieu marin (eaux salées) que constitue le moyen estuaire du Saint-Laurent, non seulement le brassage induit par les courants de marée (et le vent) provoque-t-il le mélange des eaux des principaux tributaires du Saint-Laurent, mais entre le cap Tourmente et Tadoussac, il force encore ces mêmes eaux à se mélanger aux eaux salées provenant du golfe (Ouellet et Cerceau, 1976). Ainsi, la salinité passe rapidement de 2 p. 1000 à 20 à 25 p. 1000 entre le cap Tourmente et l'île aux Coudres, pour atteindre 25 p. 1000 à 30 p. 1000 à Tadoussac (Ghanimé *et al.*, 1990). La stratification plus ou moins prononcée des eaux dans ce secteur de l'estuaire rend possible la propagation de marées internes, marées qui ont été observées dans la région de Pointe-au-Pic (Muir, 1979) ainsi qu'en aval du Saguenay. Ces marées constituent une composante importante du champ des ondes internes présent dans le moyen estuaire.

Les fortes marées du moyen estuaire du Saint-Laurent contribuent au développement de zones intertidales étendues (submergées à marée haute et émergées à marée basse) que l'on rencontre entre l'île d'Orléans et Rivière-du-Loup. Les marées exercent beaucoup d'influence sur le milieu biologique, mais également sur les humains qui habitent ou utilisent ses rives et qui naviguent sur ses eaux. L'estuaire est reconnu comme étant l'un des cours d'eau du monde qui nécessite le plus de maîtrise de la part des navigateurs qui l'empruntent. Cette situation n'est pas étrangère à ces fortes marées dont il faut particulièrement se méfier entre Portneuf et Saint-Jean-Port-Joli. Cela ajoute aux périls causés par les mauvaises conditions météorologiques qui prévalent souvent

FIGURE 1.16
Modifications de l'onde de marée entre Sainte-Anne-des-Monts et Montréal



Source : Godin, 1979.

dans l'estuaire, conditions comprenant des grains violents (tempêtes de vent violentes et soudaines, accompagnées de fortes pluies) et des brouillards opaques.

1.2.1.3 Manteau glaciel

De la mi-décembre au début d'avril, soit une période d'environ trois mois et demi, le Saint-Laurent est recouvert d'une couche de glace qui modifie singulièrement les conditions d'écoulement ainsi que les échanges énergétiques entre

l'atmosphère et les milieux fluviaux et estuariens. En plus d'influencer le milieu naturel, les glaces du Saint-Laurent accentuent les difficultés que doivent affronter les navires qui empruntent ce corridor fluvial pour accéder à l'intérieur du continent nord-américain. Avant l'avènement des puissants brise-glaces qui sillonnent ses eaux glacées depuis quelques décennies, la navigation cessait complètement durant les mois d'hiver.

Comme on l'a déjà mentionné, le Saint-Laurent s'écoule du sud-ouest vers le nord-est. Son embouchure est située à quelque quatre degrés de latitude au nord (440 km) de sa tête. Lors du dégel printanier, cette situation, qui est d'ailleurs commune au Québec (presque tous les tributaires de la rive sud du Saint-Laurent s'écoulent du sud-est vers le nord-ouest), favorise la création d'embâcles surtout le long de son cours inférieur.

Les embâcles se forment lorsqu'il y a empilement de glaçons ou accumulation sous le couvert de glace d'une rivière ou d'un fleuve d'énormes quantités de frasil (cristaux de glace aux propriétés adhérentes). Il s'ensuit que la section transversale du cours d'eau est considérablement réduite à l'endroit où l'embâcle s'est formé. Au printemps, l'augmentation subite et marquée du débit fluvial à la tête du cours d'eau provoque habituellement une débâcle dynamique des glaces lorsque celles-ci cèdent sous l'énorme pression de l'eau. À partir de ce moment, l'important volume d'eau ainsi injecté doit atteindre l'embouchure et, lorsqu'il parvient à la section obstruée par l'embâcle et que celui-ci résiste, il y a débordement des eaux et inondations dévastatrices des zones riveraines. Selon la nature et l'importance de l'embâcle et selon le cours d'eau, différentes techniques sont utilisées afin de briser les glaces récalcitrantes et ainsi éviter les inondations.

Dans le Saint-Laurent, la régularisation des eaux à la sortie du lac Ontario atténue beaucoup la crue printanière qui serait enregistrée en conditions naturelles, mais il n'en reste pas moins que la contribution des tributaires du Saint-Laurent entre le lac Saint-Louis et Québec provoque à ce dernier endroit une augmentation de débit de 5000 à 6000 m^3/s entre la mi-mars et le début de mai (Tee, 1990). Il existe toujours des menaces d'embâcles, et les plus fréquents surviennent à la tête du lac Saint-François (embâcles de frasil) et entre Montréal et Québec, particulièrement au quai de Portneuf et dans le secteur du pont de Québec et occasionnellement à la tête du lac Saint-Pierre (Michel, 1976; Frenette *et al.*, 1989).

Entre Montréal et Québec, la glace est typique du frasil nucléé qui se forme dans les rapides de Lachine (Michel, 1976). En descendant, le frasil s'agglomère pour former de la gadoue *(slush)* et causer parfois les embâcles

majeurs mentionnés au paragraphe précédent. De Québec à Kamouraska, la glace recouvre généralement de 60 à 90 p. 100 du fleuve et dérive sur toute la largeur du chenal. Dans ce secteur, des glaçons géants de 600 m de diamètre sont observés. De Kamouraska jusqu'à l'embouchure du Saguenay, le chenal navigable du Saint-Laurent est habituellement libre de glace.

1.2.1.4 Transport sédimentaire

Dans un cours d'eau, le transport des matériaux solides se fait par deux modes principaux. Les matériaux les plus grossiers sont déplacés au voisinage immédiat du lit par transport de fond, alors que les plus fins le sont par suspension au sein même de l'écoulement. Les matériaux de dimensions intermédiaires sont transportés par un mode mixte, appelé saltation, se déplaçant par bonds successifs, tantôt sur le fond, tantôt au sein de l'écoulement (Leeder, 1982). À cela, il faut ajouter l'action mécanique des glaces qui causent un remaniement des berges et peuvent transporter une quantité appréciable de matériaux fins et grossiers, notamment là où la marée est importante (Brochu, 1961; Brodeur, 1987a, 1987b; Dionne, 1971, 1981a, 1981b, 1983, 1984, 1987, 1988a, 1989).

La charge de matières en suspension dans un cours d'eau, que l'on nomme aussi débit solide, dépend principalement de trois facteurs : la disponibilité (quantité) des matériaux sédimentaires, le type de matériau (taille des particules, nature, densité et cohésion) et la capacité de transport solide de l'écoulement, ce dernier facteur étant fonction de la vitesse du courant. Dans un cours d'eau comme le Saint-Laurent, ces différents facteurs sont très variables, et le débit solide du fleuve fluctue par conséquent d'amont en aval en fonction de l'apport des différents tributaires et selon un cycle saisonnier. On évalue la charge solide à la sortie des Grands Lacs à 500 000 à 1 000 000 t/a, à 4 800 000 t/a à Trois-Rivières et à plus de 6 700 000 t/a à Montmagny (Frenette *et al.*, 1989). Pour ce qui est des variations saisonnières, des études effectuées sur la rivière Châteauguay montrent que le débit solide mensuel, qui est inférieur à 100 000 t en hiver, grimpe à près de 700 000 t en période de crues (avril).

À cause de la dimension du Saint-Laurent et de la complexité des processus sédimentaires qui s'y déroulent, la majorité des études effectuées à ce jour aborde des aspects locaux ou régionaux de la dynamique sédimentaire du fleuve et de l'estuaire. Peu de travaux couvrent l'ensemble du Saint-Laurent et, à cet égard, l'étude de Frenette *et al.* (1989) est certes la plus complète sur le tronçon du fleuve compris entre Cornwall et Montmagny. Trois thèmes généraux y sont abordés : la quantité, la qualité et la dynamique des sédiments.

Le Saint-Laurent se caractérise par ses sources (Grands Lacs, tributaires), ses bilans sédimentaires (entrées, sorties), la dynamique du milieu associée

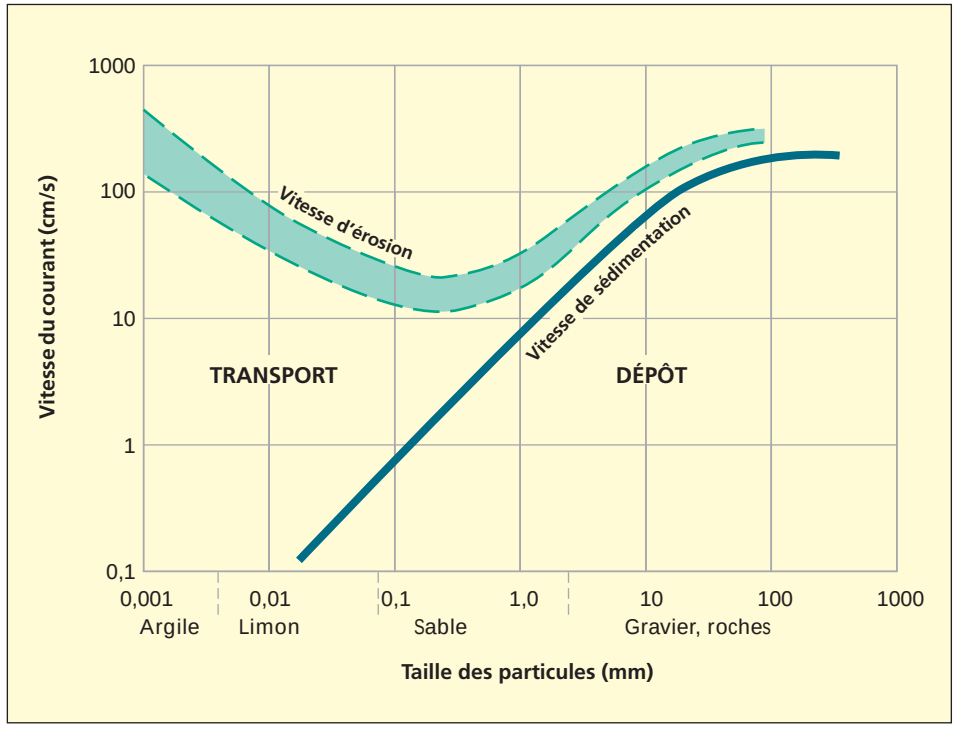
aux différents régimes hydrologiques et hydrodynamiques, les comportements physico-chimiques des sédiments, la qualité des sédiments dans la phase aqueuse, les aires de sédimentation et leur persistance, les travaux de dragage et par les liens entre les zones de sédimentation et les sources de pollution.

La caractérisation du régime hydrodynamique d'un cours d'eau permet de délimiter les zones potentielles d'érosion, de transport de matières solides et de sédimentation. Ces zones évoluent en fonction des saisons et de l'hydrodynamique qui caractérise l'écoulement (débit fluvial, marée, vent, glace). À cet égard, les périodes de crue printanière et les forts vents d'automne sont particulièrement importants puisque, durant ces périodes, la dynamique des fonds est nettement plus marquée, ce qui signifie souvent érosion et remise en suspension de sédiments. La présence de macrophytes dans les zones de faibles profondeurs contribue à augmenter le taux de dépôt (sédimentation) estival des matières en suspension en diminuant les vitesses d'écoulement (Lorrain *et al.*, 1993b). Pour le Saint-Laurent, des simulations effectuées au cours du projet Archipel ont montré que les crues jouent un rôle important sur les conditions de sortie des différents plans d'eau, puisqu'elles font la différence entre la sédimentation, l'équilibre ou l'entraînement des matières solides (Frenette *et al.*, 1989). Ainsi, dans des conditions moyennes d'écoulement, entre 400 000 et 500 000 t de matériaux se déposent annuellement dans le lac Saint-Louis, alors que ce volume baisse à 40 000 t en une année de forte hydraulicité (débits plus élevés que la moyenne).

Plus récemment, Carignan *et al.* (1993) ont évalué le volume de matériaux qui se déposent annuellement dans les lacs Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre, ainsi que la masse des matières en suspension qui y circulent (masse mobile). Le volume de matériaux qui se déposent a été estimé à 90 000, 47 000 et 160 000 t/an respectivement. Quant aux masses de matières en suspension transportées par le courant, elles ont été évaluées à 2 400 000, 1 900 000 et 3 013 000 t/an, respectivement.

Dans le tronçon et l'estuaire fluvial du Saint-Laurent, des vitesses supérieures à 0,30 m/s sont généralement rencontrées au centre du fleuve, dans les principaux chenaux d'écoulement. De telles vitesses permettent difficilement la sédimentation de particules fines (figure 1.17). La sédimentation de ces particules s'effectue dans les secteurs abrités, les baies, les herbiers, les ports et les marinas, où les vitesses sont souvent inférieures à 0,10 m/s (Frenette *et al.*, 1989). En période de crue, l'augmentation des vitesses d'écoulement provoque une diminution sensible de l'étendue des zones à potentiel élevé de sédimentation.

FIGURE 1.17
Courbes d'érosion et de sédimentation en fonction de la vitesse du courant



Source : Adapté de Hjulström, 1939.

Le temps de résidence (temps de parcours) des eaux entre Cornwall et Portneuf est relativement court. Si l'on se base sur le régime des vitesses dans le chenal maritime, les eaux prennent entre quatre et sept jours pour effectuer ce trajet. Près des rives, le temps de parcours des différents tributaires du Saint-Laurent peut être prolongé de quelques heures ou de quelques jours. Dans les chenaux des lacs Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre, le temps de résidence est relativement court, soit 32, 12 et 20 heures, respectivement (Frenette *et al.*, 1989). De part et d'autre des chenaux, où les vitesses sont beaucoup plus faibles, le temps de résidence atteint 12 jours dans le lac Saint-François, 1,9 jour dans le lac Saint-Louis et 3,2 jours dans le lac Saint-Pierre (Carignan *et al.*,1993).

En aval de Portneuf, il y a renversement du courant au flot et, afin d'évaluer le temps de résidence des eaux, il faut se baser sur la vitesse résiduelle (vitesse nette sur un cycle de marée). Pour le tronçon compris entre Portneuf et l'île d'Orléans, celle-ci donne un temps de résidence de l'ordre de deux jours. Cependant, à cause des fortes vitesses présentes durant la majeure partie du cycle de marée, il ne peut y avoir sédimentation que pendant quelques heures par cycle, soit à l'étale de marée haute.

Dans le corridor fluvial du Saint-Laurent, les vents dominants s'alignent dans l'axe longitudinal du fleuve et proviennent surtout du sud-ouest (21 p. 100 du temps) et du nord-est (18 p. 100) selon les saisons. Ces vents peuvent produire

des vagues plus ou moins importantes selon leur durée, leur intensité et la largeur du bassin (ou fetch) sur lequel ils soufflent (voir la sous-section 1.2.2.1). Lors des périodes de tempêtes, la vitesse moyenne du vent est évaluée à 40 km/h et, sous de telles conditions, des vagues d'une hauteur de plus de 2,0 m peuvent être engendrées dans le chenal maritime, alors que des vagues de 0,5 à 1,4 m peuvent s'élever en eau peu profonde dans les lacs Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre (Frenette *et al.*, 1989). Dans ces lacs, l'érosion du lit causée par les courants de fond associés aux vagues survient à des profondeurs inférieures à 2,5 m pour les limons et inférieures à 1,8 m pour les sables. Il faut cependant mentionner que l'on retrouve des macrophytes (plantes aquatiques enracinées dans le substrat) en abondance dans les zones où la profondeur est inférieure à 3 m et que celles-ci atténuent l'énergie des vagues et des courants, réduisant ainsi l'érosion qui serait engendrée en leur absence. Leur présence contribue ainsi à l'augmentation du taux estival de dépôt des particules fines partout où on les retrouve. Comme on le verra à la sous-section 1.2.2.4, le vent joue un rôle prépondérant dans l'érosion des rives dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent.

Aux figures 1.18, 1.19, 1.20 et 1.21 qui présentent la nature des fonds dans le tronçon et l'estuaire fluvial, on peut noter que la majeure partie des matériaux fins non consolidés (limon-argile) se trouve dans les bassins situés de part et d'autre des chenaux d'écoulement principaux où se concentrent les sables et les graviers. Ces bassins couvrent généralement moins de 30 p. 100 de la superficie du fond des lacs Saint-François (10 p. 100), Saint-Louis (27 p. 100) et Saint-Pierre (9 p. 100) (Carignan *et al.*, 1993).

Le Saint-Laurent même contribue généralement peu à l'accroissement de sa charge de matières en suspension. Cette situation s'explique par sa morphologie et la nature de ses fonds, où dominent les argiles de la mer de Champlain (Frenette *et al.*, 1989). Selon Carignan *et al.* (1993), environ 70 p. 100 de la charge de matières en suspension que transporte le Saint-Laurent à la hauteur de Québec proviendraient des tributaires du Québec.

Le tableau 1.1 présente la concentration de matières en suspension dans différents secteurs du Saint-Laurent entre la sortie du lac Ontario et le cap Tourmente. On peut y noter l'augmentation graduelle des valeurs observées d'amont en aval, augmentation causée en grande partie par l'apport des différents tributaires du Saint-Laurent (Frenette *et al.*, 1989). Selon l'étude de Frenette *et al.* (1989), la nature des matières en suspension dans le Saint-Laurent serait à toutes fins utiles inconnue. Quelques échantillons récoltés dans le lac Saint-Louis en période de crue ont révélé une proportion de 70 p. 100 d'argile et de 30 p. 100 de limon. En période d'étiage, les particules seraient surtout dans

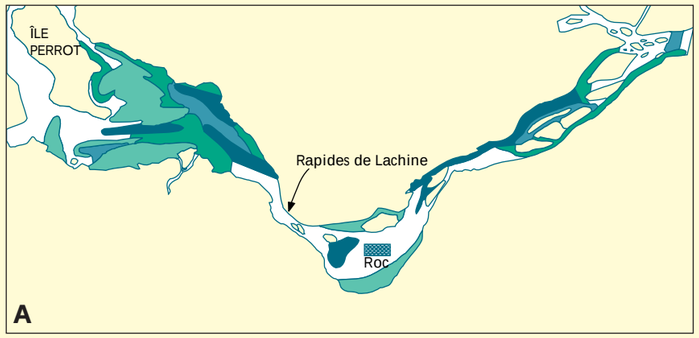
la fraction fine et plus fine que les argiles et en phase colloïdale, donc peu sujettes à sédimenter.

Selon les différents auteurs, la charge de matières en suspension dans les eaux du Saint-Laurent à Québec varierait entre 3,5 millions et 6,5 millions de tonnes annuellement (Holeman, 1968; Frenette et Verrette, 1976; Yeats, 1988; Frenette *et al.*, 1989). De cette quantité, 140 000 t (2,2 p. 100) sont fournies par les effluents urbains, et 120 000 t (1,8 p. 100), par les effluents industriels. Les variations saisonnières des caractéristiques hydrodynamiques du Saint-Laurent se répercutent sur sa charge sédimentaire; on a calculé que 60 à 70 p. 100 de la charge totale sont transportés au printemps, 15 à 25 p. 100 à l'automne, 15 p. 100 en été et 5 p. 100 en hiver (Frenette *et al.*, 1989). Il sera question du transport sédimentaire en aval de l'île d'Orléans à la sous-section 1.2.2.4. Mentionnons simplement ici que le secteur du cap Tourmente représente un point d'intérêt particulier pour les sédimentologues en raison du bouchon de turbidité (zone de turbidité maximale) qu'il voisine. Dans ce secteur du Saint-Laurent, le contact de l'eau douce avec l'eau salée entraîne la floculation (agglomération) des particules, et la concentration des matières en suspension peut atteindre 200 et même 400 mg/L (Frenette et Verrette, 1976).

Il y a très peu d'accumulation de sédiments dans le moyen estuaire de sorte que les matières solides en suspension transportées par le fleuve traversent ce secteur pour ne sédimenter qu'une fois arrivées dans le chenal Laurentien. Le temps de passage des matières solides en suspension dans l'estuaire varie entre 8 et 14 mois si l'on considère la masse totale de matières solides transportables (matières en suspension et dépôts temporaires de sédiments) du moyen estuaire (4,3 millions de tonnes) et la charge de matières en suspension à Québec (estimée à 3,6 millions à 6,5 millions t/an) (Milliman et Meade, 1983; Frenette *et al.*, 1989). En comparant la quantité de sédiments qui s'accumulent dans le chenal Laurentien, soit plus de 16 millions t/an, avec la charge solide, on note un déficit important des apports (facteur de 2,5 à 4), même si l'on ajoute la contribution de l'érosion des estrans (500 000 t/an) (d'Anglejan, 1990). Cette différence dans le bilan sédimentaire remet en cause l'hypothèse des conditions à l'équilibre pour le système ou la capacité d'évaluer les apports et pertes moyens, ou implique un recyclage des sédiments ou d'importantes fluctuations des apports dans le temps (Milliman et Meade, 1983). Les glaces qui recouvrent le Saint-Laurent durant la période hivernale sont également responsables d'un transport important vers le golfe de matières en suspension résultant de l'érosion et du remaniement des berges. Au moment de la formation des glaces d'estran, les matériaux fins y adhèrent pour être ensuite transportés avec celles-ci lors de leur dérive et de leur fonte. Plusieurs études discutent du rôle des glaces dans les processus sédimentaires de l'estuaire fluvial (Brochu, 1961; Dionne, 1981a,

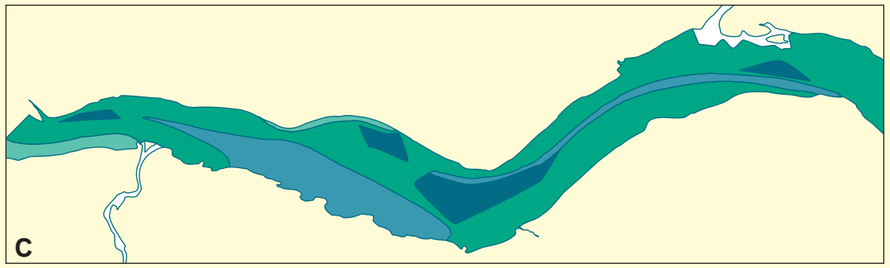
FIGURE 1.18

Nature des sédiments dans le tronçon et l'estuaire fluvial du Saint-Laurent

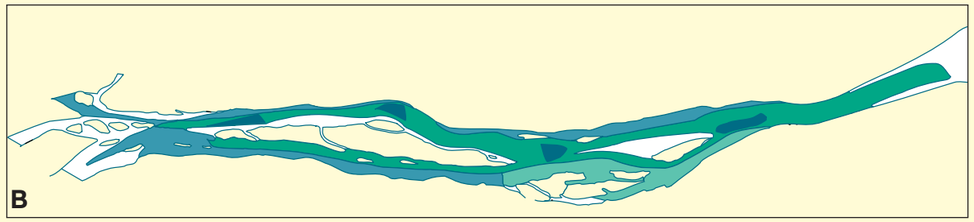


RÉGION DE MONTRÉAL

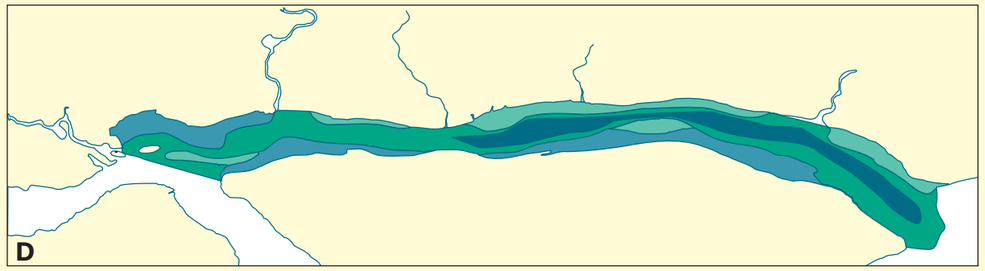
GRAVIER
SABLE
SABLE-LIMON
LIMON-ARGILE



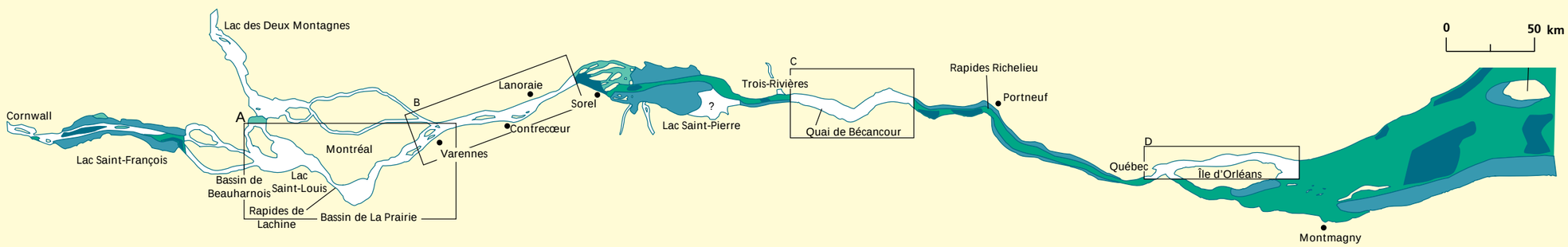
TRONÇON TROIS-RIVIERES – DESCHAILLONS



TRONÇON VARENNES – SOREL



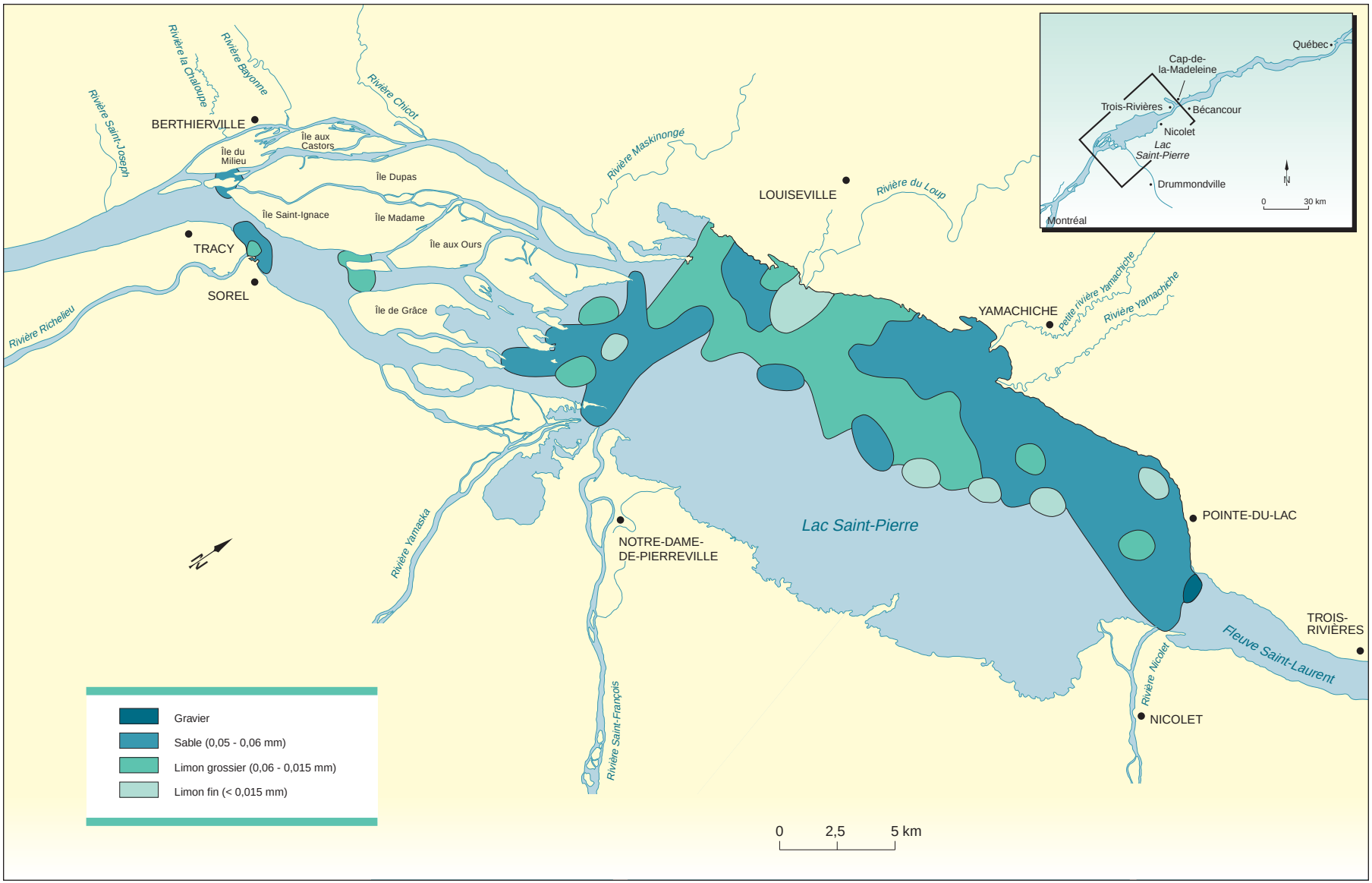
BRAS NORD ILE D'ORLÉANS



Source : Adapté de Frenette et al., 1989.

FIGURE 1.19

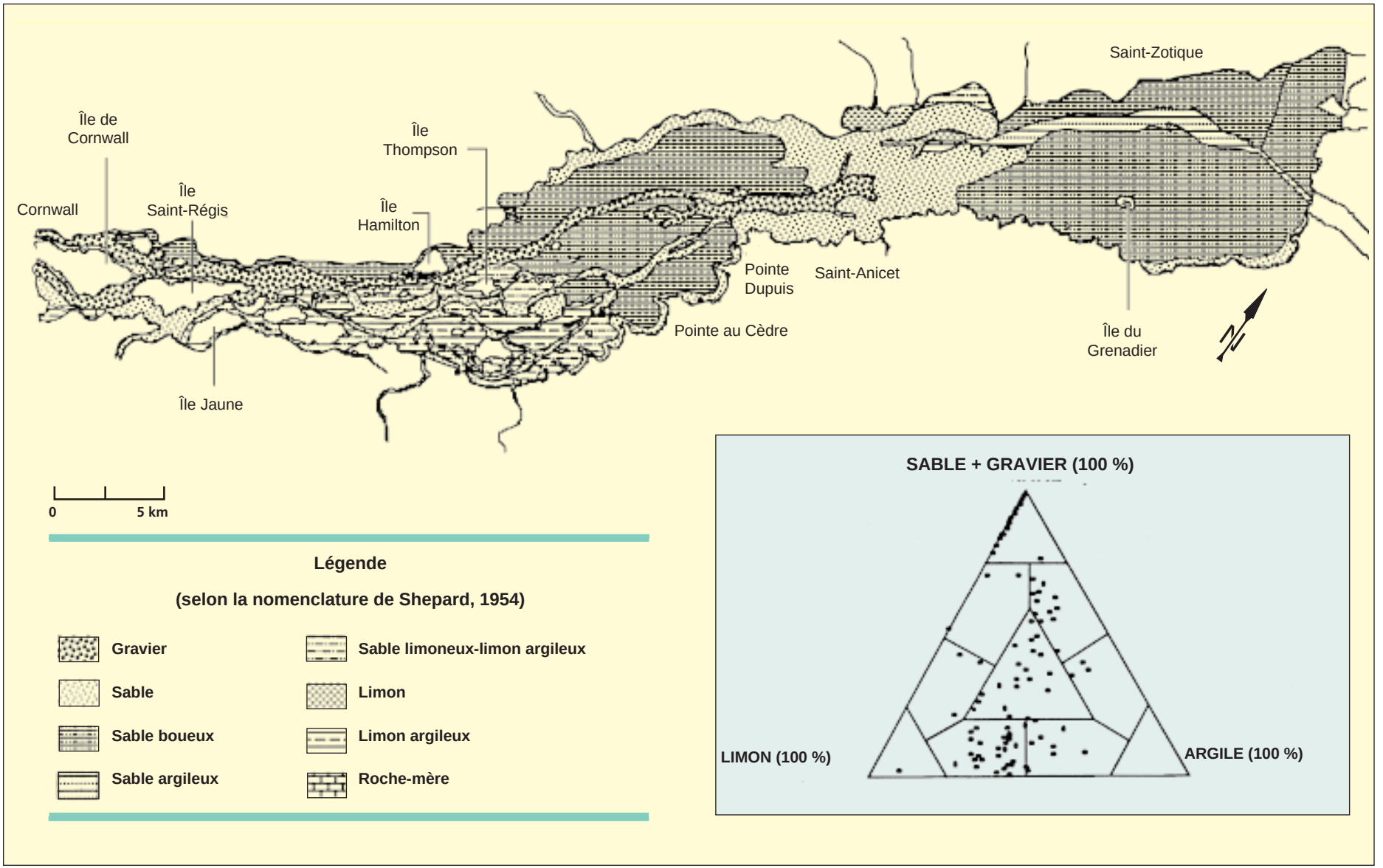
Nature des sédiments prélevés à 100 stations situées du côté nord du lac Saint-Pierre, selon trois classes établies à partir des médianes des diamètres des particules en 1986



Sources : Adapté de Sylvestre et al.*, 1992; à partir des données de Hardy* et al.*, 1990.*

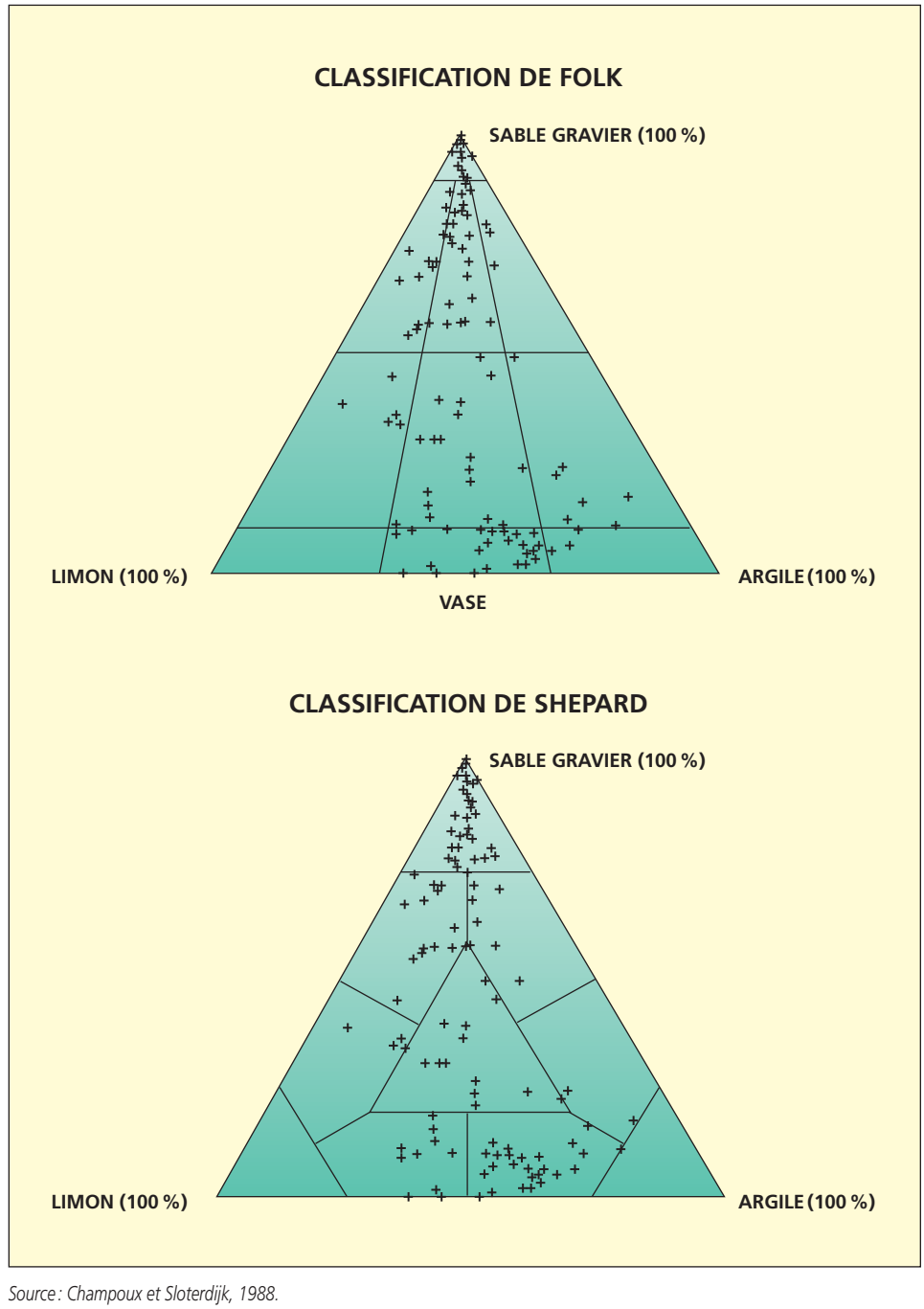
FIGURE 1.20

Nature des sédiments dans le lac Saint-François



Source: Lorrain et al., *1993b.*

FIGURE 1.21
Nature des sédiments dans le lac Saint-Louis



Source : Champoux et Sloterdijk, 1988.

1984, 1987). Ces études ont démontré que la dérive printanière des glaces, dans les régions soumises à l'action de la marée, causait un déplacement de plusieurs millions de tonnes de sédiments vers le golfe. Ce sujet est abordé plus en détail à la sous-section 1.2.2.3.

Le dragage d'entretien du chenal maritime du Saint-Laurent donne une indication indirecte du transport des matières solides sur le fond. Ainsi, entre 1983 et 1991, environ 280 000 m^3 de sédiments ont été enlevés chaque année

TABLEAU 1.1
Concentrations de matières en suspension entre Kingston et le cap Tourmente

Localité	Concentrations (mg/L)
Kingston	1 – 2
Lac Saint-François	4 – 5
Lac Saint-Louis	7 – 8
Lac Saint-Pierre	9 – 13
Québec	16 – 20
Pointe est de l'île d'Orléans	25 – 70
Zone de turbidité maximale	200 – 400

Sources : Frenette et al., *1989; Frenette et Verrette, 1976.*

par dragage des Grands Lacs jusqu'à Montmagny, dont 40 000 m^3 dans le seul lac Saint-Pierre (Olivier et Bérubé, 1993).

Même si la valeur réelle du débit de matières solides du Saint-Laurent (3,5 à 6,5 millions t/an) devait être doublée à la suite d'une sous-estimation, en comparant la valeur obtenue à celles qui sont citées pour les autres grands fleuves du monde, on se rend compte que le Saint-Laurent arrive loin derrière le Gange (1450 millions t/an), l'Amazone (850 millions t/an), le Brahmapoutre (730 millions t/an), l'Indus (435 millions t/an) ou le Mississippi (300 millions t/an). Par contre, sa charge sédimentaire se compare à des fleuves tels que le Pô et l'Ob (15 millions t/an), le Don (4,2 millions t/an) ou le Rhin (2,8 millions t/an).

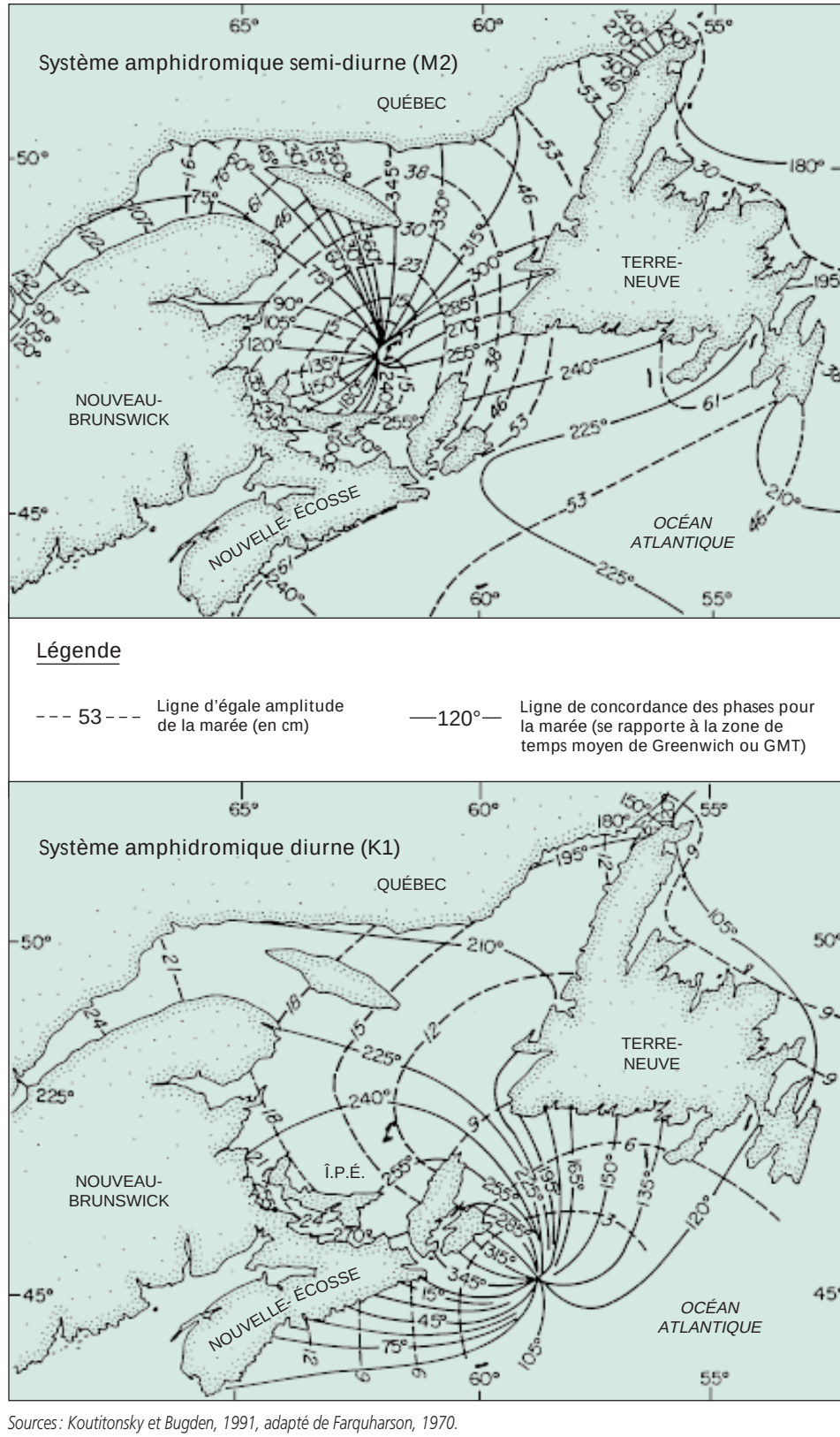
1.2.2 OCÉANOGRAPHIE ET TRANSPORT SÉDIMENTAIRE

Le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent n'étant pas assez vastes pour que des marées indépendantes d'origine astronomique y soient produites, ces dernières sont des marées co-oscillantes (subordonnées) avec l'océan Atlantique (El-Sabh et Murty, 1990). Ces marées se propagent dans le sens cyclonique (anti-horaire) autour de points amphidromiques (points où l'on ne perçoit aucune variation du niveau d'eau) situés l'un à l'est de la Nouvelle-Écosse (marées diurnes – un cycle par jour), et l'autre à l'ouest des îles de la Madeleine (marées semi-diurnes – deux cycles par jour). Sur la figure 1.22, qui dépeint ces systèmes amphidromiques, les traits discontinus indiquent les lignes d'égale amplitude (m) de marée, et les traits continus, les lignes d'égale phase (degrés).

1.2.2.1 Marées, courants et vagues

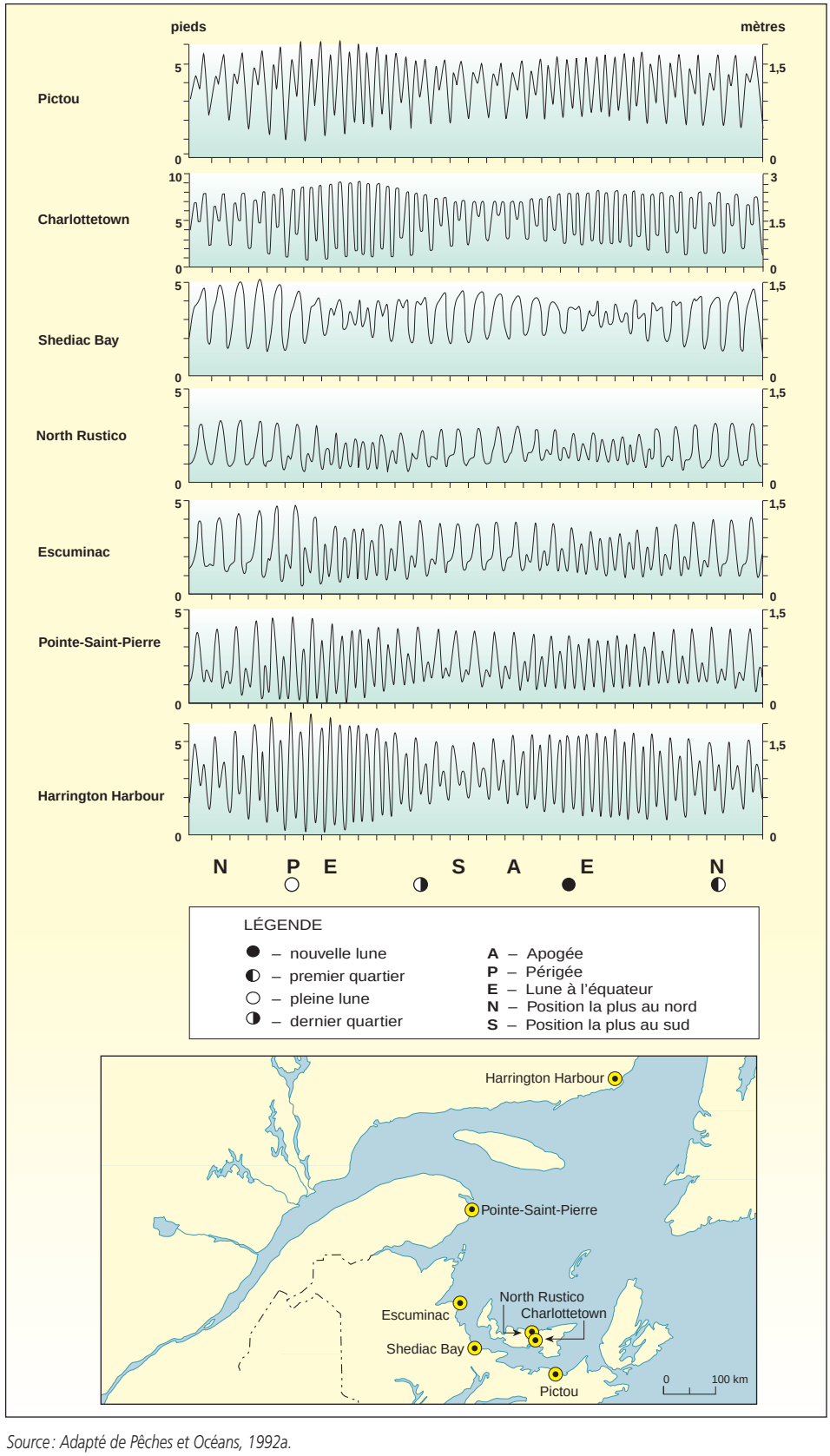
Ces systèmes amphidromiques engendrent des marées mixtes (marées dont les composantes diurnes et semi-diurnes sont importantes) dont le caractère et l'amplitude varient sensiblement d'un endroit à l'autre dans le golfe (figure 1.23). Ainsi, l'on retrouve à Shediac Bay (Nouveau-Brunswick) des marées mixtes diurnes d'une hauteur moyenne de 0,8 m, alors qu'à Harrington

FIGURE 1.22
Systèmes amphidromiques semi-diurnes et diurnes dans le golfe



Sources : Koutitonsky et Bugden, 1991, adapté de Farquharson, 1970.

FIGURE 1.23
Caractéristiques de la marée dans le golfe



Source : Adapté de Pêches et Océans, 1992a.

Harbour (Québec), les marées sont mixtes semi-diurnes et d'une hauteur moyenne de 1,5 m (Pêches et Océans, 1992b).

De mixtes semi-diurnes qu'elles étaient dans la portion nord du golfe du Saint-Laurent, les ondes de marée deviennent semi-diurnes lorsqu'elles entrent dans l'estuaire maritime et qu'elles se propagent d'abord le long de la côte nord (figure 1.22). D'une hauteur moyenne de 2,3 m à Sept-Îles, les marées ne s'amplifient que de 0,7 m entre ce port et celui de Pointe-au-Père, où elles s'élèvent à 3,0 m (Pêches et Océans, 1992a). Comme on l'a mentionné à la sous-section 1.2.1.2, c'est dans la région de l'île d'Orléans qu'elles s'amplifient de façon remarquable et se déforment en poursuivant leur progression vers l'estuaire fluvial.

La propagation des ondes de marée semi-diurnes dans le Saguenay s'accompagne d'une amplification importante de celles-ci entre Tadoussac et La Baie où elles atteignent une hauteur maximale de 6,8 m à la vive eau et 4,3 m à la marée moyenne, soit l'équivalent des marées que l'on rencontre à Saint-François, sur l'île d'Orléans. Les hauteurs que l'on observe à Chicoutimi sont légèrement inférieures à ces valeurs, soit 6,3 m à la vive eau et 3,8 m à la marée moyenne (Pêches et Océans, 1992a). Notons qu'une onde de marée produite aux environs du détroit de Cabot met tout près d'une journée avant d'atteindre le lac Saint-Pierre.

La répercussion des ondes de marée barotropes (ondes ne comportant pas de composante induite par des différences de densité du fluide) sur la pente abrupte, qui marque l'extrémité du chenal Laurentien près de Tadoussac, provoque des marées internes qui se propagent vers le golfe (Therriault et Lacroix, 1976). Les ondes internes semi-diurnes M2 (période de 12,42 h) ont une longueur d'onde de l'ordre de 60 km et sont du type Poincaré, alors que les ondes diurnes K1 (période de 23,93 h) sont du type Kelvin (Koutitonsky et Bugden, 1991).

Outre les fluctuations de niveaux d'eau, les marées d'origine astronomique produisent des courants horizontaux d'amplitude plus ou moins forte. En milieu océanique, où l'on retrouve des profondeurs d'eau de plusieurs milliers de mètres, ces courants ne sont que de quelques centimètres par seconde. En milieu côtier, cependant, ces mêmes marées produisent des courants beaucoup plus importants, qui peuvent atteindre 3 m/s dans la région de Québec.

Dans le golfe, les différents auteurs s'accordent pour dire que les marées engendrent des courants horizontaux de l'ordre de 0,15 à 0,20 m/s (Farquharson, 1970; Godin, 1979). Dans les passes et les détroits, ces courants atteignent

0,50 m/s. Des simulations effectuées à l'aide de modèles mathématiques donnent des valeurs de l'ordre de 0,25 m/s ou moins pour l'estuaire maritime, sauf dans la région de Tadoussac où elles atteignent 1,0 m/s (El-Sabh et Murty, 1990).

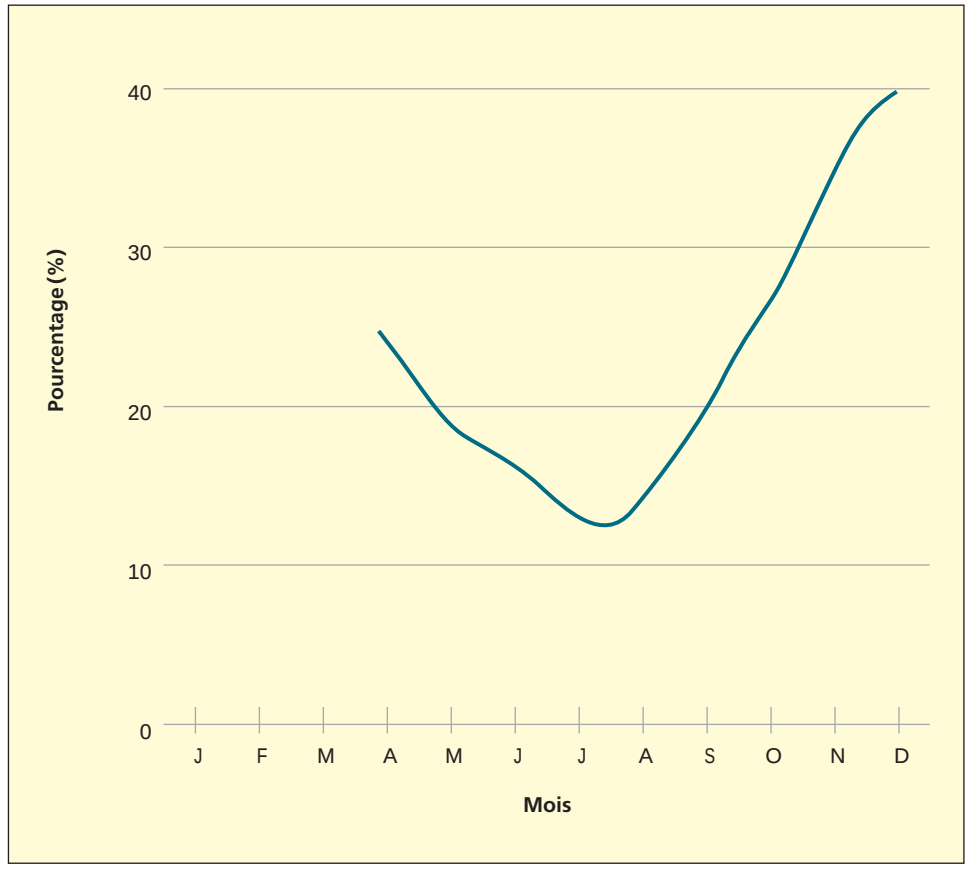
Produites par l'action directe du vent à la surface d'une masse d'eau, les vagues, que l'on nomme également houles éoliennes, sont déterminées par trois facteurs principaux : l'intensité (vitesse) du vent, sa durée dans une direction fixe et le fetch (distance sans obstacle) sur lequel il peut souffler. Connaissant ces trois éléments, il est possible de calculer à l'aide de méthodes empiriques et semi-empiriques la hauteur particulière (moyenne du tiers supérieur) des vagues qui seront engendrées et, à l'aide de méthodes statistiques, la période de récurrence de ces vagues (Wiegel, 1964; Bascom, 1980).

À cause de ses dimensions gigantesques et des systèmes météorologiques qui l'influencent, le golfe du Saint-Laurent est un plan d'eau où l'on peut rencontrer des vagues de bonnes dimensions. La hauteur significative des vagues que l'on peut observer est fonction des conditions atmosphériques locales et régionales, de la position de l'observateur et de la période de l'année. Ainsi, selon les cartes climatologiques du Saint-Laurent (Vigeant, 1984), la région des Îles-de-la-Madeleine compte parmi celles où l'on retrouve les pourcentages mensuels de récurrence de vagues supérieures à 2 m les plus élevés de tout le golfe, et ce, pour toute la période où ce dernier est libre de glace (Vigeant, 1984). Comme le montre la figure 1.24, ces pourcentages se maintiennent toujours au-dessus de 12 p. 100, les plus élevés étant obtenus pour les mois d'octobre à décembre (30 à 40 p. 100) et les plus faibles en juin et juillet (< 15 p. 100).

Différents auteurs ont travaillé sur le régime des vagues du golfe du Saint-Laurent afin d'élaborer des modèles permettant de calculer la hauteur et la récurrence des vagues caractéristiques (Quon *et al.*, 1965; Ploeg et Ashe, 1971; Ouellet et Llamas, 1979). Ces différentes études montrent que l'on est susceptible de rencontrer des vagues de 2 m entre 5 et 40 p. 100 du temps, selon la période de l'année (eau libre) et le lieu où l'on se situe. Une fois par année, des vagues de l'ordre de 5 m peuvent être observées, alors que des tempêtes exceptionnelles peuvent induire des vagues atteignant 7 m.

Il va sans dire qu'un tel régime de vagues constitue un péril pour la navigation en haute mer. Des tempêtes violentes sont enregistrées en novembre et en décembre. Celles-ci se produisent lorsque les températures de l'air sont souvent sous le point de congélation, ce qui crée un danger supplémentaire, puisque les paquets de mer qui frappent alors la proue des navires causent un englacement rapide de leurs superstructures. Ainsi surchargés dans les hauts

FIGURE 1.24
Pourcentages de récurrence des vagues de plus de 2 m dans la région des Îles-de-la-Madeleine



Source : Vigeant, 1984.

(partie émergée) par le poids supplémentaire de la glace, ces navires sont moins stables et plus susceptibles de chavirer. Malheureusement, l'histoire de la Gaspésie et des provinces atlantiques ne manque pas d'exemples pour illustrer cette situation, puisque de nombreux navires ont sombré dans de telles circonstances.

Les ondes de tempête ne sont pas qu'un péril pour les navigateurs; elles ont aussi beaucoup d'influence sur les processus d'érosion littorale et sur le transport sédimentaire. Une seule tempête de forte amplitude peut avoir plus d'impact sur une forme sédimentaire (dune, flèche sableuse, tombolo) que des mois de conditions moyennes, parce que l'action des vagues qu'elle engendre s'effectue à un niveau souvent très supérieur aux niveaux normaux de la mer, à la suite de l'accumulation d'eau associée généralement à de telles tempêtes (Lepage et Lucotte, 1986; Lepage et Savard, 1992). Les courants littoraux associés à ces événements de tempêtes causent alors la remise en suspension des sédiments fins et même, à l'occasion, des sables, pour les transporter sur de grandes distances.

Les vents engendrent des vagues qui à la longue produisent une élévation du niveau moyen du plan d'eau. Cette élévation est appelée onde de tempête.

Ainsi, l'action des vagues induites par le vent est d'autant plus destructrice qu'elle s'attaque à une portion du littoral qui n'est habituellement pas en contact avec l'eau.

Lorsqu'on remonte le Saint-Laurent à partir de l'île d'Anticosti, la hauteur moyenne des vagues diminue graduellement puisque le rétrécissement de l'estuaire à partir de Pointe-des-Monts réduit le fetch des quadrants nord-ouest et sud-est. Seuls les vents qui sont orientés dans l'axe longitudinal de l'estuaire, c'est-à-dire nord-est–sud-ouest, peuvent souffler sur des distances de plusieurs centaines de kilomètres et ainsi engendrer des vagues de forte amplitude. Dans l'estuaire fluvial, la remontée des eaux de fond et la force des courants, notamment dans les secteurs de Petite-Rivière-Saint-François et de Québec, contribuent à la formation de vagues courtes et en forme de «dents de scie» lorsque le vent est contraire à ces courants. Ce type de vague est particulièrement incommodant pour les petites embarcations.

1.2.2.2 Circulation des masses d'eau et fronts internes

Le golfe du Saint-Laurent forme une véritable entité au point de vue des processus océanographiques qu'on peut y observer. La rencontre de masses d'eau provenant du continent et de l'océan Atlantique induit, dans ce bassin de grandes dimensions, des phénomènes d'une grande complexité influencés par des facteurs aussi divers que le vent, la marée, les variations de pression atmosphérique, les débits fluviaux, les gradients de densité, la rotation de la terre (effet de Coriolis) et la topographie du bassin. Ces divers phénomènes se produisent avec une variabilité spatio-temporelle allant d'un grain très fin (turbulence, micro-structure, vagues) à une échelle saisonnière et interannuelle (débit, glace, thermocline), en passant par la méso-échelle (marée, mouvement inertiel, tempêtes) et l'échelle synoptique (gyres, courants frontaux géostrophiques). À cela, il faut ajouter les phénomènes se produisant à l'échelle séculaire (réchauffement global, élévation du niveau de la mer) qui peuvent avoir des répercussions non négligeables dans un bassin comme celui du golfe du Saint-Laurent (Lapel, 1989).

Koutitonsky et Bugden (1991) ont effectué une excellente revue de ces phénomènes, avec un accent sur la variabilité synoptique (de quelques jours à quelques mois) de la circulation des masses d'eau. Selon ces auteurs, la réaction du golfe du Saint-Laurent aux différentes forces qui l'influencent s'effectue à la manière d'un estuaire avec un écoulement superficiel d'eau de faible densité et une pénétration des eaux de l'Atlantique en profondeur.

Les eaux fluviales du Saint-Laurent ont tendance à s'écouler par le côté sud de l'estuaire maritime et pénètrent dans le golfe du Saint-Laurent par le chenal Laurentien. Quant aux eaux de l'Atlantique, elles y pénètrent en

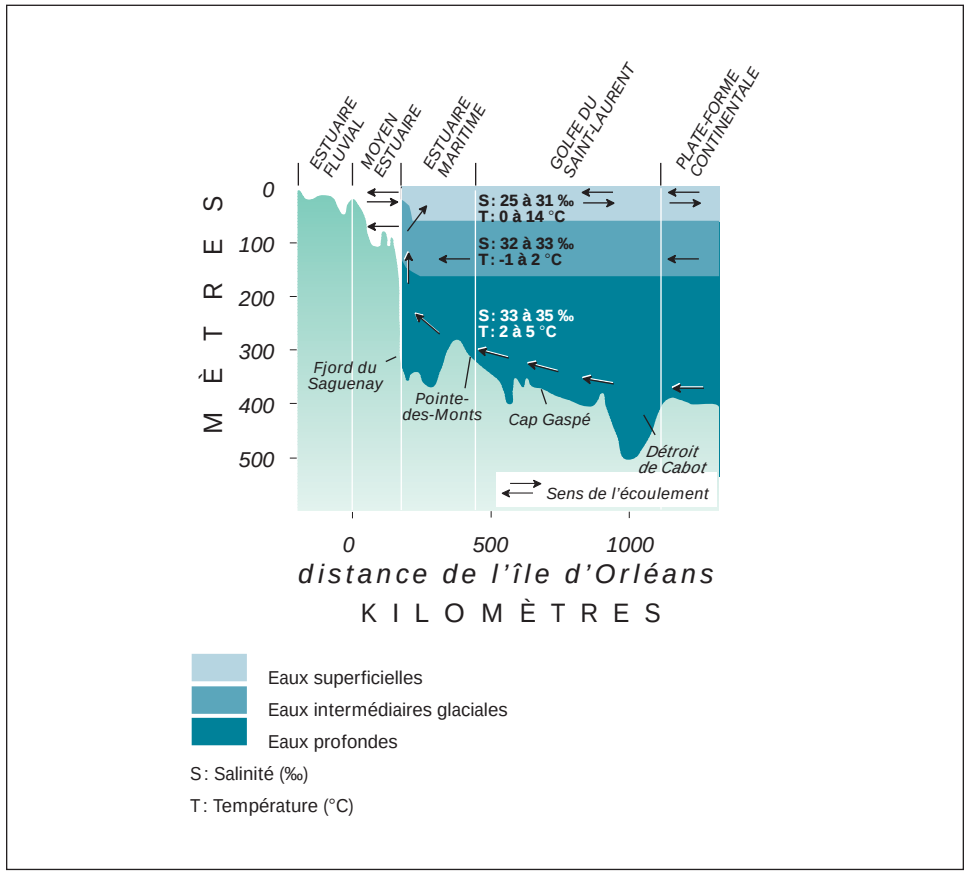
profondeur par le détroit de Cabot et à profondeur intermédiaire par le détroit de Belle-Isle (eaux froides du Labrador et de l'Atlantique Nord). Les masses d'eau du golfe sont hautement stratifiées, et l'on retrouve en permanence une couche de surface froide (–1 à 2 °C) et salée (32 à 33 p. 1000) de 60 à 125 m d'épaisseur, qui repose sur une couche plus chaude (2 à 5 °C) et légèrement plus salée (33 à 35 p. 1000) de 200 à 400 m d'épaisseur (figure 1.25).

La structure de la thermocline (fort gradient vertical de température) varie de façon saisonnière, et le réchauffement estival des eaux de surface induit la formation d'une couche superficielle pouvant atteindre une trentaine de mètres d'épaisseur et dont la salinité varie entre 27 et 32 p. 1000 (Koutitonsky et Bugden, 1991). Les eaux de cette couche atteignent une température maximale de 18 °C dans le détroit de Northumberland et de 12 °C dans le détroit de Belle-Isle (figure 1.26). La variation saisonnière des températures et des salinités de surface du golfe a été étudiée par différents auteurs à partir d'une dizaine de milliers de mesures effectuées entre 1860 et 1982 (Weiler et Keeley, 1980; Bugden *et al.*, 1982; Vigeant, 1987). Le schéma général de la variation obtenu à partir de ces travaux est présenté aux figures 1.26 et 1.27.

Les variables météorologiques offrent une source d'énergie cinétique (énergie qu'acquiert un corps mis en mouvement par l'action d'une force extérieure quelconque) très importante pour le golfe du Saint-Laurent. Les vents et les variations de la pression atmosphérique à grande échelle jouent un rôle déterminant sur la circulation des masses d'eau. De décembre à avril, les vents dominants proviennent du nord et du nord-ouest et sont associés à un centre de basse pression situé au-dessus de l'océan Atlantique. De juin à octobre, des vents plus faibles soufflent du nord-est dans la portion nord-ouest du golfe et de l'estuaire, alors qu'ils sont du sud-ouest dans la portion sud du golfe, ce qui induit un mouvement à tendance cyclonique (anti-horaire) dans les eaux de surface.

La circulation dans le golfe et l'estuaire maritime du Saint-Laurent est de type estuarien, où les courants de densité sont forcés par l'écoulement des eaux douces et influencés par les conditions atmosphériques. Ces courants interagissent avec la topographie du bassin et sont modifiés par la force de Coriolis (Koutitonsky et Bugden, 1991). À ces courants de densité, s'ajoutent les courants causés par les marées astronomiques. Ces courants de marée produisent des zones de mélange intense dans le détroit de Belle-Isle, autour des îles de la Madeleine, dans le secteur ouest du détroit de Jacques-Cartier, dans le détroit de Northumberland ainsi qu'à la tête de l'estuaire maritime.

FIGURE 1.25
Stratification des eaux dans le golfe



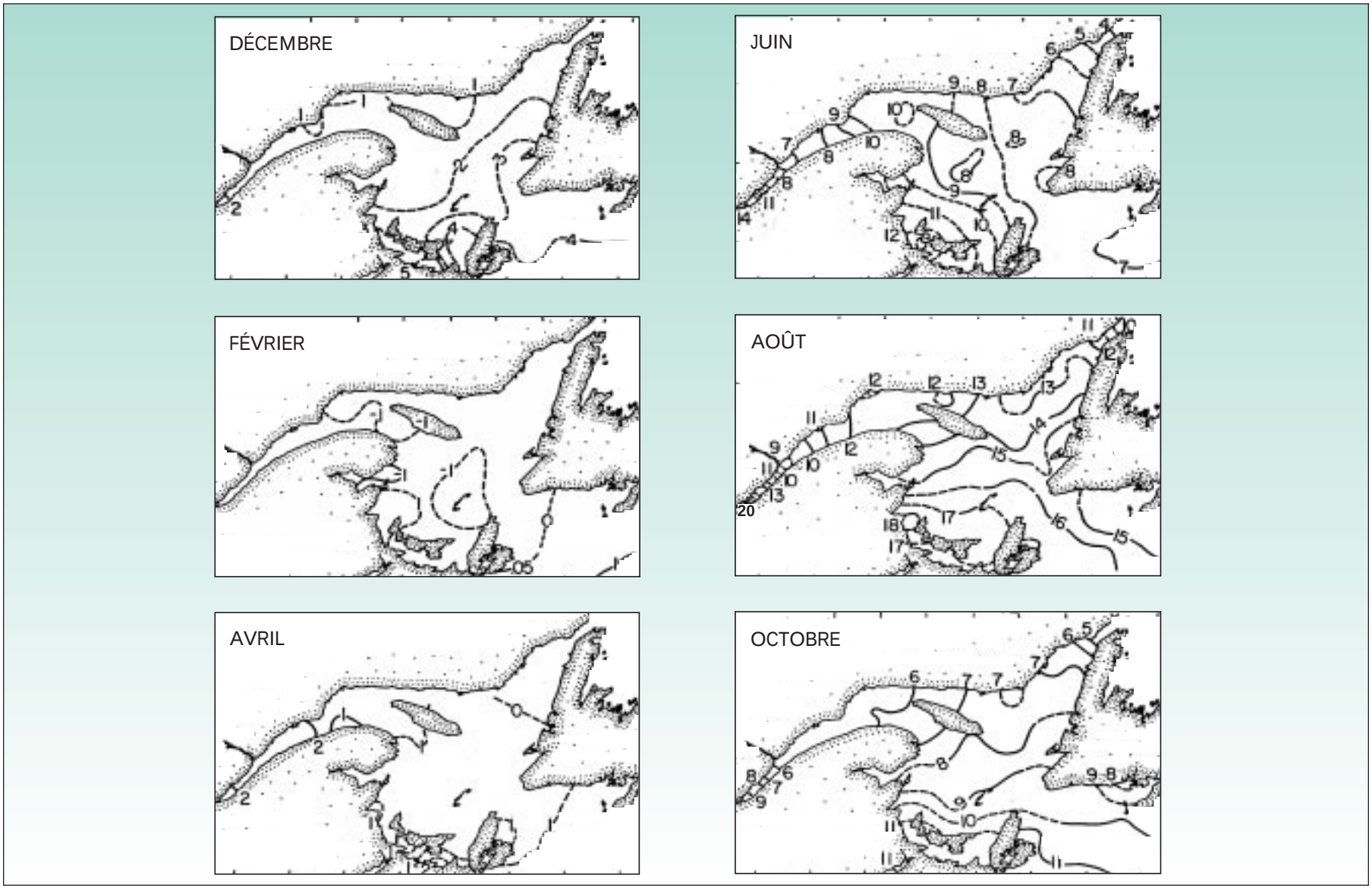
Sources : CSL et Université Laval, 1991b, adapté de Brunel, 1970.

Bien que des mesures de courant n'aient jamais été réalisées à ce jour de manière simultanée pour l'ensemble du golfe, quelques auteurs ont illustré la circulation des eaux de surface dans ce bassin à partir des données recueillies sur plusieurs décennies (Trites, 1972) et à partir de calculs géostrophiques (El-Sabh, 1976). La seule différence marquée entre les images obtenues par ces deux méthodes est la présence de plusieurs gyres (mouvements tourbillonnaires) atteignant 20 à 100 km de diamètre avec les calculs géostrophiques. Selon Koutitonsky et Bugden (1991), ces gyres sont des phénomènes qui ne persisteraient que durant quelques jours. Cependant, ces gyres se reformeraient sans cesse.

L'une des caractéristiques majeures du schéma de circulation des eaux du golfe du Saint-Laurent est le courant de Gaspé, courant qui prend naissance à la tête de l'estuaire maritime et qui longe la côte gaspésienne jusqu'au cap Gaspé avant d'aller s'affaiblir sur le plateau de la Madeleine (figure 1.28). Découvert en 1895 par Dawson (1913), ce jet côtier baroclinique (comportant une composante de vitesse induite par des différences de densité du fluide) est forcé par l'écoulement des eaux de l'estuaire du Saint-Laurent vers le golfe. Atteignant une vitesse maximale de 1,0 m/s le long de la péninsule gaspésienne, le courant de Gaspé est perceptible sur une largeur de 15 à 20 km et une profondeur de

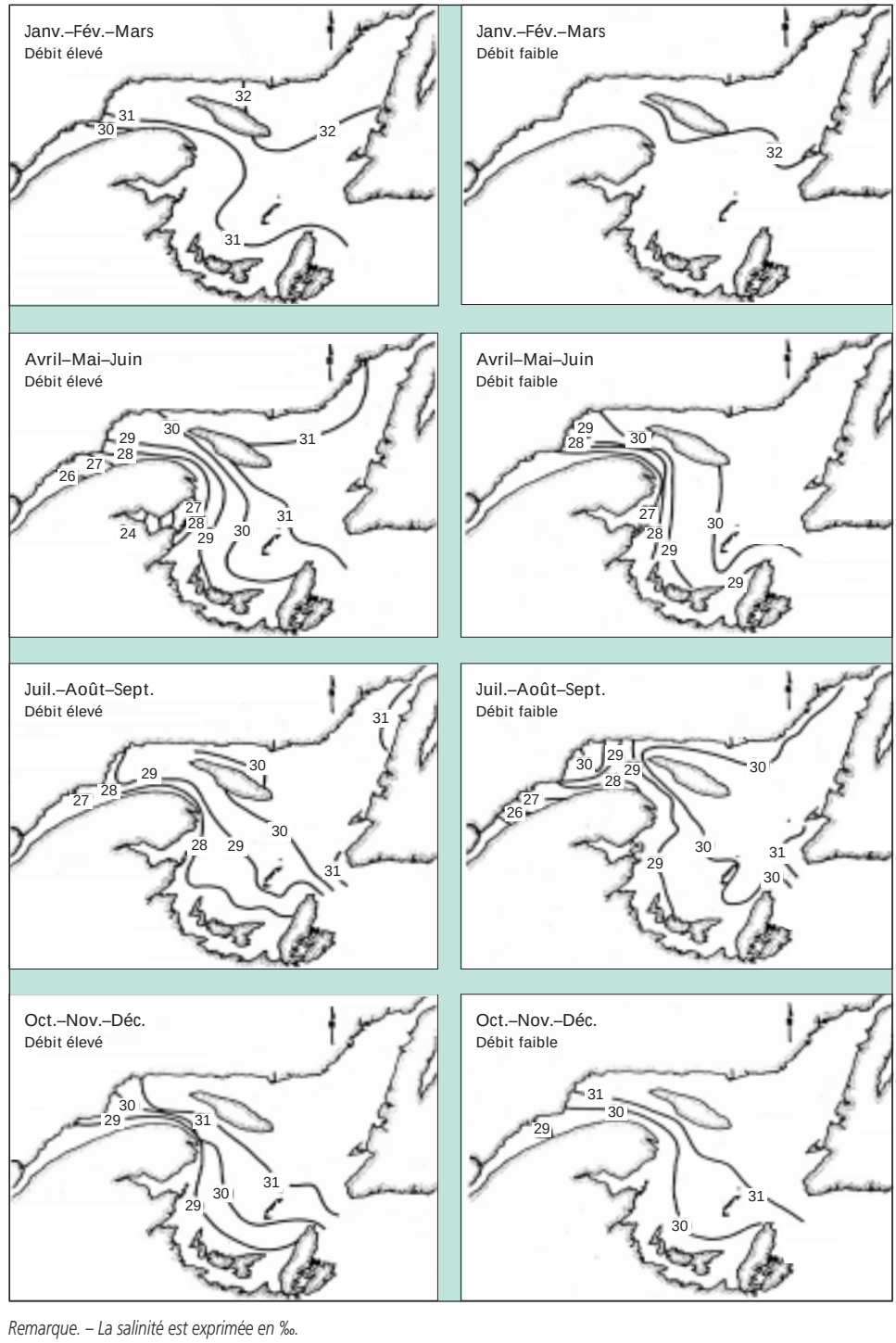
FIGURE 1.26

Variations saisonnières des températures des eaux de surface



Remarque. – Les températures sont exprimées en degrés Celsius.
Sources : Koutitonsky et Bugden, 1991, à partir des données de Vigeant, 1987.

FIGURE 1.27
Variations saisonnières des salinités des eaux de surface

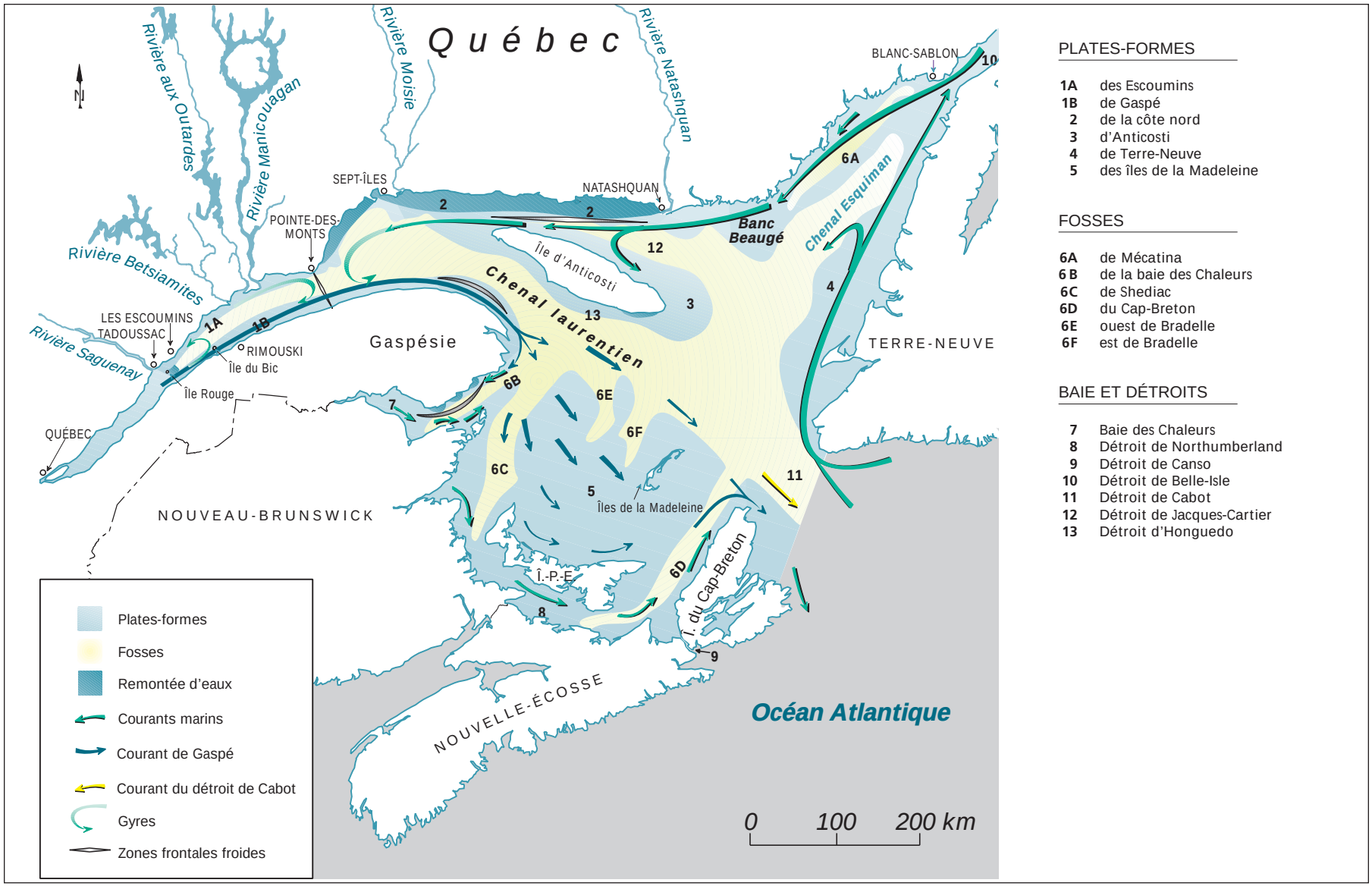


Remarque. – La salinité est exprimée en ‰.
Sources : Koutitonsky et Bugden, 1991, à partir des données de Bugden et al., *1982.*

40 à 50 m (Tang et Bennet, 1981). Il est périodiquement affecté par des phénomènes d'instabilité qui ont été récemment documentés avec l'avènement de l'imagerie satellite et de la modélisation mathématique (Tang, 1980; Mertz *et al.*, 1988; Mertz et El-Sabh, 1989a, 1989b; Ingram et El-Sabh, 1990). Les coups de vent qui affectent le Bas-Saint-Laurent et la péninsule gaspésienne seraient l'un des mécanismes générateurs de ces instabilités.

FIGURE 1.28

Circulation typique des eaux de surface dans le golfe durant l'été



PLATES-FORMES

1A	des Escoumins
1B	de Gaspé
2	de la côte nord
3	d'Anticosti
4	de Terre-Neuve
5	des îles de la Madeleine

FOSSES

6A	de Mécatina
6B	de la baie des Chaleurs
6C	de Shediac
6D	du Cap-Breton
6E	ouest de Bradelle
6F	est de Bradelle

BAIE ET DÉTROITS

7	Baie des Chaleurs
8	Détroit de Northumberland
9	Détroit de Canso
10	Détroit de Belle-Isle
11	Détroit de Cabot
12	Détroit de Jacques-Cartier
13	Détroit d'Honguedo

Source : CSL et Université Laval, 1991b.

Sur la figure 1.28, on peut noter le sens de rotation cyclonique des eaux du golfe et l'échange de type estuarien qui s'effectue dans les détroits de Cabot et de Belle-Isle. Ce type d'échange implique l'évacuation des eaux de plus faible densité en surface et du côté droit du passage, alors que l'intrusion des eaux plus denses s'effectue du côté gauche et en profondeur. Comme on l'a mentionné précédemment, de grandes gyres sont observables régulièrement entre Pointe-des-Monts et la pointe ouest de l'île d'Anticosti (gyre cyclonique) et dans l'estuaire maritime, entre Rimouski et Pointe-des-Monts (gyre anticyclonique) et entre les Escoumins et Rimouski (gyre cyclonique). Ces gyres, engendrées par le régime des vents soufflant sur la région, donneraient naissance à des courants transversaux dirigés vers le nord, à la hauteur de l'île du Bic et vers le sud à Pointe-des-Monts (El-Sabh, 1979; Ingram et El-Sabh, 1990; CSL et Université Laval, 1991b).

Bugden (1981) a calculé les échanges de volumes d'eau, de sel et de chaleur entre les différentes régions du golfe du Saint-Laurent. Les calculs effectués montrent que 80 p. 100 de l'eau transportée dans les premiers 50 m du courant de Gaspé originent de la couche intermédiaire (50 à 100 m), dont 71 p. 100 proviennent de la région nord-ouest du golfe, et 9 p. 100, de l'estuaire maritime. Des 20 p. 100 résiduels, 17 p. 100 proviennent d'une recirculation des eaux de surface des régions adjacentes du golfe, et 3 p. 100 sont fournis par le débit d'eau douce du Saint-Laurent. Selon ces mêmes travaux, il n'y aurait pas de recirculation importante des eaux du plateau de la Madeleine vers la portion nord-est du golfe. Trites (1972) a estimé, quant à lui, que le temps de séjour des eaux douces dans le golfe du Saint-Laurent était de l'ordre de six à huit mois.

La limite amont de l'estuaire maritime du Saint-Laurent offre un grand intérêt au point de vue des processus océanographiques qui s'y déroulent. Ce secteur de l'estuaire est marqué par la fin du chenal Laurentien où les profondeurs décroissent rapidement entre Les Escoumins et Tadoussac. Le relief sous-marin favorise la remontée des eaux froides de la couche intermédiaire, eaux riches en substances nutritives et en organismes planctoniques (Ingram, 1975; Therriault et Lacroix, 1976; Greisman et Ingram, 1977; Reid, 1977). Des marées internes sont produites à la pycnocline (fort gradient vertical de densité) durant ce processus. Des fronts (forts gradients horizontaux de densité) ont également été observés lorsque la mer était près de l'étale de marée haute (Ingram, 1976, 1985).

Les puissants courants de marée que l'on observe à la hauteur de Tadoussac forcent le mélange des eaux de remontée avec celles du Saint-Laurent et du Saguenay. Cette situation résulte en une masse d'eau de surface froide et dense que l'on retrouve de façon quasi permanente à la tête de l'estuaire maritime.

Cependant, le taux de mélange des eaux de ce secteur varie de façon notable en fonction du débit fluvial, des fluctuations semi-mensuelles de marée et des vents synoptiques et de processus encore mal identifiés (Koutitonsky et Bugden, 1991; Lebel *et al.*, 1983).

1.2.2.3 Manteau glaciel

Les glaces qui recouvrent les plans d'eau durant la saison hivernale influencent de façon importante les processus océanographiques physiques et biologiques qui s'y déroulent. Par exemple, les échanges énergétiques entre l'atmosphère et les eaux de surface sont singulièrement affectés par la glace, et l'on observe des modifications importantes des échanges horizontaux et verticaux dans la masse d'eau, ce qui influence en retour le transport des substances nutritives et des organismes planctoniques. De plus, l'opacité de la glace et surtout de la neige qui la recouvre diminue la quantité de lumière qui atteint l'eau, ce qui limite la production planctonique hivernale.

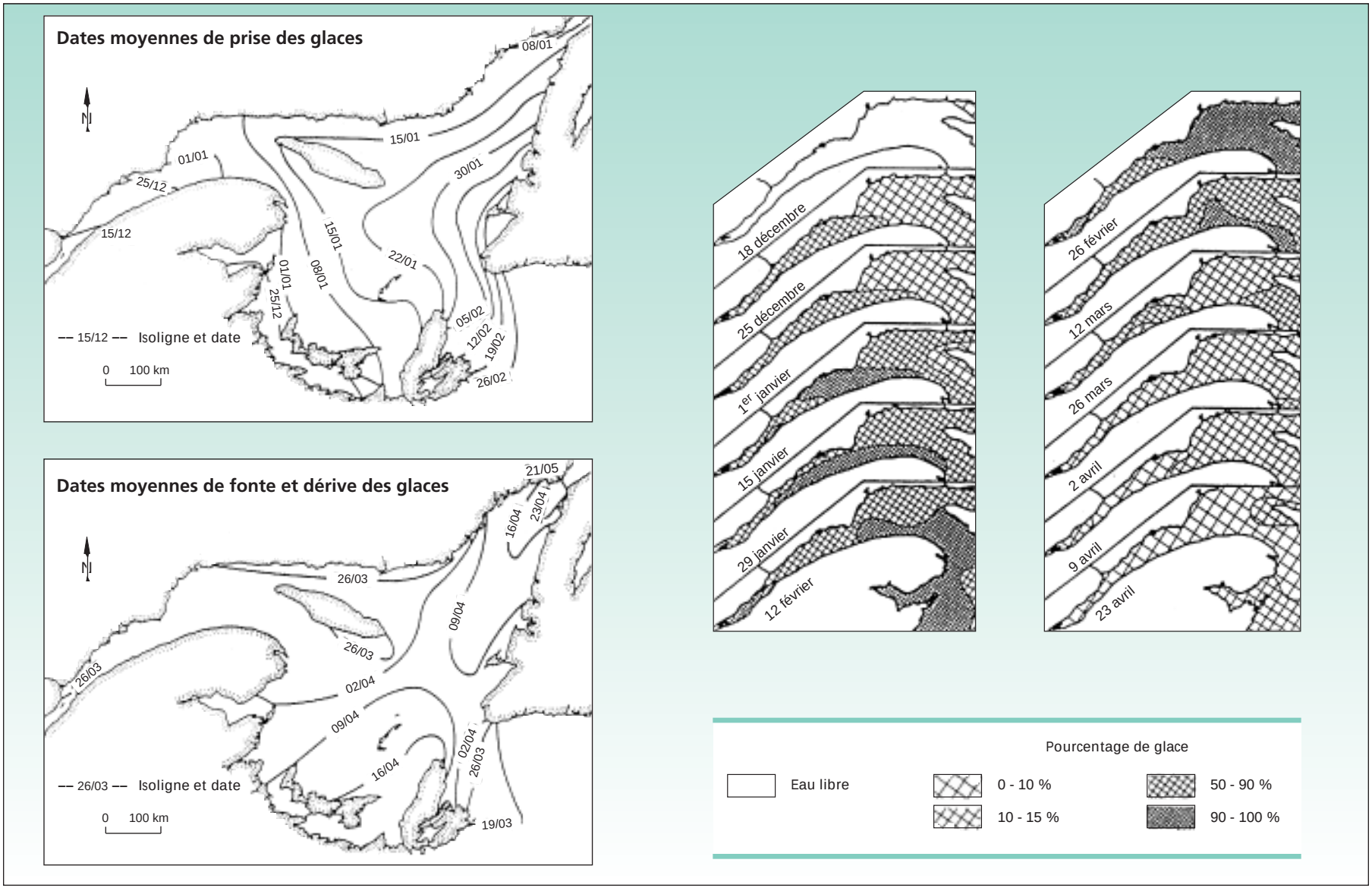
Le régime des glaces du Saint-Laurent a donc été abondamment étudié au cours des récentes décennies (Forward, 1954; Brochu, 1960; Matheson, 1967; Forrester et Vandal, 1968; Ingram *et al.*, 1969; Farmer *et al.*, 1970; Black, 1972; Michel et Bérenger, 1972; Markham, 1973; Pounder *et al.*, 1973; Michel, 1976; Campbell *et al.*, 1977). Ces différents travaux de recherche ont démontré la grande variabilité interannuelle du régime des glaces dans le golfe et l'estuaire (Koutitonsky et Bugden, 1991). La formation des glaces, leur type, leur dérive et leur dispersion sont fonction de variables météorologiques (température de l'air, vitesse et direction du vent) et océanographiques (vitesse et direction des courants de surface, convection dans la couche de surface) de nature stochastique (aléatoires, imprévisibles).

Le concept d'«hiver glaciologique», défini à partir de courbes de degrés-jours de gel, est utilisé pour déterminer les dates moyennes de formation et de fonte d'un couvert de glace (Michel et Bérenger, 1972). Dans le cas de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent, ces dates ne donnent qu'une indication des conditions probables auxquelles on doit s'attendre en hiver. En effet, la variation interannuelle des conditions climatiques et hydrologiques est telle que le golfe, à une date donnée, peut être soit complètement englacé, soit complètement libre de glace (Markham, 1973).

Quoi qu'il en soit, la figure 1.29, tirée de Koutitonsky et Bugden (1991), montre les dates moyennes de formation et de fonte du couvert de glace selon Environnement Canada (Centre de prévisions des glaces). Cette figure révèle que le couvert de glace se forme généralement dans l'estuaire maritime et le secteur sud-ouest du golfe pour progresser ensuite en direction est vers le détroit de Cabot. Dans ce dernier, la glace se forme avec un décalage d'environ deux

FIGURE 1.29

Dates moyennes de formation et de fonte de la glace dans le golfe et l'estuaire maritime



Sources : Koutitonsky et Bugden, 1991; Markham, 1980.

mois par rapport à la tête de l'estuaire maritime. À la fin de l'hiver, la fonte des glaces débute dans le détroit de Cabot, à la tête de l'estuaire maritime et le long de la Basse-Côte-Nord (fin mars). La fonte progresse ensuite vers le centre et le nord du golfe, libérant le détroit de Belle-Isle vers la troisième semaine du mois de mai.

La glace du golfe du Saint-Laurent atteint une épaisseur moyenne de l'ordre de 0,30 à 0,50 m, avec des valeurs maximales de 0,75 à 0,90 m (Campbell *et al.*, 1977). Cette glace joue un rôle important dans la dynamique sédimentaire en protégeant les côtes de l'action abrasive des vagues (voir la sous-section 1.2.2.4). Au printemps, les glaçons servent de véhicule pour le transport des sédiments de l'estuaire vers le golfe, en plus de causer l'érosion des sédiments superficiels des zones intertidales ou des hauts-fonds au moment où ils sont entraînés par les hautes marées.

1.2.2.4 Transport sédimentaire

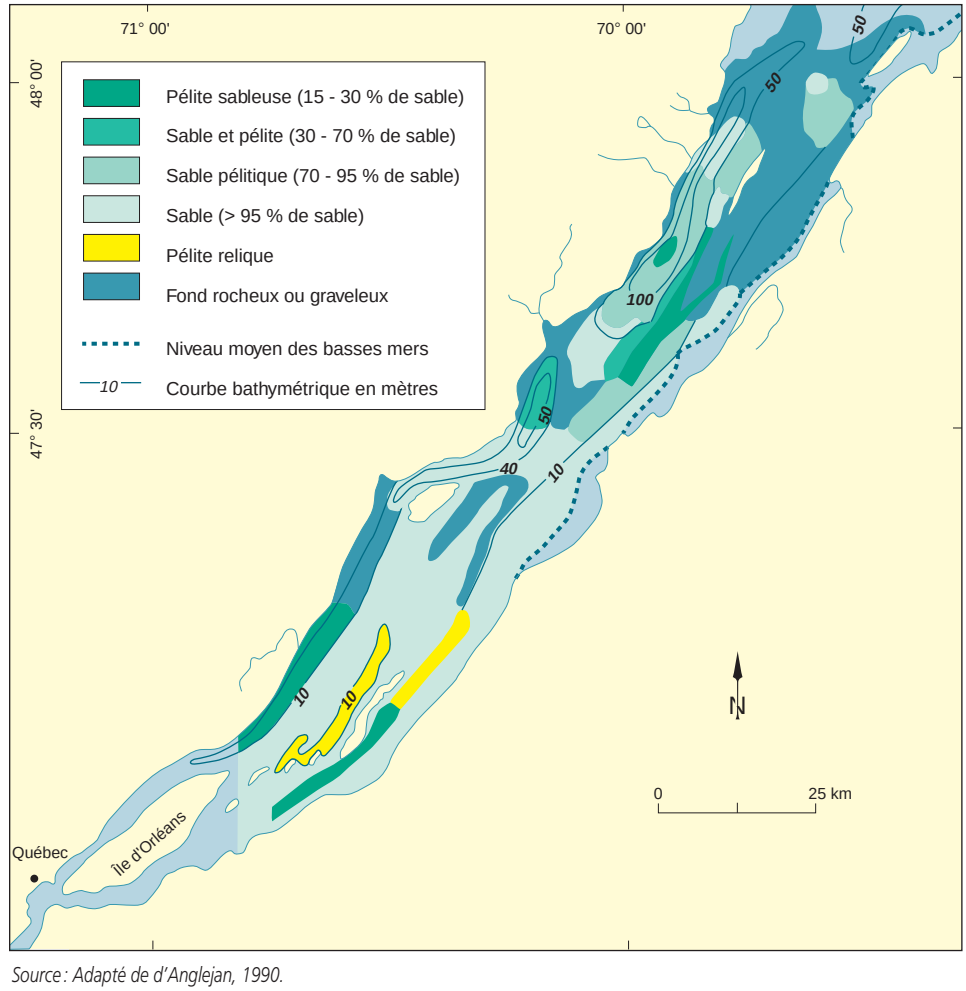
Comme on l'a mentionné à la sous-section 1.2.1.4, la majorité des études effectuées à ce jour sur les processus sédimentaires de l'estuaire du Saint-Laurent n'aborde que des aspects locaux ou régionaux. Il est cependant possible de trouver des synthèses récentes couvrant la dynamique estuarienne depuis l'île d'Orléans jusqu'au golfe dans les travaux de d'Anglejan (1990) et de Drapeau (1990).

Les principales variables à considérer dans la dynamique sédimentaire littorale du moyen estuaire et de l'estuaire maritime du Saint-Laurent sont les marées, les vagues et les glaces, variables dont l'influence relative est fonction du temps et de l'espace. À cela, il faut ajouter les haltes migratoires des oies dans le secteur du cap Tourmente et les modifications hydrologiques de certains tributaires de la Côte-Nord à des fins hydroélectriques, modifications qui ont influencé le bilan sédimentaire à l'échelle régionale (Drapeau, 1990).

Lorsqu'on progresse de l'île d'Orléans vers Pointe-des-Monts, la hauteur des marées diminue, alors qu'à l'inverse, la hauteur des vagues augmente (voir la sous-section 1.2.2.1). La dynamique littorale est donc dominée par les marées à la tête du moyen estuaire, là où se trouvent de nombreux marais intertidaux, et par les vagues à l'embouchure de l'estuaire maritime, là où se trouvent des plages sableuses. Tout au long de l'estuaire, la combinaison des deux facteurs produit un environnement typique du Saint-Laurent avec des sédiments moins bien classés et plus disséminés que dans les estuaires soumis à des marées plus faibles (Drapeau, 1990, 1992).

La figure 1.30 montre la distribution des dépôts sédimentaires de surface du moyen estuaire et la figure 1.31 inclut l'estuaire maritime et le golfe (voir aussi Loring et Nota, 1973). Selon les conditions actuelles d'écoulement

FIGURE 1.30
Distribution des sédiments de surface dans le moyen estuaire



Source : Adapté de d'Anglejan, 1990.

du Saint-Laurent, l'apport de sédiments ne forme qu'un dépôt mineur dans le moyen estuaire, ne couvrant que 10 p. 100 de la surface du lit. La majeure portion des sédiments fins est par contre exportée vers l'estuaire maritime et le golfe (d'Anglejan, 1990). Les bassins protégés dans les différents ports du Saint-Laurent constituent souvent des secteurs de sédimentation. Ainsi, selon les études de Drapeau et Fortin (1978), de Fortin et Drapeau (1979), de d'Anglejan et Ingram (1982), de Ouellet et Sérodes (1984) et de Troude et Ouellet (1987), les ports de Berthier-sur-Mer, de l'île aux Coudres, de Gros-Cacouna, de Rivière-du-Loup, de Cap-à-l'Aigle, de Rimouski, de Matane et de Baie-Comeau sont tous des sites qui piègent suffisamment de sédiments pour que des activités de dragage récurrentes y soient requises. Entre 1983 et 1991, dans l'estuaire maritime et les secteurs portuaires du golfe du Saint-Laurent, 280 000 m^3 de sédiments ont été dragués annuellement au cours de programmes d'entretien (Olivier et Bérubé, 1993).

La zone de turbidité maximale du moyen estuaire est d'un grand intérêt sédimentologique. Le contact de l'eau douce avec l'eau salée entraîne la floculation (agglomération) des particules, et l'on retrouve dans cette zone des

FIGURE 1.31

Distribution des sédiments de surface dans l'estuaire maritime et le golfe



Source : Adapté de Ghanimé et al., *1990.*

concentrations de matières en suspension de l'ordre de 200 à 400 mg/L. En aval du bouchon turbide, les concentrations retombent rapidement et ne dépassent pas 5 mg/L à Rivière-du-Loup et 2 mg/L à la hauteur du Saguenay (Frenette et Verrette, 1976).

Les échanges sédimentaires entre les zones intertidales et les chenaux de plus grande profondeur sont importants dans le moyen estuaire. Des études réalisées aux deux extrémités de la zone de turbidité maximale montrent que l'intensité et la position du maximum de turbidité de cette zone sont intimement liées à ce type d'échange (d'Anglejan *et al.*, 1981; Lucotte et d'Anglejan, 1986). Dans cette région, la sédimentation sur les estrans du cap Tourmente, de la côte sud et des rivages des îles de l'archipel de Montmagny est favorisée en période estivale par la croissance de la végétation *(Scirpus americanus,* principalement) et la marée qui tend à ramener vers l'estran des sédiments fins accumulés au large en fin d'hiver.

À l'automne, lorsque les Grandes Oies des neiges en migration envahissent l'estran dans cette région pour y extraire les rhizomes de Scirpe dont elles se nourrissent, elles dégarnissent le marais de toute végétation aérienne. Une érosion massive des sédiments accumulés pendant l'été s'ensuit : on l'évalue à 4500 t par cycle de marée (Drapeau, 1990). Ces sédiments sont alors transportés vers l'amont et déposés dans le chenal de l'île d'Orléans pour être ensuite ramenés vers le cap Tourmente lors de la crue de printemps, ce qui complète le cycle sédimentaire annuel dans ce secteur. Un cycle analogue est observé sur tous les estrans que fréquentent les oies à cette période entre Saint-Vallier et L'Islet-sur-Mer.

Les principaux tributaires du Saint-Laurent en aval de Québec, les rivières Saguenay, Betsiamites, aux Outardes et Manicouagan, jouent un rôle de premier plan dans la dynamique sédimentaire littorale de l'estuaire maritime. Lorsqu'elles coulaient à l'état naturel, ces rivières apportaient beaucoup de sédiments dans le Saint-Laurent. Elles ont toutes été régularisées pour la production d'énergie hydroélectrique, et les effets à long terme de ces aménagements ne sont pas encore complètement connus.

La construction d'ouvrages régulateurs sur le parcours de la rivière Saguenay, à partir de 1926, a eu pour principale conséquence de tripler la valeur mensuelle du débit minimal enregistré au cours des mois d'hiver. Par contre, cette régularisation semble avoir eu peu d'effet sur la crue de printemps (Schafer *et al.*, 1990). Dans le cas de la rivière aux Outardes, la régularisation de cette dernière a résulté en une coupure complète de la crue printanière, le débit étant maintenant régularisé à 560 m^3/s, soit le cinquième du débit de crue

(2700 m^3/s). Même si les bancs de l'estuaire sont présentement érodés par les courants moyens qui sont supérieurs aux courants qui prévalaient en conditions naturelles, on considère que cette rivière représente aujourd'hui une perte plutôt qu'un apport sédimentaire (Long, 1983; Cataliotti-Valdina et Long, 1984; Hart et Long, 1990).

Les glaces qui se forment en début d'hiver protègent les berges dans les zones intertidales du Saint-Laurent. Sans la présence du couvert de glace, les rives de l'estuaire seraient en effet sévèrement érodées par l'action des vagues engendrées par les vents violents qui soufflent en hiver (Drapeau, 1990). À la fin de l'hiver, c'est l'opposé qui se produit, puisque les glaces qui dérivent lors de la débâcle servent d'agents de transport du matériel sédimentaire et érodent les zones intertidales et de faibles profondeurs.

Les travaux de Dionne (1981a, 1981b, 1984, 1985b, 1988b) et de Troude et Sérodes (1988) portent sur le rôle des glaces dans le bilan sédimentaire du moyen estuaire et de l'estuaire maritime. Ces travaux ont démontré que la dérive printanière des glaces, dans les régions soumises à l'action de la marée, causait un mouvement important de sédiments vers le golfe. Ainsi, pour le seul estran du cap Tourmente, les glaces exporteraient annuellement vers l'estuaire le quart des sédiments accumulés au cours de la période estivale, soit 50 000 t (Drapeau, 1990). Dionne (1984) a estimé que $3{,}4 \times 10^6$ t de sédiments étaient exportées par la glace. Pour le moyen estuaire, le même auteur a évalué que 10×10^6 t sont transportées par la glace, chiffre jugé beaucoup trop élevé par d'Anglejan (1990). Pour l'ensemble de l'estuaire, l'exportation de sédiments par les glaces est évaluée à plusieurs millions de tonnes (Dionne, 1981a).

La glace transporte également une impressionnante quantité de blocs et de roches de grandes dimensions. Dionne (1988b) a observé que des blocs ayant un poids de 15 à 20 t et mesurant plus de 2 m étaient couramment déplacés par la glace dans la région de Rimouski. Le plus gros bloc à avoir été déplacé mesurait plus de 7 m et pesait plus de 175 t. La majorité des blocs de la zone intertidale de la rive sud de l'estuaire sont d'origine précambrienne, ce qui signifie qu'ils ont été déplacés par la glace depuis la rive nord, puisque la rive sud du moyen estuaire et de l'estuaire maritime est constituée de roches sédimentaires d'origine appalachienne, alors que la rive nord est bordée par le Bouclier précambrien (Drapeau, 1990). La dérive et la fonte des glaces favoriseraient la concentration des blocs au niveau de la marée moyenne et dans la portion inférieure de la zone intertidale (Guilcher, 1981).

En plus de transporter du matériel sédimentaire, les glaces qui dérivent au printemps dans l'estuaire érodent les berges, notamment dans les marais

intertidaux où des sillons et des dépressions en forme de cuvettes sont observés (Dionne et Brodeur, 1988a, 1988b; Dionne, 1971, 1985a, 1988a). La profondeur des cicatrices glacielles dépasse rarement 0,50 m. Dans le golfe, l'empilement des glaces les unes sur les autres peut former des amoncellements de plusieurs mètres d'épaisseur. Ces derniers peuvent à l'occasion racler le fond et creuser des sillons assez profonds dans les sédiments superficiels. Des calculs effectués pour la côte nord-ouest des îles de la Madeleine montrent qu'il y a une faible probabilité (un cas en 180 ans) que des sillons de 4 m puissent être creusés dans une hauteur d'eau de 15 m (SNC inc., 1985). Des sillons de l'ordre du mètre sont cependant beaucoup plus fréquents.

1.3

Rivages

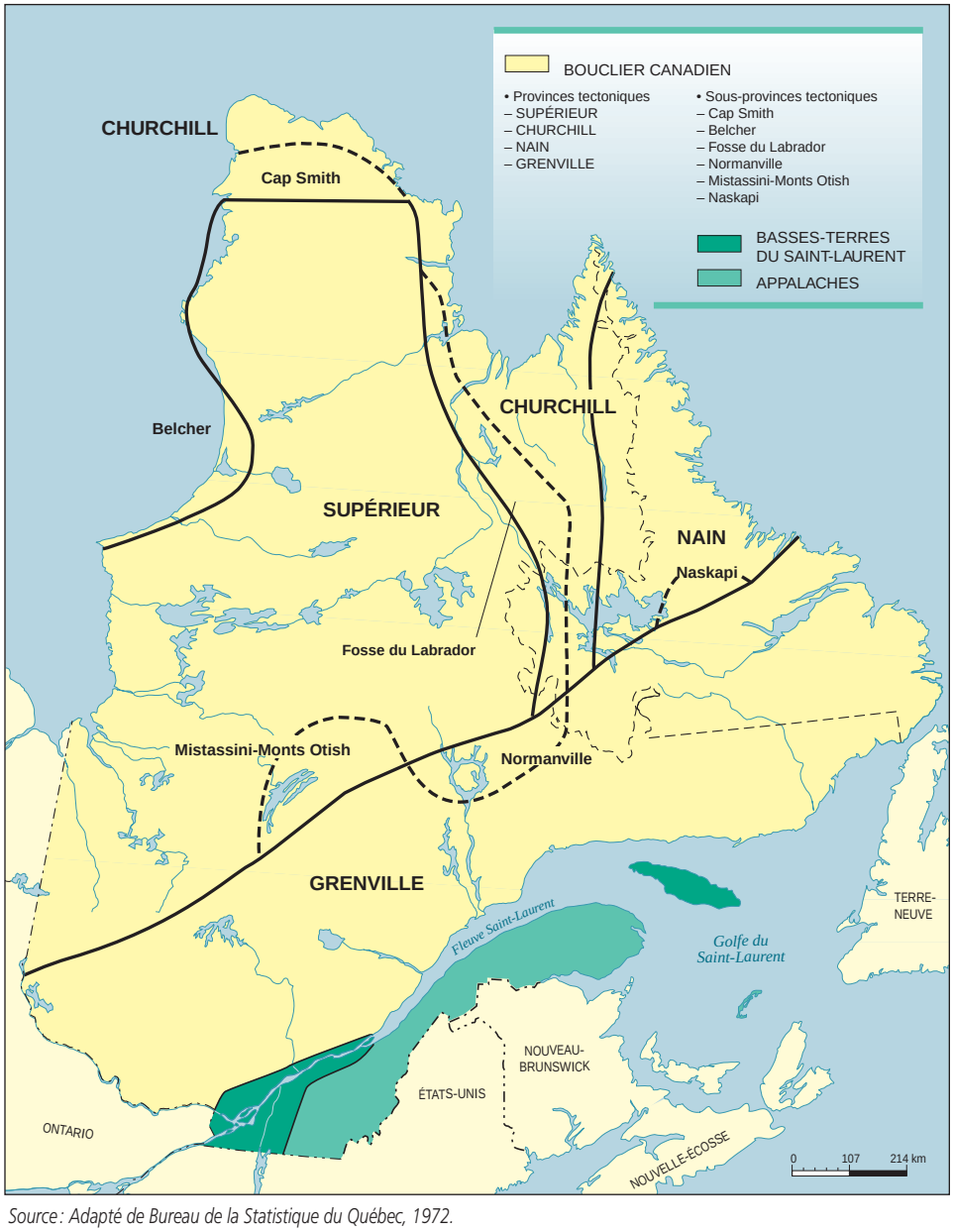
La morphologie des rives du Saint-Laurent est intimement liée au substrat géologique du Québec, lequel comprend trois unités distinctes : le Bouclier canadien, les Appalaches et les Basses-Terres du Saint-Laurent. La première formation couvre environ 92 p. 100 du territoire québécois, alors que les deux autres occupent respectivement un peu plus de 5 p. 100 et moins de 3 p. 100 de sa superficie.

Des quatre provinces tectoniques du Bouclier que l'on dénombre au Québec, c'est la province de Grenville, la plus jeune, qui occupe la bordure nord du Saint-Laurent en aval de Québec (figure 1.32). Cette formation rocheuse a acquis ses caractéristiques il y a environ 955 millions d'années, et ses couches géologiques ont subi beaucoup de métamorphisme (Landry et Mercier, 1983). On y retrouve des métasédiments (quartzites, calcaires cristallins, amphibolites et paragneiss), des métavolcaniques, des roches ignées (anorthosites, granites, diorites, syénites, gabbros), des orthogneiss et des pegmatites.

S'étendant depuis l'Estrie jusqu'au cap Gaspé, les Appalaches forment toute la péninsule gaspésienne et constituent la rive sud du Saint-Laurent en aval de Québec (figure 1.32). Elles sont formées de roches sédimentaires et volcaniques qui ont subi du métamorphisme durant le Paléozoïque (225 à 570 millions d'années), et leur évolution est considérée comme très complexe (Landry et Mercier, 1983).

Séparées des Appalaches par la faille Logan, les Basses-Terres du Saint-Laurent façonnent le paysage fluvial depuis les Grands Lacs jusqu'à l'île d'Orléans (figure 1.32). Formées de roches du Paléozoïque inférieur (Cambrien et Ordovicien – 450 à 570 millions d'années), elles reposent en discordance sur le socle précambrien et sont caractérisées par un dépôt horizontal de grès,

FIGURE 1.32
Les grandes divisions géologiques du Québec



Source : Adapté de Bureau de la Statistique du Québec, 1972.

calcaires, dolomies et shales atteignant 2900 m d'épaisseur entre Montréal et Québec (Landry et Mercier, 1983). Dans le golfe du Saint-Laurent, les îles de l'archipel de Mingan et l'île d'Anticosti sont constituées de roches sédimentaires du Paléozoïque semblables à celles des Basses-Terres.

Ainsi, un observateur qui se déplace de l'amont vers l'aval a le loisir d'observer plusieurs types de rivages selon qu'il se trouve dans un secteur du fleuve faisant partie intégrante des Basses-Terres du Saint-Laurent, du Bouclier canadien ou des Appalaches. Les caractéristiques du milieu ambiant (courants, marée, salinité de l'eau, nature du sol, végétation) sont également très importantes,

et ces dernières définissent des milieux riverains typiques de chacun des tronçons fluviaux et estuariens.

Depuis les Grands Lacs jusqu'au golfe, le Saint-Laurent offre quelque 4200 km de rivage, et sur cette distance on retrouvait, en 1980, 55 000 ha de milieux humides littoraux (CSL et Université Laval, 1991a). Quatre types de groupements végétaux, les herbaçaies aquatiques, les marais à Scirpe, les marais salés à Spartine et les herbaçaies salées, forment 85 p. 100 de la superficie totale des milieux humides du Saint-Laurent.

Les milieux humides du Saint-Laurent sont des zones très productives qui abritent une faune et une flore abondantes et diversifiées (voir la partie Biologie du présent ouvrage). Ces écosystèmes littoraux remplissent des fonctions environnementales essentielles. Ils jouent aussi un rôle de protection des berges en atténuant l'action érosive des courants et des vagues. Ils fournissent une alimentation abondante pour la flore et la faune en retenant les matières nutritives et les sédiments. Les millions de microorganismes qu'ils abritent par l'activité de filtration et de bioréduction qu'ils exercent en font de véritables stations d'épuration naturelles (Pelletier *et al.*, 1990; CSL et Université Laval, 1991a).

Entre 1945 et 1976, un peu plus de 3649 ha de milieux humides ont été perdus entre Cornwall et Matane à la suite d'interventions diverses (agriculture, remblais, industries, développements résidentiels, déblais, services) (Dryade, 1981). La destruction de ces milieux a des répercussions que l'on ne peut négliger, puisqu'elle entraîne généralement la disparition locale d'espèces fauniques et floristiques.

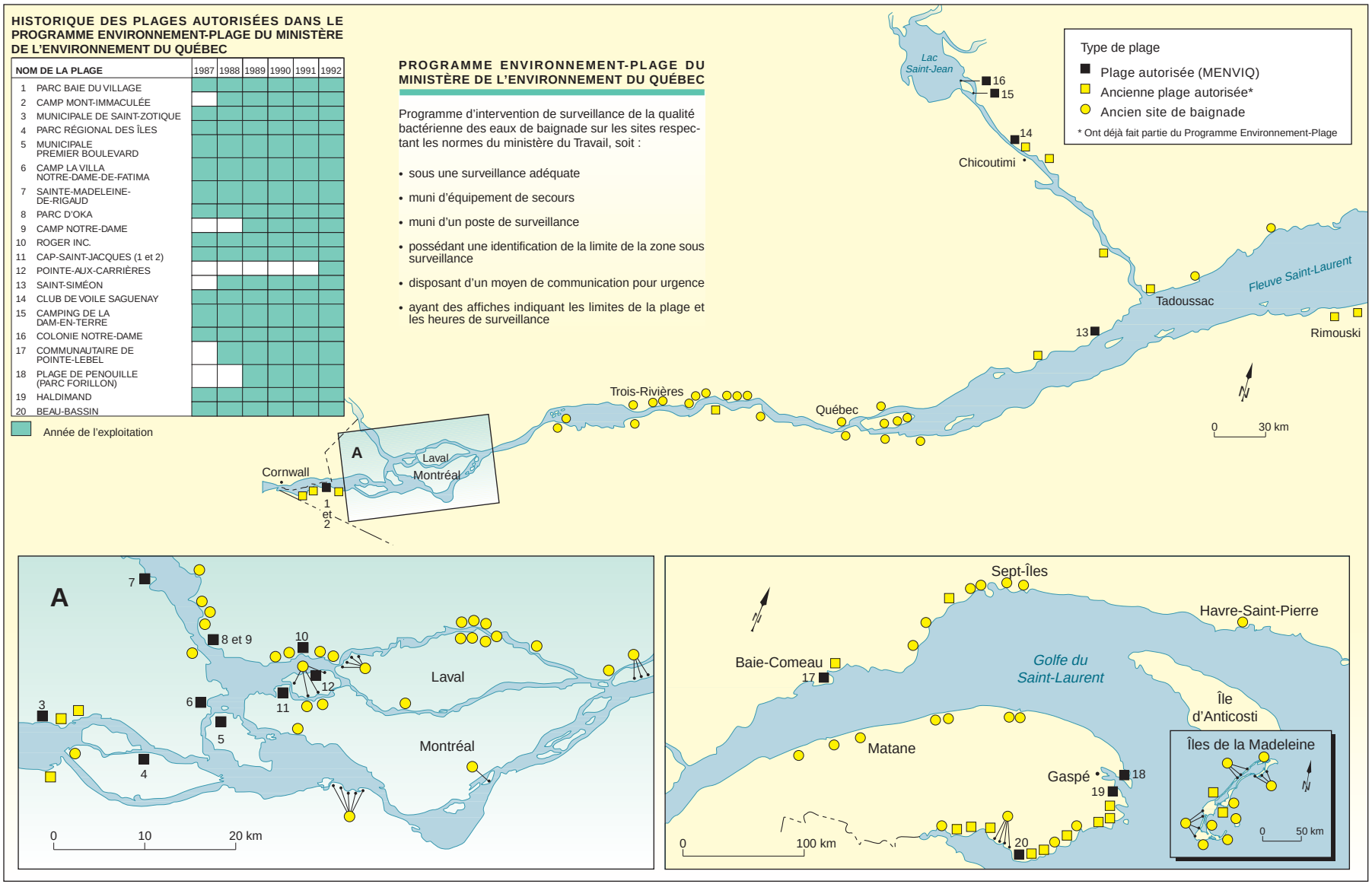
Les rives du Saint-Laurent et du Saguenay sont parsemées de nombreuses plages. Entre Cornwall et les îles de la Madeleine, on en dénombre environ 150 (figure 1.33). Plusieurs de celles-ci, qui furent jadis utilisées pour la baignade et différentes activités aquatiques (ski nautique, pédalo, etc.) et subaquatiques, sont aujourd'hui abandonnées à cause de la mauvaise qualité des eaux (Cadrin, 1990) ou parce que des infrastructures ne respectent pas les normes gouvernementales. En 1987, le réseau de surveillance du ministère de l'Environnement du Québec comptait 15 plages autorisées (CSL, 1993b) en considérant les deux sites de Cap-Saint-Jacques et, en 1992, ce nombre était passé à 21.

1.3.1 SECTEUR FLUVIAL

Entre Cornwall et Trois-Rivières, les rives du Saint-Laurent ont été façonnées en l'absence de marées importantes. Ce secteur comprend les plaines de Montréal et du lac Saint-Pierre. La première est une plaine argileuse dont les terrasses sont formées de roches sédimentaires recouvertes par des dépôts

FIGURE 1.33

Historique du réseau de plages (1987-1992)



Sources : CSL, 1993b, à partir des données de Léveillé, 1992; ministère du Tourisme du Québec et associations touristiques régionales, 1991; Parent et Boisvert, 1979; comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, 1978.

d'argile, de sable, de gravier et de blocs (CSL et Université Laval, 1993). Quant à la seconde, elle est constituée de rives basses régulièrement inondées et de basses terrasses marécageuses. À la tête du lac Saint-Pierre se trouve un réseau complexe d'îles, d'îlots, de baies et de marécages : l'archipel du lac Saint-Pierre (delta de Sorel).

1.3.1.1 Caractéristiques géomorphologiques

Dans le secteur de Portneuf, les rivages de l'estuaire fluvial sont caractérisés par de larges plates-formes littorales généralement taillées dans des schistes appartenant à des formations qui datent du Paléozoïque inférieur (Dionne et Brodeur, 1988a). Ces formations rocheuses sont parfois peu déformées (Neuville, Donnacona et Grondines), parfois fortement plissées et présentent une inclinaison proche de la verticale (Sainte-Croix et Saint-Antoine-de-Tilly). Environ 10 p. 100 de ces plates-formes sont taillées dans des grès et du calcaire.

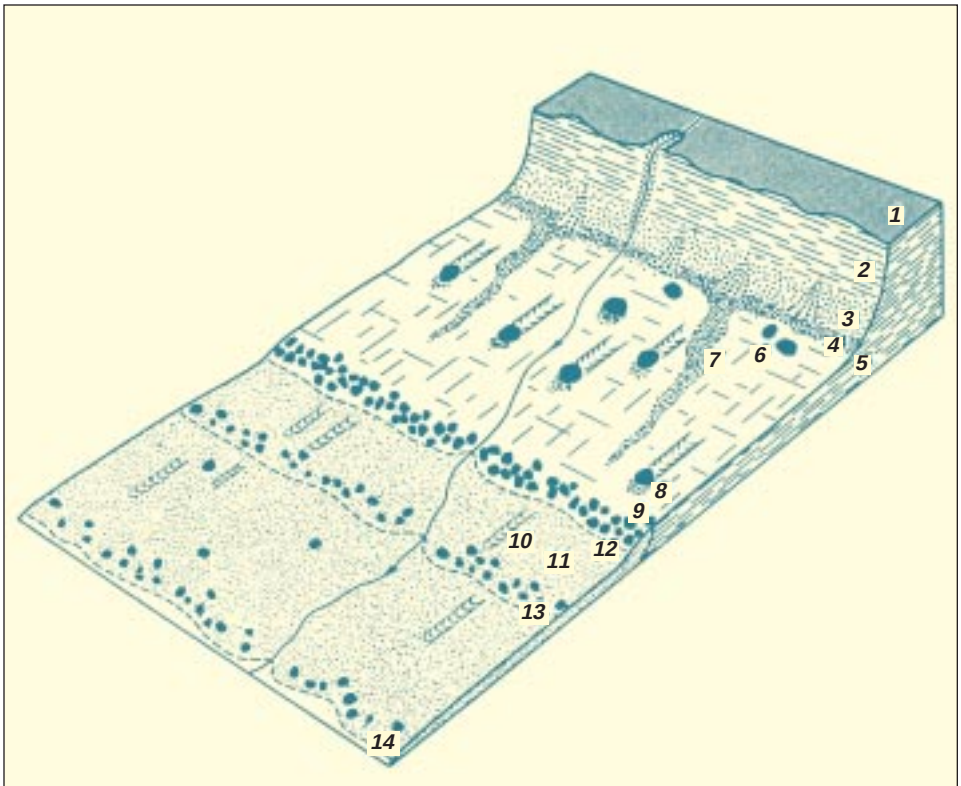
En aval de Portneuf, le milieu littoral du Saint-Laurent est soumis à l'action des marées, ce qui implique des variations importantes du niveau d'eau et le renversement des courants. D'amont en aval, l'envergure de l'estuaire devient telle que ses rives sont soumises à des conditions de plus en plus dynamiques, où l'action des vagues et des grandes perturbations météorologiques devient prédominante.

Dominée par de hautes falaises rocheuses, une large plate-forme surélevée marque l'emplacement de la ville de Québec. En aval de cette dernière, un observateur qui longe la rive nord du moyen estuaire remarquera d'abord de larges estrans et des falaises de schistes et de calcaires dans le secteur de l'île d'Orléans.

La figure 1.34 montre la zonation typique d'un rivage de l'estuaire fluvial. Dans ce secteur du Saint-Laurent, les estrans atteignent par endroit jusqu'à 1600 m de largeur. Les plates-formes rocheuses (700 à 800 m de largeur) sont planes et presque horizontales, ayant une pente moyenne de moins d'un degré. Celles-ci aboutissent souvent à des falaises vives, hautes de 20 à 50 m.

Que ce soit pour des routes, des murs, des digues, des jetées ou des barrages, les rives du Saint-Laurent du secteur fluvial ont été fréquemment altérées pour des besoins urbains, industriels ou agricoles. L'équilibre dynamique du littoral est ainsi modifié par ces ouvrages de protection et d'aménagement. Par exemple, l'érosion d'une rive peut être accentuée lorsque la végétation de l'estran est détruite lors de l'aménagement d'une terre agricole. Des battures et des marécages peuvent disparaître à la suite de l'implantation d'ouvrages de régularisation et de canalisation des eaux. Les aménagements portuaires, en

FIGURE 1.34
Zonation d'un rivage type de l'estuaire fluvial



Légende. – Bloc diagramme montrant la zonation du rivage.

1. Terrasse rocheuse de 30 m; **2.** Falaise vive (schiste); **3.** Tablier d'éboulis; **4.** Haut de plage; **5.** Plate-forme intertidale (schiste); **6.** Blocs glaciels; **7.** Flèche transversale; **8.** Bloc glaciel ayant affouillé la plate-forme avec une rainure arrière et un bourrelet frontal; **9.** Cordons de blocs glaciels de basse mer; **10.** Rainure glacielle; **11.** Bas estran en dépôt meuble; **12.** Niveau des basses mers de printemps; **13.** Niveau moyen des basses mers; **14.** Niveau des plus basses eaux (automne).

Source : Dionne et Brodeur, 1988a.

modifiant la circulation des eaux, perturbent les processus d'érosion et de sédimentation.

En 1980, on retrouvait 33 110 ha d'herbaçaies aquatiques. Une grande partie de celles-ci sont situées en amont du lac Saint-Pierre, dans le tronçon du Saint-Laurent où la marée est absente; elles comprennent une zone inondée en permanence par l'eau douce et une zone occasionnellement inondée en période de crue (CSL et Université Laval, 1991a).

1.3.1.2 Érosion et sédimentation

L'ensemble des processus d'érosion, de transport et de sédimentation dans le secteur fluvial du Saint-Laurent est décrit en détail à la sous-section 1.2.1.4. Selon les travaux de Dionne et Brodeur (1988a), le début du façonnement des rivages rocheux du tronçon fluvial et des plates-formes littorales de l'estuaire fluvial remonte au moins à la dernière période interglaciaire (100 000 à

130 000 années), puisque l'on observe des stries et des cannelures glaciaires sur ces surfaces d'érosion. Également, des dépôts glaciaires datant du Wisconsinien moyen (30 000 années) sont retrouvés sur la portion interne de ces paléo-plates-formes.

Parmi les agents qui contribuent à l'évolution récente des plates-formes littorales, il faut compter les vagues, les courants et les processus périglaciaires (gélifraction et action des glaces flottantes). La gélifraction littorale joue un rôle efficace dans le recul des falaises, tandis que les vagues, les courants et les glaces contribuent à l'évacuation des débris rocheux (Brodeur, 1987a).

1.3.2 SECTEUR MARITIME

Les deux rives de l'estuaire du Saint-Laurent, en aval de Québec, appartiennent à des provinces géologiques différentes. La rive sud est constituée par des roches sédimentaires des Appalaches, alors que la rive nord est bordée par le Bouclier précambrien. Cependant, il est intéressant de noter que la moitié des blocs dans la zone intertidale de la rive sud du moyen estuaire sont d'origine précambrienne, ce qui signifie qu'ils ont été déplacés par la glace depuis la rive nord (Drapeau, 1990).

1.3.2.1 Caractéristiques géomorphologiques

Depuis Québec jusqu'à Pointe-au-Boisvert, une cinquantaine de kilomètres en aval du Saguenay, le littoral nord du Saint-Laurent est d'ailleurs principalement constitué d'escarpements rocheux. Par la suite, on trouve surtout des estrans sableux jusqu'à Baie-Comeau (CSL et Université Laval, 1993). Plus loin sur la Côte-Nord, de grands deltas parsemés d'îles rocheuses reliées entre elles par des flèches de sable caractérisent l'embouchure des rivières. Dans le secteur de l'archipel de Mingan et du côté nord de l'île d'Anticosti, les phénomènes d'érosion ont découpé les strates paléozoïques et façonné des cuestas d'une impressionnante beauté.

La rive sud du moyen estuaire est d'abord caractérisée par des falaises argileuses abruptes et des falaises de schistes et de grès. Les estrans sont, quant à eux, bordés de terrasses marines avec une surface supérieure relativement plane. Lorsqu'on se déplace vers l'estuaire maritime, le paysage gaspésien offre des rivages rocheux dominés par de grands escarpements. Les estrans sont tantôt recouverts de dépôts sableux, tantôt de graviers. Le littoral de la baie des Chaleurs est caractérisé par la présence de barachois, de plages et de flèches sableuses. Les basses falaises de cette région sont taillées dans le grès. Mentionnons que, dans l'estuaire maritime et le golfe, les plages sont typiquement marines et non estuariennes. Cette situation est causée par l'énergie des vagues qui est plus forte que la normale pour un milieu estuarien (Drapeau, 1990).

Au point de vue des écosystèmes littoraux, les deux rives du moyen estuaire sont bordées par des marais salants intertidaux. Entre l'île d'Orléans et La Pocatière, ce sont les marais à Scirpe qui dominent, couvrant un peu plus de 5126 ha. La plus grande concentration (3030 ha) se trouve dans le secteur incluant les battures du cap Tourmente et de Montmagny, le chenal nord de l'île d'Orléans et l'archipel de l'île aux Grues (CSL et Université Laval, 1991a). Localisés là où les marées du Saint-Laurent atteignent leur plus grande amplitude et baignés par des eaux saumâtres, les marais à Scirpe sont caractérisés par de larges estrans (500 à 1500 m) à pente douce (0,25° à 0,50°) comprenant, à l'étage moyen, une herbaçaie où domine le Scirpe d'Amérique et, à l'étage inférieur, une vasière dénudée.

En aval de La Pocatière, les marais salés à Spartine remplacent les marais à Scirpe. Ils couvrent une superficie de 4418 ha, dont 1202 ha le long de la rive nord de l'estuaire, 3031 ha le long de la rive sud et 185 ha au pourtour de l'île aux Coudres et de l'île Verte (CSL et Université Laval, 1991a). Ces marais présentent une succession de vasières à Fucus et d'herbaçaies à Spartine alterniflore (foin de grève) à l'étage moyen et d'herbaçaies à Spartine étalée et d'herbaçaies salées à Marelles à l'étage supérieur (voir la partie Biologie du présent ouvrage).

En aval de Pointe-des-Monts, les herbaçaies salées dominent, couvrant 4167 ha le long de la Côte-Nord, de la péninsule gaspésienne et des îles de la Madeleine (CSL et Université Laval, 1991a). L'étage inférieur de ces marais constitue généralement un milieu lagunaire fermé en partie par un cordon sableux et influencé par des marées de moins d'un mètre. On y retrouve des groupements à Zostère marine et, aux étages moyens et supérieurs, des herbaçaies adaptées aux fortes salinités.

Isolées au milieu du golfe du Saint-Laurent, les îles de la Madeleine présentent un paysage façonné par le vent et la mer. Elles sont situées au centre d'une cuvette sédimentaire appelée «bassin carbonifère des Maritimes» dont la formation remonte au Permo-Carbonifère, il y a 230 à 350 millions d'années (Watts, 1972). À la suite d'une série de transgressions marines, d'importants dépôts de carbonates et d'évaporites (sel) se sont formés, et des lits de grès rouge ont recouvert tout le bassin au Pennsylvanien. Sous les îles de la Madeleine, les dépôts sédimentaires atteignent 9 km d'épaisseur et, outre les grès rouges, les courants et les vagues du golfe ont accumulé autour des îles des dépôts de sable atteignant plusieurs mètres d'épaisseur et constituant de longues plages très prisées par les touristes.

Constituées par des affleurements rocheux, les îles de la Madeleine sont reliées entre elles par des tombolos à double cordon qui délimitent plusieurs lagunes d'une superficie de quelques dizaines de kilomètres carrés et d'une profondeur de moins de 10 m. En bordure de la mer, le sable des plages est composé de grains moyens (0,35 mm), alors qu'en bordure et au centre des lagunes, le sable est légèrement plus fin (0,18 à 0,25 mm).

1.3.2.2 Érosion et sédimentation

L'ensemble des processus d'érosion, de transport et de sédimentation dans le moyen estuaire et l'estuaire maritime du Saint-Laurent est décrit en détail à la sous-section 1.2.2.4. Ces processus, qui impliquent principalement l'action des marées, des vagues et des glaces, varient d'amont en aval dans l'estuaire et selon un cycle saisonnier.

De l'île d'Orléans vers Pointe-des-Monts, la hauteur des marées diminue, alors qu'à l'inverse, la hauteur des vagues augmente. Ceci résulte en une dynamique littorale dominée par les marées à la tête du moyen estuaire et par les vagues à l'embouchure de l'estuaire maritime. Dans le premier cas, on retrouve de nombreux marais intertidaux et, dans le second, des plages sableuses. La combinaison de ces deux facteurs fait du Saint-Laurent un environnement très particulier (Drapeau, 1990).

Les échanges sédimentaires entre les zones intertidales et les chenaux de plus grande profondeur sont importants dans l'estuaire du Saint-Laurent, et le cycle annuel de sédimentation-érosion des sédiments sur l'estran du cap Tourmente le démontre bien (Drapeau, 1990). Les principales variables à considérer dans la dynamique sédimentaire littorale du moyen estuaire et de l'estuaire maritime du Saint-Laurent sont les marées semi-diurnes et semi-mensuelles (cycles morte eau-vive eau), les vagues et les glaces. Ces variables contrôlent le piégeage des matières en suspension dans la zone intertidale et l'érosion du schorre (Dionne, 1981a, 1981b, 1984, 1985b, 1988b; Troude et Sérodes, 1988). De plus, la migration des Grandes Oies des neiges joue un rôle important dans les processus sédimentaires de la région supérieure du moyen estuaire.

Par exemple, 4500 t de sédiments sont érodées à chaque cycle de marée lors de la halte migratoire des Grandes Oies des neiges à l'automne dans la seule localité de Cap-Tourmente (d'Anglejan *et al.*, 1981; Lucotte et d'Anglejan, 1986; Drapeau, 1990).

Les glaces ont un rôle important dans la dynamique sédimentaire littorale, jouant un rôle de protection dans les zones intertidales en début d'hiver et servant d'agent de transport des sédiments et d'érosion à la fin de l'hiver. La dérive des glaces au printemps cause un mouvement vers le golfe de plusieurs millions

de tonnes de sédiments fins ainsi qu'une quantité de blocs de grandes dimensions (Dionne, 1981a, 1981b, 1984, 1985b, 1988b; Troude et Sérodes, 1988). Les glaces qui dérivent au printemps érodent les berges de l'estuaire, et des cicatrices glacielles d'une profondeur généralement inférieure à 0,5 m sont observées dans les marais intertidaux (Dionne et Brodeur, 1988a, 1988b; Dionne, 1971, 1985a, 1988a).

1.4

Qualité de l'eau

Plus de la moitié de la population du Québec vit en bordure du Saint-Laurent, utilise ses eaux pour des activités récréatives et s'y alimente en eau potable. Comme on a longtemps cru que le fleuve avait un pouvoir d'auto-épuration quasi illimité, des quantités considérables de microorganismes et de substances chimiques plus ou moins pathogènes et toxiques y ont été déversées depuis le début de la colonisation. Aujourd'hui encore, des produits néfastes pour les organismes vivants sont rejetés quotidiennement dans les eaux du fleuve par les effluents industriels et urbains et par des sources diffuses en milieu agricole.

Plusieurs de ces produits contaminent les sédiments, menacent la survie de certaines espèces végétales et animales, dégradent la qualité de l'eau brute destinée, après traitement, à l'approvisionnement en eau potable et compromettent les autres usages courants de l'eau comme la consommation de poissons et la baignade.

1.4.1 PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU

Définir la qualité de l'eau pour un système comme celui du Saint-Laurent dépend de l'usage particulier qu'on entend en faire. Les critères de qualité de l'eau diffèrent selon que l'eau sert à l'alimentation, aux activités récréatives, aux activités industrielles, à l'agriculture ou de milieu de vie aux organismes aquatiques.

Des critères de qualité ont été établis pour chacun des principaux paramètres physico-chimiques et microbiologiques qui caractérisent la qualité d'une eau. Ces derniers ont été regroupés dans six grandes catégories : les paramètres physico-chimiques, les ions principaux, les substances nutritives, les substances inorganiques (métaux), les substances organiques (par exemple, les pesticides) et les paramètres microbiologiques.

Étant donné le grand nombre de variables dans chaque catégorie, surtout dans le cas des substances inorganiques et organiques, il faut effectuer un choix dans les variables à mesurer. Seulement 30 à 50 variables parmi les centaines existantes peuvent faire l'objet d'une surveillance à cause, notamment, des limites analytiques actuelles.

Le tableau 1.2 présente les critères de qualité qui s'appliquent aux principales variables mesurées dans les eaux douces du Saint-Laurent entre 1985 et 1993, en fonction des usages retenus dans le présent ouvrage, c'est-à-dire la consommation humaine directe, les activités récréatives de contact et l'eau en tant que support à la vie aquatique (toxicité chronique). Les critères relatifs à la consommation humaine directe servent à l'évaluation de l'eau pour sa consommation par l'homme sans traitement préalable. Les critères relatifs aux activités récréatives de contact primaire visent à prévenir les dangers pour la santé humaine liés au contact direct avec l'eau, comme la baignade et le véliplanchisme. Les critères relatifs à la vie aquatique (toxicité chronique) s'appliquent à la concentration des substances à laquelle les organismes aquatiques et leur progéniture peuvent être exposés indéfiniment sans subir d'effets néfastes (MENVIQ, 1990a).

Les critères de qualité de l'eau sont basés sur des données de toxicité aquatique aiguë et chronique obtenues en laboratoire sur des espèces de divers paliers de la chaîne alimentaire. «Les procédures... se basent sur l'hypothèse que les effets d'une substance, mesurés sur une espèce avec un test de laboratoire approprié, se produiront sur la même espèce dans des conditions naturelles similaires» (MENVIQ, 1990b). Cependant, les espèces utilisées et les conditions en laboratoire ne sont pas nécessairement les mêmes que celles retrouvées dans le fleuve. Il faut garder en mémoire que l'évolution constante des connaissances scientifiques et des techniques d'échantillonnage et d'analyse rendent difficile le suivi à long terme de certains paramètres. Ainsi, il est possible de détecter aujourd'hui des variables que les méthodes d'hier ne permettaient pas de mesurer, et les critères de qualité sont modifiés à la lumière des découvertes en écotoxicologie. Toutefois, il existe de nombreuses variables pour lesquelles aucun critère n'a été établi. L'élaboration de critères demande beaucoup de ressources et de temps, et il se crée sans cesse de nouveaux produits chimiques soit dans l'industrie, soit accidentellement par un mélange de substances. De surcroît, les critères sont mis au point pour des substances distinctes et non pour un «mélange» de substances, comme on en rencontre dans le milieu naturel. Ces critères ne tiennent pas compte non plus des possibilités de synergie ou d'antagonisme entre les différents contaminants.

TABLEAU 1.2

Critères de qualité de l'eau relatifs à trois usages en eau douce

Variables	Critères de qualité de l'eau (mg/L)		
	Consommation humaine directe (SBSC, 1993)	**Activités récréatives de contact[a] (MENVIQ, 1990a)**	**Vie aquatique (toxicité chronique) (MENVIQ, 1990a)**
Coli. fécaux (n^bre/100 mL)	0	200	–
Turbidité	5,0 UTN (OE)	10,0 UTN[b]	–
Sodium	200,0 (OE)	–	–
Baryum	1,0	1,0	50
Sulfates	500,0 (OE)	–	–
Manganèse	0,05 (OE)	0,5	–
Fer	0,3 (OE)	–	0,3
Nickel[c]	–	0,25	0,056 9 dureté de l'eau = 30 0,184 0 dureté de l'eau = 120
Chlorures	250		
Cuivre	1,0 (OE)	1,0	0,002 dureté de l'eau < 60 0,002 8 dureté de l'eau = 120
Cobalt			0,005
Zinc	5,0 (OE)	5,0	0,038 2 dureté de l'eau = 30 0,123 7 dureté de l'eau = 120
Plomb	0,01	0,05	0,000 7 dureté de l'eau = 30 0,004 dureté de l'eau = 120
Chrome	0,05	0,05	0,002
Cadmium	0,005	0,01	0,000 44 dureté de l'eau = 30 0,001 3 dureté de l'eau = 120
Arsenic	0,025[d]	0,05	0,05
Vanadium	–	–	0,014
Aluminium	–	–	0,087, pas d'effet si 6,5 < pH < 9,0
Phosphore	–	0,03[e]	0,03[e]
Heptachlore	0,003 heptachlore + époxyde d'heptachlore	–	0,01 - 10^{-3} [f]
∑DDT + métabolites	0,03	–	1,0 - 10^{-6}
Endosulfan	–	–	2,0 - 10^{-5}
Chlordane	0,007	–	6,0 - 10^{-6} [f]
Dieldrine	0,000 7 (aldrine + dieldrine)	–	1,9 - 10^{-6} [f]
BPC	–	–	1,0 - 10^{-6} [g]
Endrine	–	–	2,3 - 10^{-6} [f]
Molybdène	–	–	1
Aldrine	Voir dieldrine	–	–
Acénaphtène[h]			0,003
Mirex	–	–	1,0 x 10^{-6}
Naphtalène			0,029
Benzo (*a*) pyrène	0,000 01	–	

[a] *Des critères d'eau potable pour la protection des baigneurs apparaissent à l'usage «activités récréatives» pour certaines substances toxiques; ils ne servent qu'à titre indicatif (MENVIQ, 1990a).*
[b] *CCMRE, 1992.*
[c] *Concentration maximale acceptable dans l'eau potable.*
[d] *Concentration maximale acceptable provisoire.*
[e] *Critère visant à empêcher l'eutrophisation du cours d'eau.*
[f] *Critère recommandé pour protéger la commercialisation du poisson comestible.*
[g] *Critère visant à protéger la faune terrestre qui dépend du milieu aquatique.*
[h] *MENVIQ, 1993a, critère provisoire.*

Légende . – OE : critère d'ordre esthétique. – : aucun critère pour cet usage. UTN : unité de turbidité néphélométrique.

1.4.1.1 Caractéristiques physico-chimiques

Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau incluent entre autres la turbidité, la teneur en matières en suspension (résidus non filtrés totaux), le pH, la température et la conductivité.

La conductivité (électrique) est l'une des variables qui permet de délimiter les masses d'eau dans le fleuve Saint-Laurent. Lorsque les tributaires atteignent le fleuve, ils sont rabattus sur les rives en direction aval. On observe alors deux masses d'eau contiguës de caractéristiques très différentes qui coulent côte à côte, parfois sur de longues distances. Pour caractériser le fleuve, il est donc nécessaire d'étudier chacune des masses d'eau qui le constituent entre Cornwall et Québec.

Le Saint-Laurent comporte cinq masses d'eau principales et neuf autres masses d'eau de moindre importance associées aux principaux tributaires (Verrette, 1990). Les cinq principales masses d'eau sont a) les eaux des Grands Lacs (amont et aval de Montréal), b) les eaux de la rivière des Outaouais, c) les eaux de mélange des rivières des Outaouais, L'Assomption et des Grands Lacs à l'est de la rivière L'Assomption (mélange des Outaouais – rive nord), d) les eaux de mélange des tributaires de la Rive-Sud et des Grands Lacs (mélange Grands Lacs – rive sud), e) les eaux de la région de Québec. Les neuf masses d'eau secondaires sont celles provenant des rivières Saint-Louis, Châteauguay, L'Assomption, Richelieu, Yamaska, Nicolet, Saint-Maurice, Bécancour et Jacques-Cartier.

Les données qui ont servi à évaluer la qualité des eaux douces du Saint-Laurent dans le présent chapitre proviennent de stations d'échantillonnage fédérales et provinciales, situées dans les différentes masses d'eau du Saint-Laurent (tableau 1.3).

Conductivité

La conductivité est indicatrice du taux de minéralisation de l'eau, qui est associé aux ions majeurs (voir la sous-section 1.4.1.2). Les eaux vertes des Grands Lacs se distinguent par des eaux fortement minéralisées, avec une conductivité d'environ 300 µS/cm; par contre, les eaux brunes de la rivière des Outaouais ont une conductivité plus faible (80 µS/cm), reflétant une moins grande minéralisation (tableau 1.4). À partir de l'est de l'île d'Orléans, l'intrusion des eaux salées provoque un accroissement de la conductivité; la valeur de celle-ci indique alors, dans le moyen estuaire, le degré de mélange des eaux douces du fleuve et des eaux océaniques (Poisson *et al.*, 1980).

La couleur apparente, la turbidité et les matières en suspension (MES) sont des variables étroitement liées. La couleur apparente dépend des matières colorantes dissoutes et des matières en suspension. La turbidité est également

TABLEAU 1.3

Répartition et nombre de stations d'échantillonnage par masse d'eau

Station	Statut	Période
Grands Lacs – amont de Montréal		
QU022MC9007	Féd.	1985-1990
QU02MC9205	Féd.	1985-1990
QU02OA9028	Féd.	1985-1990
QU02OA9031	Féd.	1985-1990
Cornwall – centre vertical 200	Féd.	1991
Cornwall – nord vertical 355	Féd.	1991
Cornwall – sud vertical 28	Féd.	1991
00000115	Prov.	1991-1993
00000072	Prov.	1990-1993
00000108	Prov.	1991-1993
00000110	Prov.	1991-1993
00000109	Prov.	1991-1993
00000113	Prov.	1991
00000114	Prov.	1991-1993
00000083	Prov.	1990
00000084	Prov.	1990-1993
00000085	Prov.	1990
00000078	Prov.	1990-1993
Grands Lacs – rive sud		
QU02OD9020	Féd.	1985-1990
Port Saint-François – vertical 65	Féd.	1991
00000092	Prov.	1990-1993
00000089	Prov.	1990-1993
Rivière Jacques-Cartier		
Jacques-Cartier	Féd.	1991
05080006	Prov.	1990-1993
Rivière Bécancour		
Bécancour	Féd.	1991
02400004	Prov.	1990-1993
Rivière Saint-Maurice		
Saint-Maurice	Féd.	1991
00000094	Prov.	1990-1993
05010007	Prov.	1990-1993
Rivière des Outaouais		
QU02OA9002	Féd.	1985-1990
Pointe Fortune	Féd.	1991
Outaouais	Féd.	1991
04310053	Prov.	1990-1991
04310054	Prov.	1990-1993
04310002	Prov.	1990-1993
04330019	Prov.	1990-1993
04310056	Prov.	1990-1992
04320001	Prov.	1990-1993
04320006	Prov.	1990-1993
04320012	Prov.	1990-1993
04320014	Prov.	1990-1993
04320015	Prov.	1990-1991
04320016	Prov.	1990-1993
04320017	Prov.	1990-1993
04320018	Prov.	1990-1993
04320019	Prov.	1990-1993
04320021	Prov.	1990-1993
04330001	Prov.	1990-1993
04330006	Prov.	1990-1993
04330011	Prov.	1990-1993
04330012	Prov.	1990-1993
04330013	Prov.	1990-1993
04330014	Prov.	1990-1993
04330015	Prov.	1990-1993
04330016	Prov.	1990-1993
04330018	Prov.	1990-1993
04330020	Prov.	1990-1993

Station	Statut	Période
Grands Lacs – aval de Montréal		
QU022OD9026	Féd.	1985-1990
QU02OJ9017	Féd.	1985-1990
QU02OJ9027	Féd.	1985-1990
Les Grèves – vertical 100	Féd.	1991
Les Grèves – vertical 600	Féd.	1991
Port Saint-François – vertical 390	Féd.	1991
00000093	Prov.	1990-1993
00000112	Prov.	1991-1993
00000111	Prov.	1991-1993
00000090	Prov.	1990-1993
00000087	Prov.	1990-1993
00000086	Prov.	1990-1993
00000075	Prov.	1990-1993
00000074	Prov.	1990-1992
00000095	Prov.	1990-1993
00000096	Prov.	1990-1993
00000073	Prov.	1990-1993
Rivière Nicolet		
Nicolet	Féd.	1991
03010008	Prov.	1990-1993
03010009	Prov.	1990-1993
Rivière Yamaska		
Yamaska	Féd.	1991
03030023	Prov.	1990-1993
Des Outaouais – rive nord		
QU02NG9019	Féd.	1985-1990
QU02OB9016	Féd.	1985-1990
Les Grèves – vertical 100	Féd.	1991
Port Saint-François – vertical 1170	Féd.	1991
00000081	Prov.	1990-1992
00000091	Prov.	1990-1992
00000080	Prov.	1990-1993
00000088	Prov.	1990-1993
00000079	Prov.	1990-1993
00000097	Prov.	1990-1993
Région de Québec		
QU02PE9066	Féd.	1985-1990
QU02PH9063	Féd.	1985-1990
Québec – vertical 200	Féd.	1991
Québec – vertical 700	Féd.	1991
00000121	Prov.	1993
00000103	Prov.	1990-1993
00000077	Prov.	1990-1993
00000105	Prov.	1990-1993
00000106	Prov.	1990-1993
00000107	Prov.	1990-1993
00000101	Prov.	1990-1993
00000082	Prov.	1990-1993
00000076	Prov.	1990-1993
00000098	Prov.	1990-1993
00000099	Prov.	1990-1993
00000100	Prov.	1990-1993
Rivière Saint-Louis		
QU02MC9033	Féd.	1985-1990
Saint-Louis	Féd.	1991
Rivière L'Assomption		
L'Assomption	Féd.	1991
05220003	Prov.	1990-1993
Rivière Richelieu		
Richelieu	Féd.	1991
03040009	Prov.	1990-1993

TABLEAU 1.4

Valeurs moyennes des variables physiques dans les principales masses d'eau du Saint-Laurent entre 1985 et 1990

Variables	Grands Lacs	Rivière des Outaouais	Mélange Grands Lacs – rive sud	Mélange des Outaouais – rive nord	Région de Québec
Conductivité (µS/cm)	305 (220)	80(127)	272 (41)	171(126)	244 (189)
Couleur apparente (unité Pt-Co)	13 (146)	62 (91)	56 (26)	86 (85)	48 (137)
Turbidité (UTN)*	1,4 (154)	4,2 (92)	6,4 (29)	8,6 (92)	6,0 (153)
MES (mg/L)	2,5 (154)	6,0 (92)	15,0 (29)	14,3 (91)	12,2 (153)
Température (°C)	13,5 (88)	14,6 (92)	14,0 (15)	14,2 (63)	12,7 (67)

**UTN : unités de turbidité néphélométriques.*
( ) : nombre de relevés.

Source : Adapté de Rondeau, 1993.

fortement influencée par les MES. Les valeurs des trois variables sont plus faibles dans les eaux vertes des Grands Lacs et Grands Lacs – rive sud que dans les eaux brunes de la rivière des Outaouais et des Outaouais – rive nord. L'eau provenant du Bouclier canadien, c'est-à-dire celle des rivières des Outaouais et L'Assomption, est plus colorée à cause des plus grandes concentrations de substances organiques comme les acides humiques (produit de la décomposition végétale). Par contre, l'eau des Grands Lacs contient moins de matières en suspension parce que les lacs, et plus particulièrement les lacs profonds comme le lac Ontario qui est la source du fleuve, favorisent leur sédimentation. Entre 1982 et 1984, la concentration moyenne des MES à la sortie du lac Ontario était de 1,4 mg/L (Sylvestre *et al.*, 1987).

Température

Le système du Saint-Laurent est soumis à de grands écarts de température : près de 28 °C (Rondeau, 1993). Les valeurs moyennes basées sur les quatre saisons ne sont présentées au tableau 1.4 qu'à titre indicatif. La masse d'eau des Grands Lacs est légèrement plus froide que celle de la rivière des Outaouais.

De toutes les variables déjà mentionnées, seule la turbidité peut avoir un effet restrictif sur la consommation humaine directe de l'eau et sur les activités récréatives de contact.

1.4.1.2 Ions majeurs

L'eau contient naturellement plusieurs ions, dont les ions calcium (Ca^{++}), magnésium (Mg^{++}), potassium (K^{+}), sodium (Na^{+}), chlorures (Cl^{-}), sulfates (SO_4^{-}) et bicarbonates (HCO_3^{-}). Dans l'eau douce, ce sont les ions carbonates (CO_3^{-}), calcium et sulfates qui dominent, alors que dans l'eau de mer, les

chlorures et le sodium ont une plus grande concentration, suivis des sulfates et du magnésium. La «dureté» d'une eau dépend principalement des teneurs en calcium et en magnésium et s'exprime en carbonate de calcium ($CaCO_3$). La dureté d'une eau influence de façon inverse le potentiel de toxicité des contaminants qui s'y trouvent : moins l'eau est dure, plus le contaminant peut être toxique. La masse d'eau des Grands Lacs dans le fleuve a une dureté d'environ 120 mg/L de $CaCO_3$, alors que celles de la rivière des Outaouais et du mélange des Outaouais – rive nord varient de 30 à 60 mg/L de $CaCO_3$ (tableau 1.5).

Les caractéristiques d'une eau dépendent principalement de la nature géologique du sol sur lequel et dans lequel elle s'écoule. Ainsi, les eaux en provenance des Grands Lacs sont très minéralisées, c'est-à-dire qu'elles contiennent des concentrations élevées d'ions majeurs, parce que le bassin inférieur des Grands Lacs est en grande partie d'origine sédimentaire. Les milieux sédimentaires sont plus facilement érodables et lessivables et favorisent ainsi la présence d'une plus grande quantité de sels dans l'eau : 36,3 mg/L de calcium, 7,9 mg/L de magnésium, 10,8 mg/L de sodium, 1,4 mg/L de potassium, 22,2 mg/L de chlorures et 27,7 mg/L de sulfates. Par contre, le Bouclier canadien est formé en grande partie de roches métamorphiques très dures, moins altérables par l'action de l'eau. C'est pourquoi l'eau de la rivière des Outaouais est caractérisée par de faibles teneurs en ions majeurs : 8,3 mg/L de calcium, 2,1 mg/L de magnésium, 3,0 mg/L de sodium, 0,8 mg/L de potassium, 4,3 mg/L de chlorures et 10,5 mg/L de sulfates.

Alcalinité et pH

Proche parente de la dureté, l'alcalinité de l'eau représente la concentration d'ions carbonates (CO_3^{2-}) et bicarbonates (HCO_3^-) et s'exprime souvent en milligrammes de carbonate de calcium ($CaCO_3$) par litre d'eau. Quant au pH, il représente la concentration d'ions hydrogène (H^+) et s'exprime en $-\log(H^+)$. L'eau pure possède un pH de 7, et le pH de l'eau de mer est généralement supérieur à 8. Ces deux paramètres servent ainsi à déterminer si l'eau est basique ou acide. Dans le cas des eaux douces du Saint-Laurent, la masse d'eau des Grands Lacs a une alcalinité moyenne de 89,6 mg/L de $CaCO_3$ et un pH moyen de 8,2, ce qui indique une eau tamponnée, légèrement basique (Rondeau, 1993). La masse d'eau de la rivière des Outaouais est moins riche en ions bicarbonates et plus riche en ions hydrogène, avec des valeurs moyennes d'alcalinité de 19,2 mg/L de $CaCO_3$ et un pH de 7,4.

Aucun des ions majeurs n'est critique pour les trois usages de l'eau qui nous préoccupent. Cependant, certains ions comme le sodium, les sulfates et les chlorures peuvent avoir un effet sur l'apparence de l'eau. Ces variables ont servi à l'évaluation de la qualité de l'eau pour la consommation humaine directe.

TABLEAU 1.5

Concentrations moyennes des ions majeurs dans les principales masses d'eau du Saint-Laurent entre 1985 et 1990

Variables	Concentrations (mg/L)				
	Grands Lacs	Rivière des Outaouais	Mélange Grands Lacs – rive sud	Mélange des Outaouais – rive nord	Région de Québec
Alcalinité (mg/L de $CaCO_3$)	89,6 (154)	19,2 (92)	75,0 (29)	43,9 (92)	68,0 (153)
Dureté (mg/L de $CaCO_3$)	123,4 (153)	29,2 (92)	104,8 (29)	61,5 (92)	95,4 (153)
Calcium	36,3 (153)	8,3 (92)	31,0 (29)	17,7 (92)	27,9 (153)
Magnésium	7,9 (154)	2,1 (92)	7,1 (29)	4,2 (92)	6,3 (153)
Sodium	10,8 (154)	3,0 (92)	10,7 (29)	7,2 (92)	9,6 (153)
Potassium	1,38 (154)	0,81 (92)	1,5 (29)	1,17 (92)	1,32 (153)
Chlorures	22,2 (154)	4,3 (92)	19,9 (29)	11,9 (92)	18,2 (153)
Sulfates	27,7 (154)	10,5 (92)	26,4 (29)	16,7 (92)	23,5 (153)
pH	8,2 (221)	7,4 (130)	8,1 (40)	7,7 (128)	7,9 (206)

( ) : nombre de relevés.

Source : Adapté de Rondeau, 1993.

1.4.1.3 Éléments nutritifs

On entend par éléments nutritifs les substances utilisées par la flore aquatique pour croître. Les principaux éléments nutritifs qui font l'objet d'un suivi sont le carbone à l'état de carbone organique total (COT), l'azote dissous à l'état de nitrites (NO_2) et de nitrates (NO_3) et le phosphore total (PT).

Le COT est plus élevé dans les eaux en provenance du Bouclier canadien à cause de la présence de plus grandes quantités de substances humiques (produits de la décomposition végétale) dues à la dégradation difficile des substances ligneuses.

Les moyennes des nitrites-nitrates se ressemblent dans toutes les masses d'eau, excepté celle de la rivière des Outaouais, où elles sont plus faibles, et celle du mélange Grands Lacs – rive sud, où, au contraire, les teneurs sont plus élevées, probablement à cause du caractère agricole des tributaires de la Rive-Sud (tableau 1.6). Désilets *et al.* (1988) ont observé au milieu des années 1980 une diminution de NO_2-NO_3 dans la rivière des Outaouais, attribuable selon eux au contrôle des effluents des fabriques de pâtes et papiers. Ailleurs, cette variable est toutefois plus élevée, particulièrement dans le bassin des Grands Lacs (Chan et Perkins, 1983) et dans le Saint-Laurent, où une augmentation de 0,02 mg/L par année a été estimée pour la période 1978-1988 (Cluis *et al.*, 1990).

TABLEAU 1.6

Concentrations moyennes d'éléments nutritifs dans les principales masses d'eau du Saint-Laurent entre 1985 et 1990

	Concentrations (mg/L)				
Variables	**Grands Lacs**	**Rivière des Outaouais**	**Mélange des Outaouais – rive nord**	**Mélange Grands Lacs – rive sud**	**Région de Québec**
Carbone organique total	2,3 (96)	5,6 (19)	4,3 (49)	3,0 (20)	3,5 (111)
$NO_2 + NO_3$ dissous	0,24 (154)	0,18 (87)	0,27 (92)	0,32 (29)	0,26 (153)
Phosphore total	0,014 (82)	0,053 (81)	0,084 (64)	0,052 (14)	0,043 (72)

( ) : nombre de relevés.

Source : Adapté de Rondeau, 1993.

Les teneurs en phosphore total sont élevées dans toutes les masses d'eau sauf dans celle des Grands Lacs. Il existe plusieurs sources ponctuelles de phosphore, comme la Communauté urbaine de Montréal, la Ville de Laval et d'autres municipalités ainsi que des sources diffuses provenant des pratiques agricoles (épandage d'engrais et de fumier), qui contribuent à augmenter les concentrations de phosphore, notamment dans les rivières L'Assomption, Yamaska et Nicolet. Les moyennes les plus élevées caractérisent le mélange des Outaouais – rive nord qui subit l'influence de plusieurs de ces sources.

Dans le milieu aquatique, la croissance des végétaux est souvent limitée par de faibles teneurs en phosphore. En général, on considère que des teneurs en phosphore total supérieures à 0,030 mg/L permettent, là où les courants sont faibles, une prolifération excessive de la flore aquatique, ce qui rend notamment les activités récréatives de contact moins agréables. Cette variable a donc été incluse dans l'évaluation de la qualité de l'eau pour les activités récréatives de contact.

1.4.1.4 Substances inorganiques

Les métaux couramment mesurés dans l'eau sont l'aluminium (Al), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le manganèse (Mn), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn).

Les concentrations d'aluminium, de chrome, de fer, de manganèse et de zinc sont plus élevées dans les eaux de la rivière des Outaouais que dans les eaux des Grands Lacs (tableau 1.7). Les teneurs en nickel sont assez semblables d'une masse d'eau à l'autre, alors que le cadmium et le plomb sont régulièrement sous les limites de détection qui sont respectivement de 0,0001 mg/L et de 0,0007 mg/L (tableau 1.8).

TABLEAU 1.7

Concentrations moyennes des métaux les plus fréquemment analysés dans les principales masses d'eau du Saint-Laurent entre 1985 et 1990

		Concentrations (mg/L)				
Variables	**Période**	**Grands Lacs**	**Rivière des Outaouais**	**Mélange Grands Lacs – rive sud**	**Mélange des Outaouais – rive nord**	**Région de Québec**
Aluminium	1988-1990	0,061 (76)	0,313 (15)	0,421 (16)	0,76 (32)	0,435 (83)
Chrome	1986-1990	0,0009 (93)	0,0011 (19)	0,0031 (21)	0,0021 (50)	0,0021 (108)
Cuivre	1985-1990	0,0016 (166)	0,0022 (92)	0,0027 (31)	0,0037 (85)	0,0036 (156)
Fer	1985-1990	0,072 (167)	0,410 (91)	0,576 (31)	0,690 (85)	0,516 (157)
Manganèse	1985-1990	0,0045 (129)	0,0201 (24)	0,0207 (26)	0,023 (65)	0,0189 (133)
Nickel	1986-1990	0,0011 (129)	0,001 (24)	0,0021 (26)	0,0016 (65)	0,0015 (133)
Zinc	1985-1990	0,0073 (165)	0,0111 (92)	0,0071 (31)	0,0090 (84)	0,0071 (157)

( ) : nombre de relevés.

Source : Adapté de Rondeau, 1993.

TABLEAU 1.8

Fréquence de détection du cadmium et du plomb dans les principales masses d'eau du Saint-Laurent

		Fréquence de détection (%)				
Variables	**Période**	**Grands Lacs**	**Rivière des Outaouais**	**Mélange des Outaouais – rive nord**	**Mélange Grands Lacs – rive sud**	**Région de Québec**
Cadmium	1986-1990	13 (129)	25 (24)	46 (65)	54 (26)	53 (133)
Plomb	1986-1990	29 (129)	54 (24)	65 (65)	65 (26)	71 (133)

( ) : nombre de relevés.

Source : Adapté de Rondeau, 1993.

Des métaux moins fréquemment analysés, comme le baryum (Ba), le béryllium (Be), le cobalt (Co), le molybdène (Mo), le vanadium (V), le lithium (Li) et le strontium (Sr), et des métalloïdes comme l'arsenic (As) et le sélénium (Se) ont également été mesurés dans le fleuve Saint-Laurent (tableau 1.9).

Les concentrations de tous les métaux rares, sauf celles du strontium et du baryum, sont plus faibles que celles du groupe précédent. Les teneurs en baryum, lithium, molybdène et strontium sont plus fortes dans les eaux vertes des Grands Lacs que dans les eaux brunes de la rivière des Outaouais.

TABLEAU 1.9

Concentrations moyennes des métaux et métalloïdes les moins fréquemment analysés dans les principales masses d'eau du Saint-Laurent

Variables	Période	Concentrations (mg/L)				
		Grands Lacs	Rivière des Outaouais	Mélange Grands Lacs – rive sud	Mélange des Outaouais – rive nord	Région de Québec
Arsenic*	1985-1987	0,0007 (65)	0,0004 (74)	0,0006 (10)	0,0005 (40)	0,0006 (43)
Baryum	1988-1990	0,0223 (76)	0,0173 (15)	0,0227 (16)	0,0248 (32)	0,0234 (84)
Cobalt	1988-1990	0,0001 (76)	0,0002 (15)	0,0006 (16)	0,0005 (32)	0,0004 (84)
Lithium	1988-1990	0,0025 (76)	0,0007 (15)	0,0025 (16)	0,0020 (32)	0,0025 (84)
Molybdène	1988-1990	0,0010 (76)	0,0002 (15)	0,0008 (16)	0,0005 (32)	0,0007 (84)
Sélénium*	1985-1987	0,0002 (65)	0,0002 (74)	0,0002 (10)	0,0002 (40)	0,0002 (43)
Strontium	1988-1990	0,17 (76)	0,05 (15)	0,157 (16)	0,106 (32)	0,136 (84)
Vanadium	1988-1990	0,0004 (76)	0,0008 (15)	0,0045 (16)	0,0017 (32)	0,0020 (84)

**Métalloïde.*
( ) : nombre de relevés.

Source : Adapté de Rondeau, 1993.

Tous ces métaux, les plus courants et les plus rares, proviennent dans diverses proportions de deux types de sources : le milieu naturel et les activités humaines. En effet, ils sont tous présents dans la croûte terrestre et migrent tous vers le milieu aquatique dans les eaux de ruissellement ou dans les eaux souterraines. Ils sont tous également potentiellement présents dans les rejets industriels, surtout ceux des secteurs miniers, de la métallurgie et de la chimie inorganique. On peut également les retrouver dans certains émissaires municipaux.

Il n'existe pas de critère de qualité relatif aux usages retenus qui s'applique au strontium et au lithium, et par conséquent, ces substances ne peuvent être considérées aux fins de la présente étude. L'arsenic et le sélénium n'ont pas été retenus non plus, parce que les données sur ces substances couvrent seulement la période de 1985 à 1987 et que leurs concentrations sont très en deçà des différents critères associés aux trois usages retenus (tableau 1.2).

Douze métaux, le fer, le nickel, le cuivre, le zinc, le plomb, l'aluminium, le baryum, le cadmium, le cobalt, le chrome, le molybdène et le vanadium, entrent dans l'évaluation de la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique (toxicité chronique). Deux paramètres ont été écartés, le manganèse et le béryllium, parce que d'une part, il n'y a pas de critère de qualité relié à la vie aquatique (toxicité chronique) qui s'applique au manganèse, et que d'autre part, le critère de toxicité chronique relatif au béryllium s'applique seulement dans le

cas d'une eau d'une dureté inférieure à 75 mg/L de $CaCO_3$, par conséquent uniquement à la masse d'eau de la rivière des Outaouais et à celle des Outaouais – rive nord. Trois ans d'échantillonnage n'ont révélé aucun dépassement du critère le plus sévère (0,011 mg/L) par les teneurs en béryllium, en plus d'être très rarement détecté (limite de détection de 0,00005 mg/L). Par souci d'uniformité des résultats obtenus en eaux brunes et en eaux vertes, ce paramètre n'a pas été traité.

Sept variables servent communément à l'évaluation de la qualité de l'eau pour la consommation humaine directe et les activités récréatives de contact : le cuivre, le zinc, le plomb, le baryum, le cadmium, le chrome et le manganèse. Toutefois, l'application des critères d'eau potable aux eaux utilisées à des fins récréatives de contact ne sert qu'à titre indicatif puisque la pertinence de conserver ces critères est présentement à l'étude (MENVIQ, 1993a). Ainsi, le fer ne fait pas partie des variables considérées pour évaluer la qualité de l'eau relativement aux activités récréatives de contact, alors que le nickel en fait partie. D'autres variables ne sont pas analysées parce qu'aucun critère relatif à ces deux usages n'a été établi pour elles (tableau 1.2).

Le tableau 1.10 montre l'origine potentielle des 13 métaux retenus pour l'évaluation de la qualité des eaux douces relativement aux trois usages considérés. Pour donner une idée de l'importance relative des sources naturelles de métaux, les teneurs moyennes naturelles des sédiments constitués à 100 p. 100 de limon-argile dans le lac Saint-Louis ont été incluses dans le tableau. Les sources industrielles potentielles ont été regroupées par secteur. La cote de toxicité de 10 des métaux est indiquée pour montrer le danger qu'ils présentent. Cette cote, mise au point par Entraco (1990), fait intervenir six voies de toxicité : la carcinogénicité, la mutagénicité héréditaire, la tératogénicité, la persistance, la bioaccumulation et les autres aspects adverses (terrestres, aquatiques). Une cote de $w \geq 14$ indique une forte toxicité; une cote de $7 < w < 14$, une toxicité moyenne, et enfin une cote de $w \leq 7$, une faible toxicité.

1.4.1.5 Substances organiques

La chimie organique est définie, de façon générale, comme la chimie des substances qui contiennent du carbone (C) et de l'hydrogène (H). Il existe une multitude de substances organiques. Trois catégories ont été considérées ici : les pesticides organochlorés (OC), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les biphényles polychlorés (BPC).

Pesticides organochlorés

Les pesticides organochlorés forment un groupe de substances entièrement fabriquées en laboratoire qui ne sont pas présentes naturellement dans le milieu aquatique. Ces substances ont été largement utilisées dans les années 1950 et au début des années 1960 pour combattre les insectes nuisibles. Leur persistance

TABLEAU 1.10

Sources potentielles et cote de toxicité des métaux mesurés dans le Saint-Laurent entre 1985 et 1990

Variables	Teneurs moyennes naturelles des sédiments 100 % limon-argile dans le lac Saint-Louis (mg/kg)	Secteur industriel	Cote de toxicité
Aluminium	nd	3, 5	12
Cadmium	0,17	2, 3, 4, 6	19
Chrome	67	2, 3, 4, 6	9
Cuivre	17	2, 4, 5, 6	13
Fer	41 358	2, 3	2
Nickel	36	2, 3, 6	22
Plomb	14	2, 3, 4, 6	7
Zinc	93	2, 3, 4, 6	10
Cobalt	nd	2, 5	7
Molybdène	nd	1, 5	24
Vanadium	nd	1, 2, 3, 5, 6 (?)	nd
Manganèse	764	(?)	nd
Baryum	nd	(?)	nd

nd : non disponible.
(?) : secteur industriel indéterminé.
Légende. – Secteur industriel : 1. Industrie des pâtes et papiers. 2. Industrie minière. 3. Industrie de la métallurgie. 4. Industrie du traitement de surface. 5. Industrie de la chimie organique et de la pétrochimie. 6. Industrie de la chimie inorganique.
– Cote de toxicité : ≥ 14, forte toxicité; entre < 14 et > 7, toxicité moyenne; ≤ 7, faible toxicité.

Sources : Lorrain et al., 1994a (teneurs); Entraco, 1990 (données sur le secteur industriel et les cotes de toxicité).

dans le milieu, leur grande toxicité et leur bioamplification dans la chaîne alimentaire ont causé leur restriction ou même leur interdiction au début des années 1970 aux États-Unis et au Canada. Certains pesticides, comme le chlordane et l'endosulfan, sont encore permis pour des usages particuliers.

À cause de leurs propriétés hydrophobes, ces substances sont très difficiles à mesurer dans l'eau. Des méthodes utilisant de grands volumes d'eau sont nécessaires pour en obtenir une quantité mesurable. Ces méthodes expérimentales ont été rarement appliquées au fleuve Saint-Laurent; il existe donc peu d'informations à leur sujet.

Le tableau 1.11 présente une liste des composés organochlorés qui ont été analysés dans le Saint-Laurent. Parmi ceux-ci, la dieldrine, l'endrine, l'heptachlore + époxyde d'heptachlore, le mirex et l'aldrine n'ont pas été détectés. Les trois autres substances, le chlordane, le DDT et ses métabolites et l'endosulfan, sont détectables dans toutes les masses d'eau. Malgré la quasi interdiction du DDT depuis 1969, c'est le pesticide qui, avec ses produits de dégradation

TABLEAU 1.11

Concentrations* de substances organochlorées dans les principales masses d'eau du Saint-Laurent en 1991

Variables	Concentrations (ng/L)				
	Grands Lacs	Rivière des Outaouais	Mélange Grands Lacs – rive sud	Mélange des Outaouais – rive nord	Région de Québec
Chlordane	0,33 (51)	0,212 (5)	0,484 (14)	0,429 (28)	0,352 (6)
DDT + métabolites	1,1 (51)	0,681 (5)	1,484 (14)	1,602 (28)	1,167 (6)
Dieldrine	nd (51)	nd (5)	nd (14)	nd (28)	nd (6)
Endrine	nd (51)	nd (5)	nd (14)	nd (28)	nd (6)
Hept + EH**	nd (51)	nd (5)	nd (14)	nd (28)	nd (6)
Mirex	nd (51)	nd (5)	nd (14)	nd (28)	nd (6)
Endosulfan	0,012 (51)	0,006 (5)	0,006 (14)	0,009 (28)	0,013 (6)
Aldrine	nd (51)	nd (5)	nd (14)	nd (28)	nd (6)

** Résultats expérimentaux : concentrations sous-estimées d'un facteur de 2.*
*** Hept + EH : heptachlore et époxyde d'heptachlore.*
nd : non détecté.
( ) : nombre de relevés.

Source : À partir des données de CSL, 1993a.

(métabolites) tout aussi toxiques, montre les teneurs les plus élevées. Cette famille de substances est extrêmement persistante.

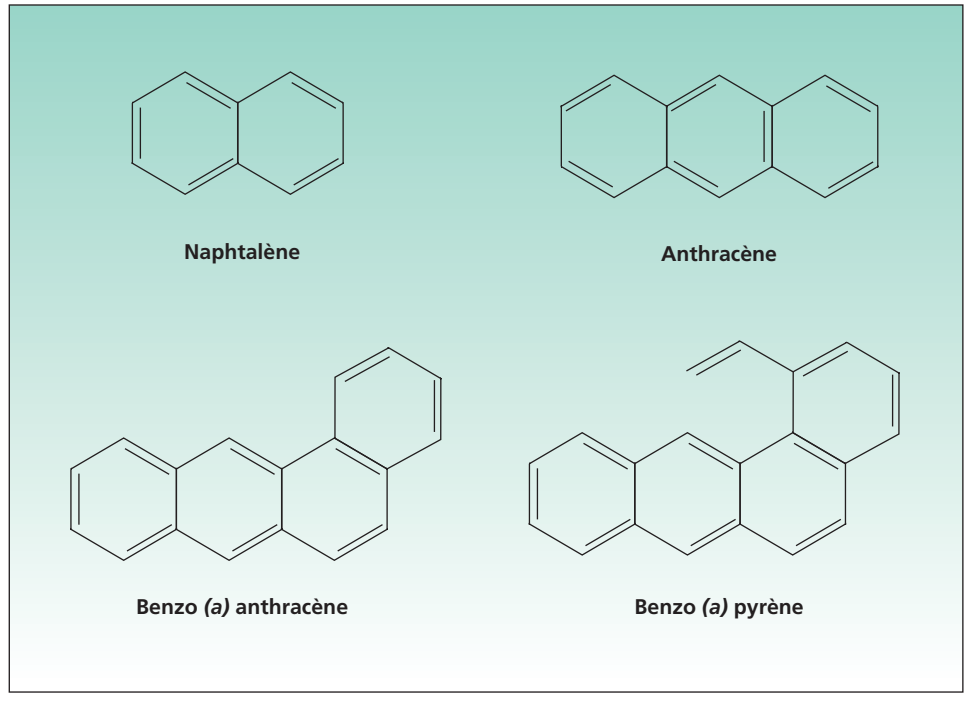
Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont formés par une combustion incomplète de matières organiques. On trouve des concentrations naturelles provenant de feux de forêts, des activités volcaniques et de la diagénèse. Cependant, une importante fraction des HAP présents dans l'environnement proviennent d'activités humaines (CCMRE, 1987). Ils sont rejetés lors de l'incinération de combustibles et de déchets et pénètrent dans l'environnement aquatique par les dépôts atmosphériques. Ils peuvent aussi pénétrer directement dans le milieu aquatique par des déversements accidentels de pétrole brut, de produits pétroliers et de matériaux créosotés.

Les HAP constituent un groupe varié de composés contenant deux ou plusieurs noyaux aromatiques (figure 1.35). Les données sur les HAP présents dans l'environnement sont loin d'être complètes et ne portent que sur quelques composés.

Des critères de qualité de l'eau relatifs à la consommation humaine directe et à la protection de la vie aquatique ont été établis pour l'acénaphtène, le napthène et le benzo *(a)* pyrène (tableau 1.2). En 1991, l'acénaphtène a été détecté dans les eaux de mélange de la rivière des Outaouais – rive nord et, à des

FIGURE 1.35
Structure de certains HAP



Source : CCMRE, 1987.

TABLEAU 1.12
Concentrations* de trois HAP dans les principales masses d'eau du Saint-Laurent en 1991

	Concentrations (ng/L)				
Variables	**Grands Lacs**	**Rivière des Outaouais**	**Mélange Grands Lacs – rive sud**	**Mélange des Outaouais – rive nord**	**Région de Québec**
Acénaphtène	nd (51)	nd (5)	nd (14)	0,247 (28)	2,085 (6)
Naphtène	8,059 (51)	8,625 (5)	7,682 (14)	8,345 (28)	11,684 (6)
Benzo (*a*) pyrène	0,205 (51)	nd (5)	0,264 (14)	1,025 (28)	0,458 (6)

**Résultats expérimentaux : concentrations sous-estimées d'un facteur de 2.*
nd : non détecté.
( ) : nombre de relevés.

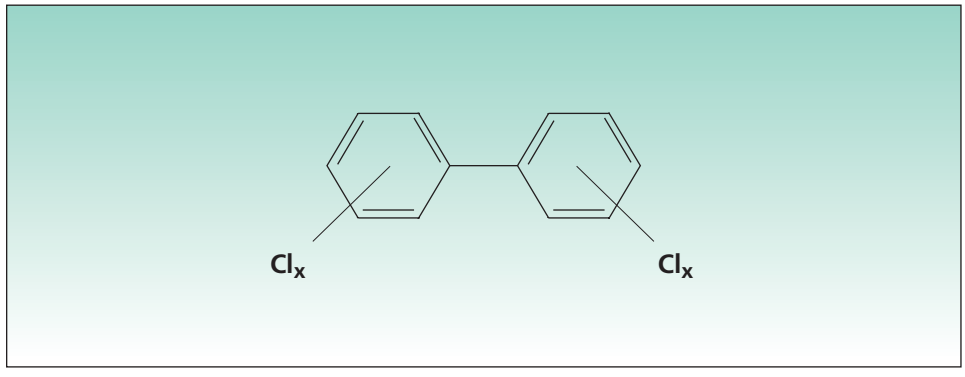
Source : À partir des données de CSL, 1993a.

concentrations plus élevées d'un ordre de grandeur, dans la masse d'eau de la région de Québec (tableau 1.12). Le naphtène a été détecté dans toutes les masses d'eau principales du Saint-Laurent, alors que le benzo *(a)* pyrène était détecté dans toutes les masses d'eau sauf celle de la rivière des Outaouais.

Biphényles polychlorés

Bien que l'usage des biphényles polychlorés (BPC) soit aujourd'hui strictement contrôlé et leur production interrompue, ces substances organiques synthétiques (figure 1.36) sont très persistantes et sont considérées comme cancérogènes.

FIGURE 1.36
Structure générale des BPC



Source : CCMRE, 1987.

Leur bioamplification dans la chaîne alimentaire est très prononcée, et les critères de qualité ont été fixés à des teneurs extrêmement faibles, parfois sous le seuil de détection analytique. Commercialisés aux États-Unis à partir de 1929, les BPC ont été utilisés jusqu'en 1980 dans les huiles de transformateurs et de condensateurs électriques, dans les liquides hydrauliques, les lubrifiants, les plastifiants, les revêtements de surface, les encres d'imprimerie et dans certains pesticides. Aujourd'hui, leur usage est réservé à certains équipements mis en place au Canada avant le 1er juillet 1980 (CSL, 1990). Les concentrations de 13 des 209 congénères de BPC, soit les aroclors 77, 101, 105, 118, 126, 138, 153, 169, 170, 180, 183 et 194, ont été trouvées dans les principales masses d'eau du fleuve en 1991. Ces derniers sont responsables d'environ 25 p. 100 de la concentration des BPC totaux. Les concentrations moyennes de BPC totaux ont donc été estimées en multipliant ces concentrations par un facteur de 4 (tableau 1.13).

1.4.1.6 Microorganismes pathogènes

Les eaux urbaines usées contiennent une grande diversité de microorganismes. La très grande majorité de ces organismes ne vit que quelques minutes ou quelques heures tout au plus dans les eaux d'égout qui les transportent, puisque ces bactéries ne prolifèrent pour la plupart que dans le tube digestif de leur hôte. Cependant, les eaux d'égout contiennent aussi des bactéries et des virus pathogènes. L'utilisation d'une eau brute (prise d'eau) de qualité médiocre pour la production d'eau potable peut accroître les risques pour le consommateur (CCMRE, 1992). En protégeant la source, on tente donc de réduire au minimum le traitement requis pour obtenir une eau propre à la consommation. Dans les eaux utilisées à des fins récréatives, la présence de microorganismes pathogènes peut provoquer des infections.

Les coliformes fécaux et les streptocoques sont utilisés comme indicateurs de la présence potentielle de ces bactéries et virus pathogènes afin d'établir la conformité des eaux aux critères de qualité pour la consommation humaine directe et pour les activités récréatives de contact. On en fait la culture à partir d'échantillons d'eau, et selon le nombre d'organismes obtenus par 100 mL

TABLEAU 1.13

Concentrations moyennes de BPC totaux dans les principales masses d'eau du Saint-Laurent en 1991

	Concentrations* (ng/L)				
Variable	**Grands Lacs**	**Rivière des Outaouais**	**Mélange Grands Lacs – rive sud**	**Mélange des Outaouais – rive nord**	**Région de Québec**
Biphényles polychlorés	1,11 (51)	0,47 (5)	1,584 (14)	1,624 (28)	1,31 (6)

**Estimées à partir de la mesure de 13 des 209 congénères de BPC, multipliée par un facteur de 4.*
( ) : nombre de relevés.

Source : À partir des données de CSL, 1993a.

d'eau, différents traitements de l'eau sont préconisés, et des cotes de qualité sont attribuées aux plages publiques.

On mesure les coliformes fécaux dans toutes les masses d'eau depuis 1990. Un échantillonnage est fait à tous les mois ou de mai à octobre, pour déterminer la qualité microbiologique de l'eau. Même si cette fréquence d'échantillonnage est limitée, les données obtenues ont été comparées aux critères de qualité de l'eau pour la consommation humaine directe et les activités récréatives de contact, à titre indicatif. Pour qu'une eau puisse être consommée, elle ne doit contenir aucun coliforme fécal. Lorsque le nombre de coliformes dépasse 100 par 100 mL, Santé et Bien-être social Canada (1993) recommande un traitement complet de l'eau. Dans le cas des activités récréatives de contact primaire comme la baignade et le véliplanchisme, l'eau peut contenir jusqu'à 200 coliformes fécaux par 100 mL.

À noter qu'il n'existe pas de critère de qualité microbiologique pour la protection de la vie aquatique.

Les données de MENVIQ (1993b) traitent des microorganismes pathogènes dans l'eau.

1.4.2 QUALITÉ DES EAUX DOUCES

Afin de juger globalement de la qualité d'une eau, deux types d'indices numériques de qualité ont été adaptés de Lamarche (1992). Le premier, l'indice de dépassement des critères de qualité (IDC), tient compte de l'amplitude moyenne du dépassement des critères de qualité pour chaque variable (A_i), de la fréquence du dépassement de ces critères en pourcentage (F_i) et du nombre de variables considérées (n) :

$$IDC = [\sum (A_i \times F_i)] / n$$

Plus la valeur de l'IDC est élevée, plus un déficit de la qualité est apparent.

Le second indice évalue exclusivement la qualité bactérienne de l'eau (coliformes fécaux), en calculant les fréquences de dépassement des critères spécifiques à chacun des usages.

Les trois usages retenus sont la consommation humaine directe, les activités récréatives de contact et la protection de la vie aquatique. Deux IDC ont été calculés pour chacun des usages : un indice relatif aux variables inorganiques (IDCI) et un indice relatif aux variables organiques (IDCO). Il n'y a pas d'IDCO pour les activités récréatives de contact, car il n'existe pas de critère relatif aux variables organiques disponibles. Les fréquences de dépassement du critère de qualité de l'eau qui s'applique aux coliformes fécaux ont été calculées pour la consommation humaine directe et les activités récréatives de contact. Tous ces IDC sont nécessaires afin de ne pas mélanger des variables ayant des propriétés très différentes, par souci d'uniformité des données disponibles et afin de mieux cerner les problèmes de qualité de l'eau. Toutefois, il ne faut pas comparer entre eux les IDC lorsqu'ils s'adressent à des usages différents parce qu'ils n'ont pas été obtenus à partir des mêmes paramètres.

Les variables retenues pour évaluer la qualité de l'eau, accompagnées des critères de qualité pour chacun des usages considérés, sont présentées au tableau 1.14.

Pour chaque usage considéré, en complément du calcul des IDC et des fréquences des dépassements du critère relatif aux coliformes fécaux, une cartographie des masses d'eau a été fournie. Le nombre de classes représentées a été déterminé selon la règle de Sturge, soit :

$$\text{Nombre de classes} = 1 + (3{,}3 \log n)$$

où log n représente le logarithme à base 10, et n, le nombre de données. L'intervalle de classe a été déterminé en calculant l'écart entre la plus grande et la plus petite valeur IDC et en divisant cet écart par le nombre de classes.

Enfin, les stations les plus problématiques pour chaque usage considéré ont été identifiées de la façon suivante :

$$\text{IDC}_{\text{station problématique}} > \text{moyenne des IDC} + \text{écart type}$$

Dans le cas des indices de dépassement relatifs aux coliformes fécaux, les stations problématiques ont été définies comme celles qui présentent une fréquence de dépassement égale à 100 p. 100 et une moyenne de coliformes fécaux supérieure à 1000 c.f. par 100 mL.

TABLEAU 1.14

Variables retenues pour le calcul des indices de dépassement des critères de qualité de l'eau

	IDCI (mg/L)				IDCO (ng/L)	
Variables	**Vie aquatique (MENVIQ, 1990a)**	**Consommation humaine directe (SBSC, 1993)**	**Activités récréatives de contact (MENVIQ, 1990a)**	**Variables**	**Vie aquatique (MENVIQ, 1990a)**	**Consommation humaine directe (SBSC, 1993)**
Aluminium	0,087	–	–	Acénaphtène	3 000*	–
Baryum	50	1	1	Aldrine et dieldrine	–	700
Cadmium	0,001 3 (0,000 44)	0,005	0,01	Benzo (*a*) pyrène	–	10
Chlorures	–	250	–			
Chrome	0,002	0,05	0,05	BPC	1	–
Colbalt	0,005	–	–	Chlordane	6	7 000
Cuivre	0,002 76 (0,002)	1	1	DDT et métabolites	1	30 000
				Dieldrine	1,9	700 (aldrine et dieldrine)
Fer	0,3	0,3	–			
Manganèse	–	0,05	0,5	Endosulfan	20	–
Molybdène	1	–	–	Endrine	2,3	–
Nickel	0,184 0 (0,056 9)	–	0,25	Heptachlore	10	3 000 (heptachlore et époxyde d'heptachlore)
Plomb	0,004 (0,000 69)	0,01	0,05			
Sodium	–	200	–	Mirex	1	–
Sulfates	–	500	–	Naphtalène	29 000	–
Turbidité	–	5 UTN	10 UTN**			
Vanadium	0,014	–	–			
Zinc	0,123 7 (0,038 2)	5	5			

**MENVIQ, 1993a, critère provisoire.*
***CCMRE, 1992.*
– : aucun critère pour cet usage.

Remarques. – Se référer au tableau 1.2 pour la dureté correspondante aux critères relatifs à la vie aquatique.

«La turbidité de l'eau ne doit pas dépasser 5 UTN par rapport à la turbidité naturelle de l'eau lorsque la turbidité est faible» (CCMRE, 1992). La turbidité moyenne des masses d'eau du fleuve est de 5 UTN.

1.4.2.1 Consommation humaine directe

Les tableaux 1.15 et 1.16 donnent les résultats obtenus sur les dépassements des critères de qualité relatifs aux substances inorganiques (IDCI) mesurés entre 1985 et 1990 dans différentes masses d'eau du couloir fluvial et sur les dépassements des critères de qualité relatifs aux coliformes fécaux mesurés entre 1990 et 1993 dans les mêmes masses d'eau.

TABLEAU 1.15

Indices de dépassement des critères relatifs aux substances inorganiques pour la consommation humaine directe dans les masses d'eau du Saint-Laurent entre 1985 et 1990

Masse d'eau ou tributaire	IDCI	Nombre de relevés
Grands Lacs – amont de Montréal	0,01	3157
Grands Lacs – aval de Montréal	0,11	906
Rivière des Outaouais	0,08	300
Mélange des Outaouais – rive nord	0,32	628
Mélange Grands Lacs – rive sud	0,23	298
Région de Québec	0,21	1655
Rivière Saint-Louis	0,91	195
Rivière L'Assomption	nd	nd
Rivière Richelieu	nd	nd
Rivière Yamaska	nd	nd
Rivière Nicolet	nd	nd
Rivière Saint-Maurice	nd	nd
Rivière Bécancour	nd	nd
Rivière Jacques-Cartier	nd	nd

nd : non disponible.

Source : À partir des données de CSL, 1993a.

L'eau non traitée du Saint-Laurent ne contient pas de concentrations de substances inorganiques qui la rendent impropre à la consommation. Sauf pour la turbidité, le fer et le manganèse, aucun dépassement n'a été détecté durant toute la période à l'étude, soit de 1985 à 1990 (figure 1.37). En fait, les concentrations de la plupart des neuf autres variables sont beaucoup plus faibles que les critères de qualité de l'eau pour la consommation humaine directe. Dans le cas de la turdibité, du fer et du manganèse, les dépassements observés n'ont qu'un effet esthétique et non toxique. En concentrations élevées, le fer et le manganèse tachent les tissus, causent des problèmes aux éléments de plomberie et donnent un mauvais goût à l'eau. En se basant sur le critère relatif à la turdibité (5 UTN), la masse d'eau des Grands Lacs en amont, celle de la rivière des Outaouais et celle des Grands Lacs en aval sont acceptables dans 99 p. 100, 85 p. 100 et 75 p. 100 des cas respectivement. Un maximum de 5 UTN est toléré dans la mesure où la désinfection des eaux n'est pas compromise (SBSC, 1993). L'embouchure de la rivière Saint-Louis et une station de la rive nord, sous le pont Laviolette, montrent les plus hauts IDCI à cause de la turbidité et des concentrations de fer qui y sont les plus élevées.

Des coliformes fécaux ont été détectés dans presque tous les échantillons d'eau analysés. Toutes les masses d'eau montrent des fréquences de dépassement supérieures à 84 p. 100 du critère pour la consommation humaine qui est de

TABLEAU 1.16

Fréquence des dépassements du critère relatif aux coliformes fécaux pour la consommation humaine directe dans les masses d'eau du Saint-Laurent entre 1990 et 1993

Masse d'eau ou tributaire	Nombre de relevés	Fréquence de dépassement (%)			
		> 0 coliforme	> 10 coliformes	> 100 coliformes	> 1000 coliformes
Grands Lacs – amont de Montréal	269	84	38	15	6
Grands Lacs – aval de Montréal	358	99,8	99	80	22
Rivière des Outaouais	1044	98	89	58	24
Mélange des Outaouais – rive nord	251	95	93	85	45
Mélange Grands Lacs – rive sud	30	100	97	50	3
Région de Québec	377	94	88	58	2
Rivière Yamaska	86	99	97	76	20
Rivière Richelieu	93	98	97	75	11
Rivière Nicolet	196	97	92	58	14
Rivière Saint-Maurice	103	100	98	90	18
Rivière Bécancour	96	100	99	60	6
Rivière L'Assomption	96	99	99	93	42
Rivière Jacques-Cartier	91	99	96	47	3
Rivière Saint-Louis	nd	nd	nd	nd	nd

nd : non disponible.

Source : À partir des données de MENVIQ, 1993b.

0/100 mL (figure 1.37). L'eau du fleuve ne peut donc être consommée directement (sans traitement) à cause de sa mauvaise qualité microbiologique. Les zones les plus problématiques se situent sur le transect de Boucherville à la station la plus au nord, dans le panache de la CUM en bordure sud et en aval de l'île aux Vaches, sur tout le transect sous le pont Le Gardeur, dans le mélange des Outaouais – rive nord au niveau de Repentigny et Tracy, dans la masse d'eau de la rivière Saint-Maurice et dans celle de la rivière Yamaska (figure 1.37).

L'IDCO pour la consommation humaine directe a été calculé pour 1991 seulement. Parmi les cinq variables organiques utilisées (voir tableau 1.14), aucun dépassement n'a été enregistré dans le fleuve Saint-Laurent sauf pour une concentration de benzo (*a*) pyrène à l'embouchure de la rivière Saint-Louis.

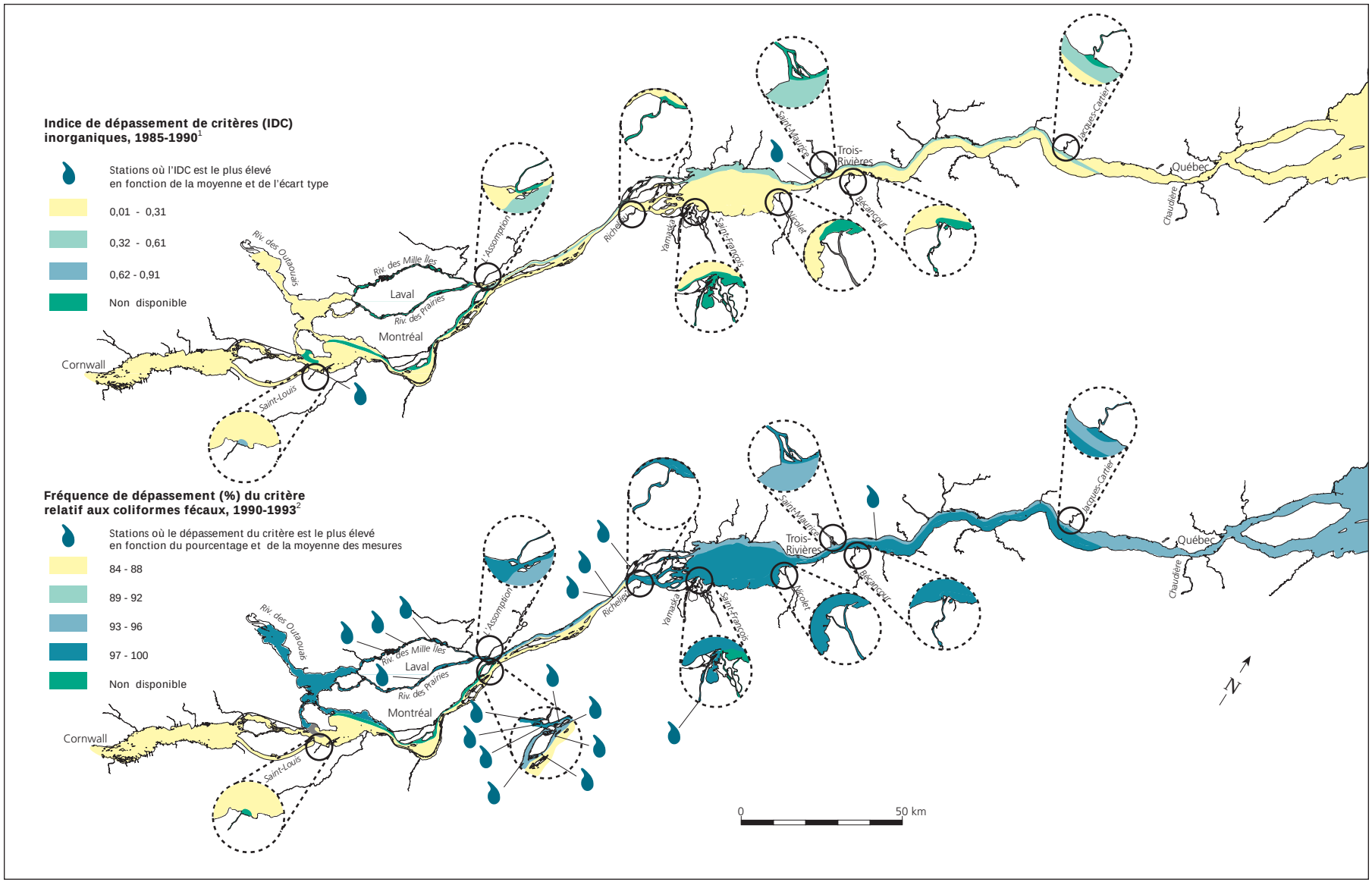
1.4.2.2 Activités récréatives de contact

Parmi l'ensemble des variables considérées (tableau 1.14), trois ont un impact sur la qualité de l'eau pour son usage récréatif. Ce sont les coliformes fécaux, le phosphore total et la turbidité.

Pour les activités récréatives de contact primaire, la fréquence de dépassement du critère de qualité relatif aux coliformes fécaux (200 c.f./100 mL), de

FIGURE 1.37

Dépassements des critères relatifs aux substances inorganiques et aux coliformes fécaux pour la consommation humaine directe dans les masses d'eau du Saint-Laurent



Sources : [1] À partir des données de CSL, 1993a. [2] À partir de données de MENVIQ, 1993b.

mai à octobre 1990 à 1993, a varié entre 18 et 80 p. 100 (tableau 1.17) et a présenté un problème majeur, principalement entre l'est de l'île de Montréal et Québec. Cinq masses d'eau montraient des dépassements de plus de 60 p. 100 (figure 1.38) : la masse d'eau des Grands Lacs en aval de Montréal (67 p. 100), la masse d'eau de la rivière des Outaouais – rive nord (78 p. 100) et celles des rivières Yamaska (13 km en amont de l'embouchure, 62 p. 100), Saint-Maurice (80 p. 100) et L'Assomption (78 p. 100).

TABLEAU 1.17

Fréquence des dépassements du critère relatif aux coliformes fécaux pour les activités récréatives de contact primaire dans les masses d'eau du Saint-Laurent entre 1990 et 1993

Masse d'eau ou tributaire	Fréquence de dépassement (%) > 200 c.f./100 mL	Nombre de relevés
Grands Lacs – amont de Montréal	18	179
Grands Lacs – aval de Montréal	67	249
Rivière des Outaouais	53	680
Mélange des Outaouais – rive nord	78	154
Mélange Grands Lacs – rive sud	30	30
Région de Québec	31	251
Rivière Yamaska	62	47
Rivière Richelieu	30	48
Rivière Nicolet	34	113
Rivière Saint-Maurice	80	60
Rivière Bécancour	31	51
Rivière L'Assomption	78	50
Rivière Jacques-Cartier	40	49

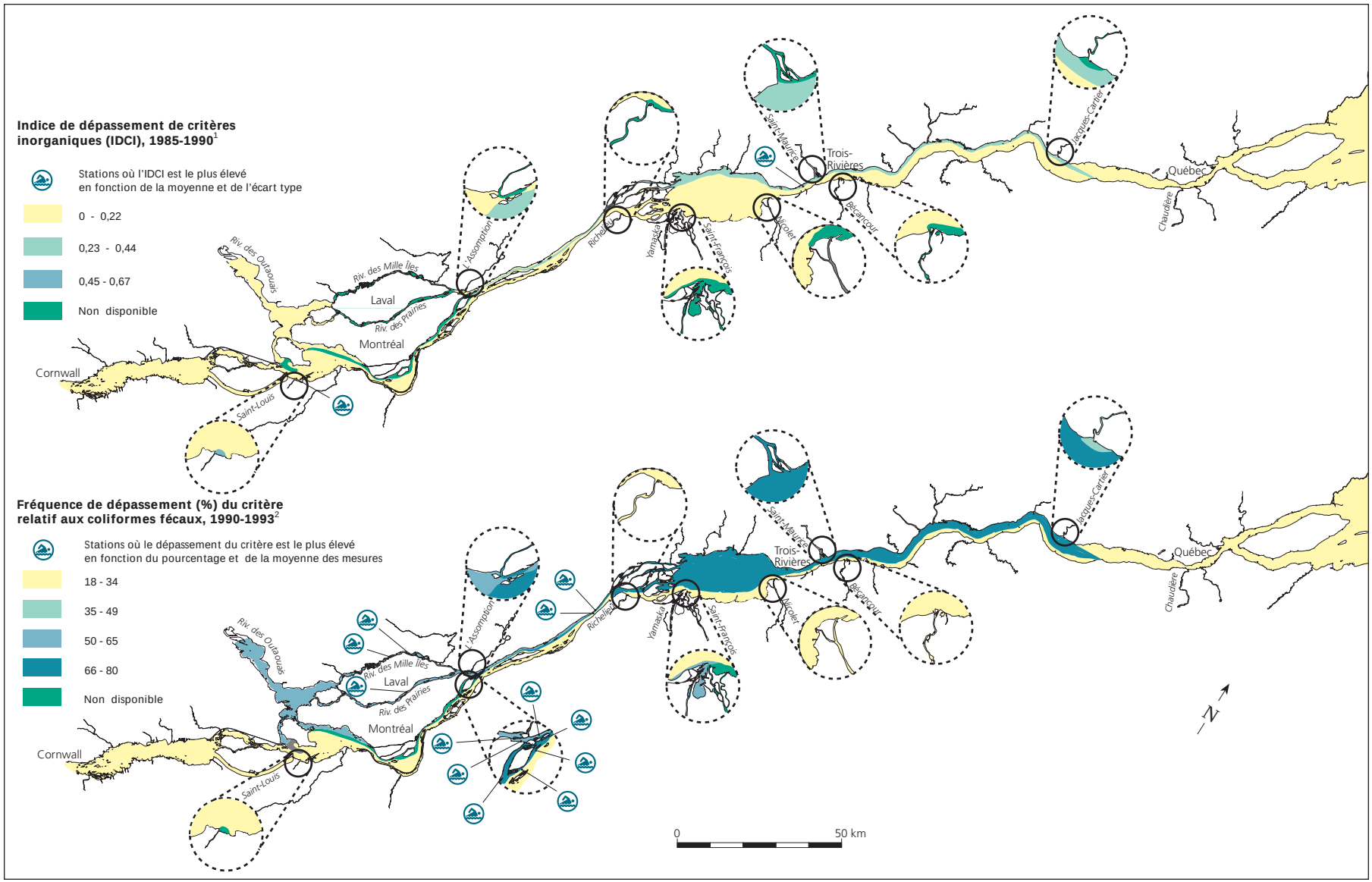
Source : À partir des données de MENVIQ, 1993b.

Dans le cas des activités récréatives de contact secondaire (voile, pêche, canotage), la fréquence de dépassement du critère de qualité relatif aux coliformes fécaux (1000/mL), de 1990 à 1993, a varié entre 3 et 45 p. 100 (tableau 1.16). Les deux masses d'eau les plus affectées sont le mélange des Outaouais – rive nord avec 45 p. 100 et la rivière L'Assomption avec 42 p. 100.

La répartition et le nombre de stations utilisées influencent beaucoup les résultats sur la fréquence des dépassements par masse d'eau, particulièrement dans le cas du Saint-Laurent. Les résultats relatifs à la masse d'eau des Grands Lacs en aval de Montréal sont grandement influencés par les résultats provenant des stations du transect de Boucherville (figure 1.39), qui subit l'effet des égouts non raccordés au moment de l'échantillonnage du sud-est de l'île de Montréal,

FIGURE 1.38

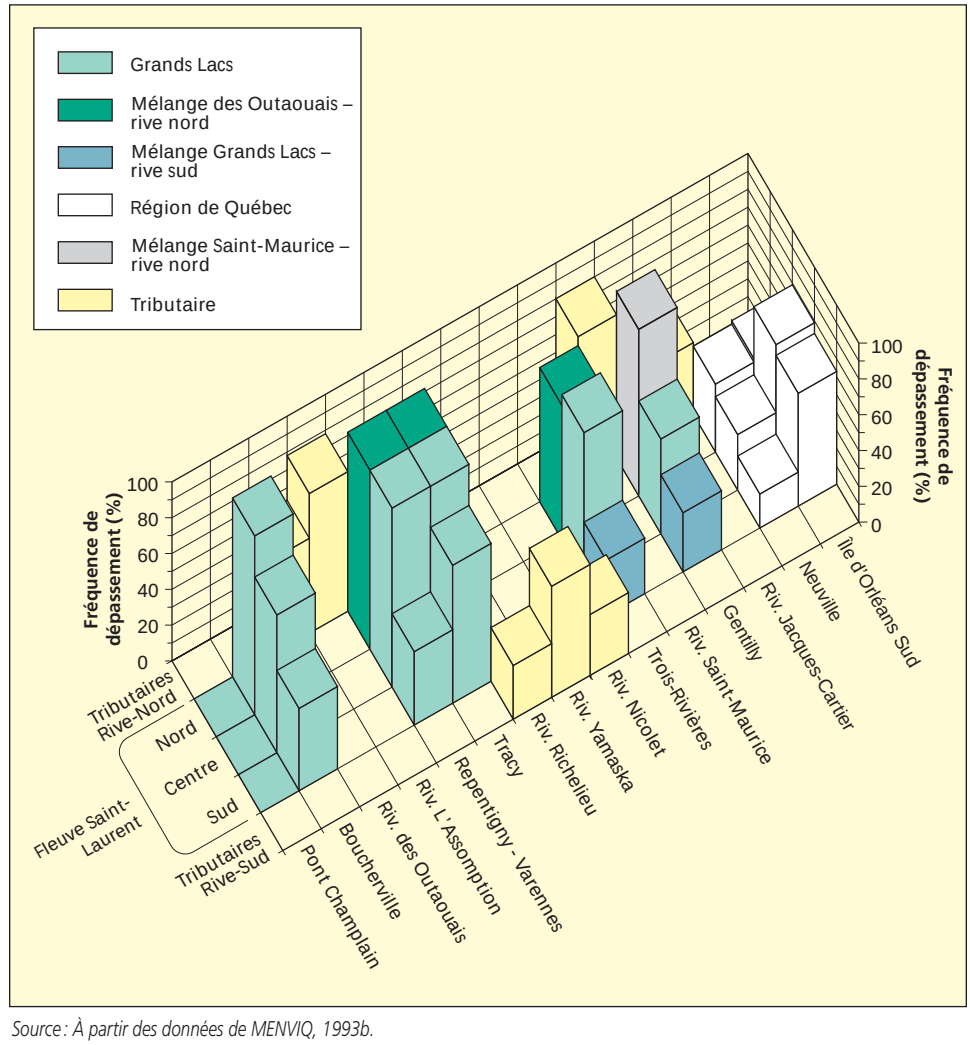
Dépassements des critères relatifs aux substances inorganiques et aux coliformes fécaux pour les activités récréatives de contact primaire dans les masses d'eau du Saint-Laurent



Sources : [1] À partir des données de CSL, 1993a. [2] À partir des données de MENVIQ, 1993b.

FIGURE 1.39

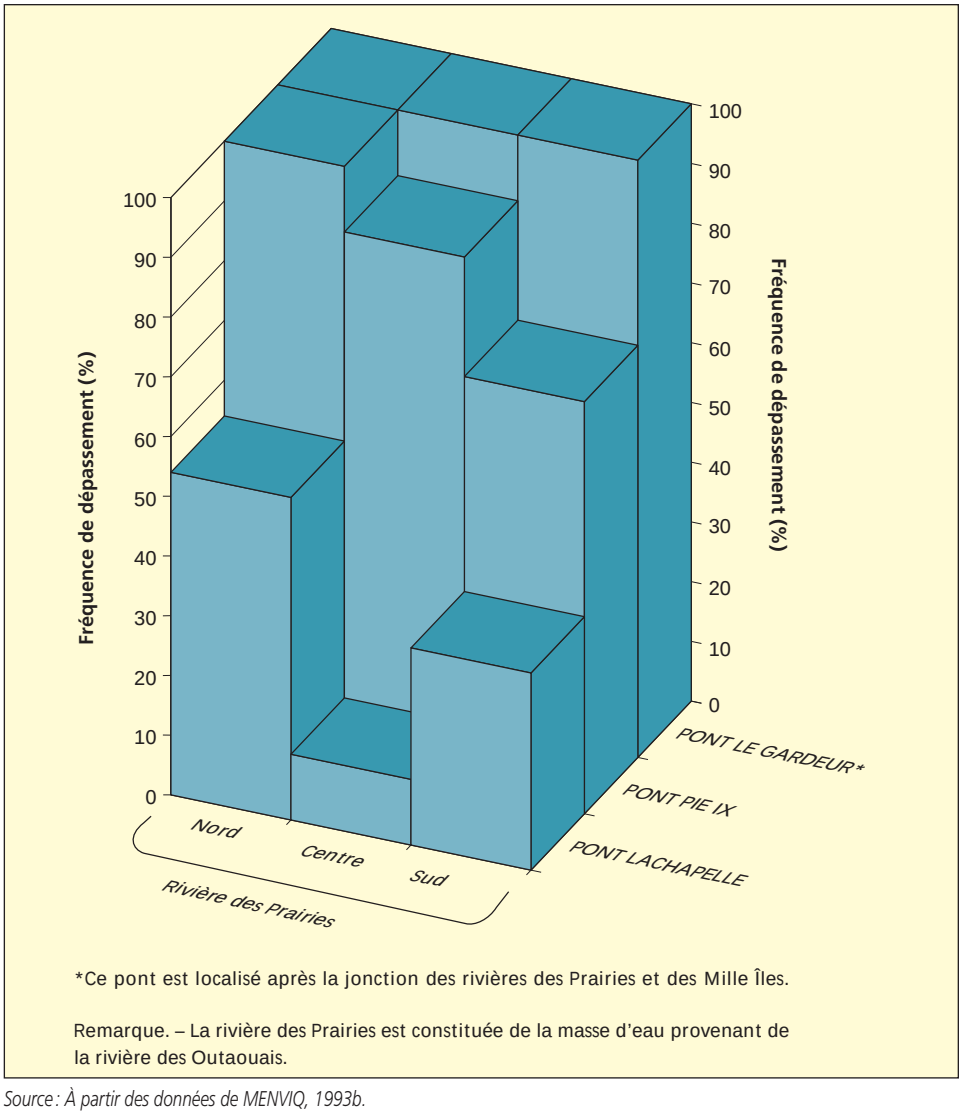
Fréquence des dépassements du critère relatif aux coliformes fécaux pour les activités récréatives de contact primaire (200 c.f./100 mL) dans les masses d'eau du Saint-Laurent entre 1990 et 1993



Source : À partir des données de MENVIQ, 1993b.

avec des dépassements de 100 p. 100 et de 77 p. 100 aux deux stations au nord et au centre. Par contre, la qualité de l'eau à la sortie du lac Saint-François et au transect du pont Champlain (figure 1.39) est bonne pour la pratique d'activités récréatives de contact. Les dépassements importants dans la masse d'eau des Outaouais – rive nord sont causés par la mauvaise qualité microbiologique de l'eau provenant des rivières des Prairies (figure 1.40, transect pont Pie IX) et des Mille Îles (figure 1.40, transect pont Le Gardeur) et par les eaux usées traitées de la CUM qui sont déversées dans le fleuve sans désinfection (figure 1.38). Cette influence se fait sentir jusqu'aux îles de Berthier-Sorel, comme le montrent les stations nord des transects de Repentigny-Varennes et de Tracy, avec des dépassements de 100 p. 100 (figure 1.39). La masse d'eau qui longe la rive nord enregistre les pires résultats à Trois-Rivières et immédiatement en aval, avec un dépassement de 80 p. 100 dans la masse d'eau de la rivière Saint-Maurice (figure 1.39) qui a pénétré dans le fleuve. Cette contamination provient des municipalités de Trois-Rivières et de Cap-de-la-Madeleine dont les eaux usées n'étaient pas encore traitées de façon optimale. En fait, la station d'épuration de Trois-

FIGURE 1.40
Fréquence des dépassements du critère relatif aux coliformes fécaux pour les activités récréatives de contact primaire (200 c.f./100 mL) dans la rivière des Prairies entre 1990 et 1993



*Ce pont est localisé après la jonction des rivières des Prairies et des Mille Îles.

Remarque. – La rivière des Prairies est constituée de la masse d'eau provenant de la rivière des Outaouais.

Source : À partir des données de MENVIQ, 1993b.

Rivières a été mise en service en janvier 1993 et est actuellement en période de rodage. La contamination est aussi probablement causée par les papetières situées sur le Saint-Maurice. En effet, les décomptes de coliformes fécaux peuvent comprendre un nombre important du genre *Klebsiella* qui se retrouve souvent dans les effluents des papetières.

La situation s'améliore dans la zone des eaux de mélange de la région de Québec, qui débute à Portneuf, la fréquence des dépassements variant entre 19 et 69 p. 100, sauf à la prise d'eau de Sainte-Foy, où la fréquence n'atteint que 5 p. 100. Au transect au sud de l'île d'Orléans, les coliformes fécaux sont plus nombreux dans le centre et sur le côté sud, avec des dépassements de 69 p. 100 et de 63 p. 100 respectivement (figure 1.39). Les stations d'épuration de la CUQ ont été mises en service en mars 1992 mais ne fonctionnent pas encore conformément aux exigences du MENVIQ. La situation à l'embouchure des rivières

Richelieu, Nicolet, Bécancour et Jacques-Cartier est légèrement meilleure que dans la région de Québec, avec des fréquences de dépassements de 30 à 40 p. 100.

L'IDCI pour les activités récréatives de contact primaire inclut le phosphore total, la turbidité et huit substances inorganiques. Le tableau 1.18 fournit les résultats sur le dépassement des critères de qualité relatifs aux substances inorganiques, par masse d'eau, entre 1985 et 1990.

La masse d'eau provenant des Grands Lacs montre une fréquence de dépassements du critère relatif au phosphore total (0,03 mg/L) de 30 p. 100, et cette fréquence augmente considérablement dans les autres masses d'eau. Cet élément n'est toutefois pas considéré comme toxique bien que sa présence occasionne la croissance excessive des plantes aquatiques. Entre Cornwall et Québec, la concentration de phosphore total passe d'environ 0,010 mg/L à 0,040 mg/L. L'augmentation des concentrations de phosphore en aval de Montréal se produit surtout entre Repentigny et Tracy. Elle est occasionnée en partie par les rejets traités de la CUM, par les rejets non traités de Laval, par la remise en suspension de sédiments riches en phosphore et par l'érosion des berges due à la navigation maritime. On observe une nouvelle hausse des concentrations dans le lac Saint-Pierre à cause des tributaires agricoles, mais cette hausse est beaucoup moins marquée que la précédente.

Comme on l'a déjà dit, les eaux du fleuve sont très peu turbides en amont de Montréal, que ce soit dans la masse d'eau des Grands Lacs ou dans celle de la rivière des Outaouais. En aval de Montréal, la turbidité augmente tant du côté nord que du côté sud, et ce, particulièrement dans la région du lac Saint-Pierre. Deux stations montrent des IDCI plus élevés à cause des concentrations de phosphore total et d'une plus forte turbidité. Il s'agit de la station à l'embouchure de la rivière Saint-Louis et de la station située sous le pont Laviolette, dans le transect nord, près de Trois-Rivières. Il n'y a aucun dépassement des critères par les concentrations des huit substances inorganiques dans les eaux du fleuve. Les concentrations des métaux ne constituent donc pas un obstacle aux activités récréatives de contact primaire.

1.4.2.3 Vie aquatique (toxicité chronique)

Les variables et les critères utilisés pour évaluer la qualité de l'eau pour la vie aquatique sont indiqués au tableau 1.14. Le tableau 1.19 présente les IDCI liés à la protection de la vie aquatique.

Il est possible de déceler des tendances de la qualité de l'eau à partir de ces indices (figure 1.41); l'eau en amont de Montréal est légèrement altérée sauf à l'embouchure de la rivière Saint-Louis où l'IDCI est le plus élevé, tandis

TABLEAU 1.18

Indices de dépassement des critères relatifs aux substances inorganiques pour les activités récréatives de contact primaire dans les masses d'eau du Saint-Laurent entre 1985 et 1990

Masse d'eau ou tributaire	IDCI	Nombre de relevés
Grands Lacs – amont de Montréal	0,1	2571
Grands Lacs – aval de Montréal	0,07	741
Rivière des Outaouais	0,09	246
Mélange des Outaouais – rive nord	0,23	514
Mélange Grands Lacs – rive sud	0,14	242
Région de Québec	0,13	1355
Rivière Saint-Louis	0,67	161
Rivière L'Assomption	nd	nd
Rivière Richelieu	nd	nd
Rivière Yamaska	nd	nd
Rivière Nicolet	nd	nd
Rivière Saint-Maurice	nd	nd
Rivière Bécancour	nd	nd
Rivière Jacques-Cartier	nd	nd

nd : non disponible.

Source : À partir des données de CSL, 1993a.

qu'en aval, elle se dégrade, particulièrement le long de la rive nord, et présente une légère amélioration ou se maintient dans la région de Québec. Ce gradient correspond à l'augmentation des MES de l'amont vers l'aval.

Cinq substances inorganiques sont responsables de cette évolution des IDCI. Le chrome, le cuivre et le plomb sont potentiellement dommageables pour la vie aquatique dans le fleuve. Il faut souligner ici que les critères de qualité relatifs à certains métaux changent en fonction de la dureté de l'eau, qui peut influencer la biodisponibilité des métaux (MENVIQ, 1993a). Ainsi, les métaux comme le cuivre et le plomb présentent plus de risques de toxicité dans les eaux brunes de la rive nord du Saint-Laurent où la dureté est moindre que celle des eaux vertes de la rive sud. Quant au fer et à l'aluminium, ils sont fortement associés aux MES et ne risquent pas de causer un problème de toxicité chronique aux conditions de pH observées dans le fleuve.

Les fréquences de dépassement relativement élevées des critères relatifs au chrome, au plomb et au cuivre posent un problème de toxicité potentiel. La figure 1.42 présente les valeurs de l'IDCI calculées pour de nombreuses stations en transect le long du Saint-Laurent. Cette figure montre une dégradation graduelle de la qualité des eaux entre Cornwall et Trois-Rivières. Deux zones de dégradation importantes apparaissent. La première se situe en aval de

TABLEAU 1.19

Indices de dépassement des critères relatifs aux substances inorganiques pour la vie aquatique dans les masses d'eau du Saint-Laurent entre 1985 et 1990

Masse d'eau ou tributaire	IDCI	Nombre de relevés
Grands Lacs – amont de Montréal	0,11	2598
Grands Lacs – aval de Montréal	0,52	754
Rivière des Outaouais	0,41	252
Mélange des Outaouais – rive nord	1,24	528
Mélange Grands Lacs – rive sud	0,68	246
Région de Québec	0,76	1410
Rivière Saint-Louis	1,33	175
Rivière L'Assomption	nd	nd
Rivière Richelieu	nd	nd
Rivière Yamaska	nd	nd
Rivière Nicolet	nd	nd
Rivière Saint-Maurice	nd	nd
Rivière Bécancour	nd	nd
Rivière Jacques-Cartier	nd	nd

nd : non disponible.

Source : À partir des données de CSL, 1993a.

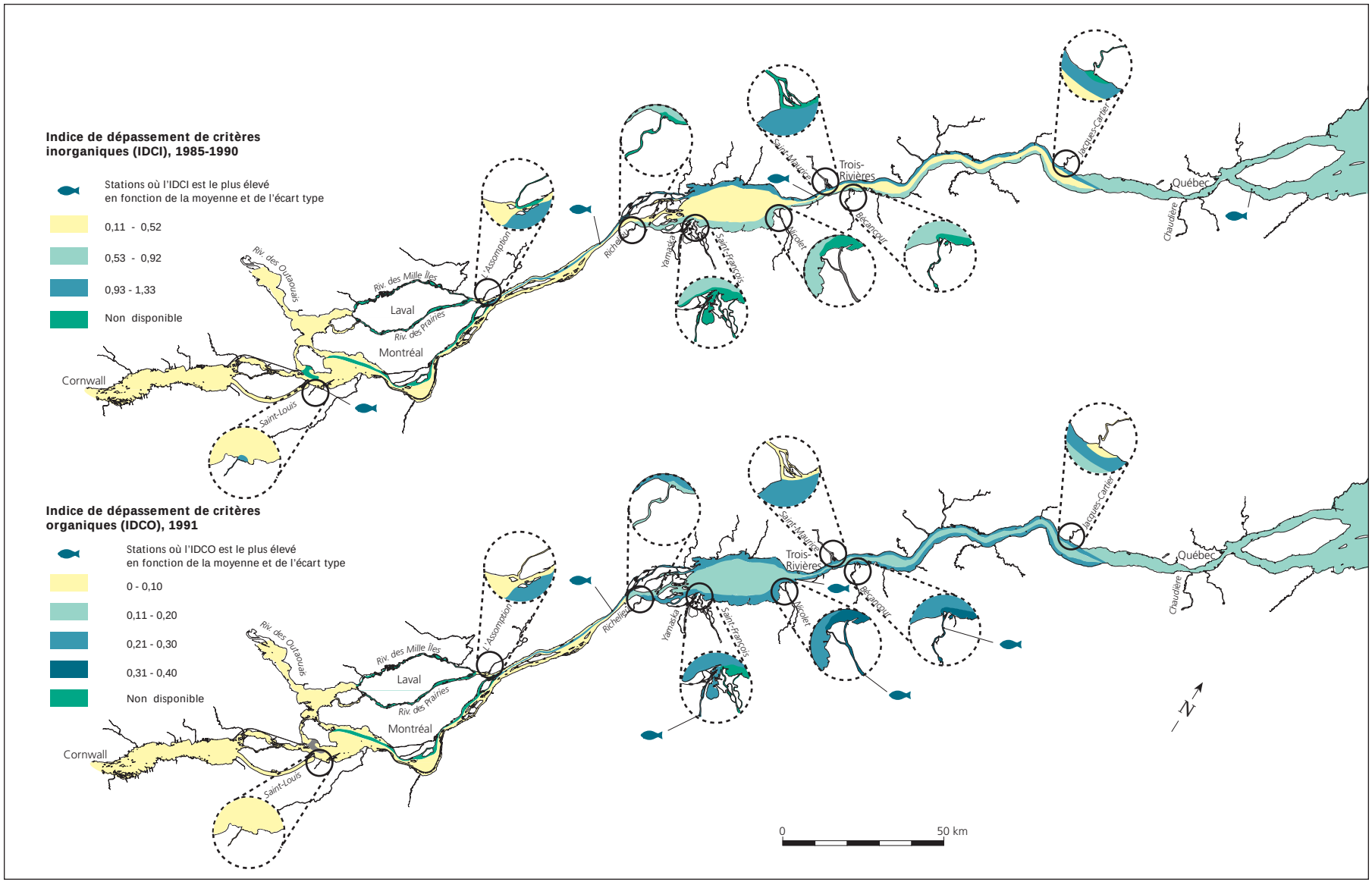
Montréal, après la confluence des rivières des Prairies, des Milles Îles, L'Assomption et du Saint-Laurent. Cette zone se caractérise par des fréquences élevées de dépassement des critères relatifs au cuivre et au plomb. La deuxième zone de dégradation se situe au niveau de Sorel et affecte le mélange Grands Lacs – rive sud. Les rejets industriels de cette région en sont la cause et provoquent des dépassements des critères relatifs au cuivre et au chrome.

Il faut néanmoins considérer ces résultats avec prudence; la toxicité chronique des métaux-traces pour les organismes aquatiques est encore mal connue, et les critères ne tiennent pas compte des effets synergiques ou antagonistes des mélanges de substances diverses; de plus, les résultats pour le chrome, le cuivre et le plomb sont près de la limite de détection, ce qui les rend qualitatifs plutôt que quantitatifs.

Les résultats de la qualité de l'eau présentés pour les substances organiques ont le même gradient amont-aval que celui des variables inorganiques dans les cinq masses d'eau principales du fleuve (figure 1.41) sans la différence nord-sud qui provient, pour l'IDCI, d'une plus forte concentration de MES et d'une plus faible dureté du côté nord. Ces deux facteurs influencent moins l'IDCO qui est très bas en amont de Montréal et subit des augmentations diverses dans

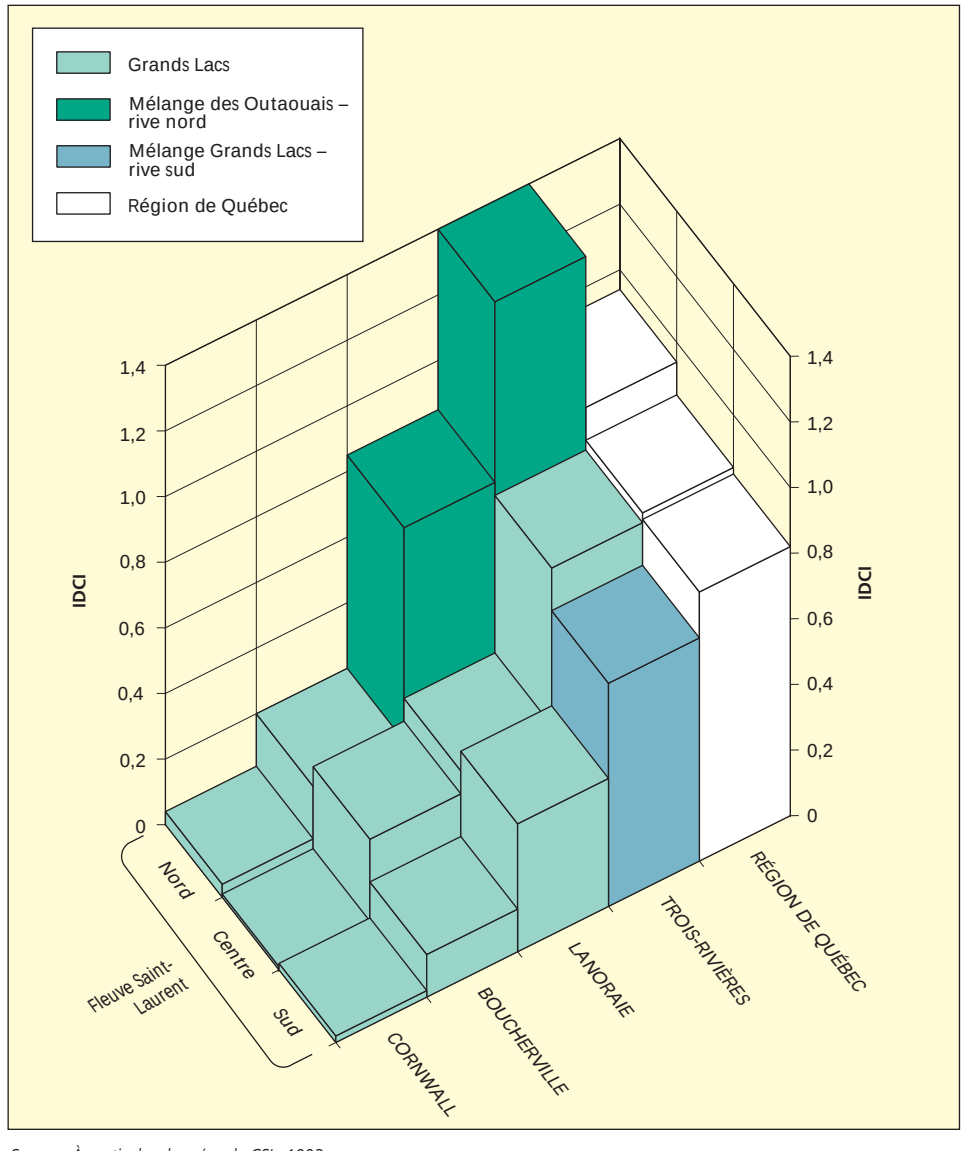
FIGURE 1.41

Dépassements des critères relatifs aux substances organiques et inorganiques pour la vie aquatique dans les masses d'eau du Saint-Laurent



Source : À partir des données de CSL, 1993a.

FIGURE 1.42
IDCI pour la protection de la vie aquatique entre 1985 et 1990



Source : À partir des données de CSL, 1993a.

les masses d'eau en aval de Montréal. Les stations les plus problématiques se situent au nord des transects de Les Grèves et de Port-Saint-François.

Les rivières Saint-Louis, Saint-Maurice, L'Assomption et Jacques-Cartier n'ont montré aucun dépassement (IDCO = 0) des critères relatifs aux 10 variables organiques à l'étude (tableau 1.20). Par contre, les rivières Yamaska, Nicolet et Bécancour montraient des IDCO aussi élevés que ceux calculés pour le fleuve en aval de Montréal (figure 1.41), et la rivière Richelieu les suit de près. Il faut cependant souligner le faible nombre de relevés pour chacune de ces rivières. Les variables responsables de ces tendances sont les BPC et le DDT et ses métabolites dans le fleuve et ses tributaires.

TABLEAU 1.20

Indices de dépassement des critères relatifs aux substances organiques pour la vie aquatique dans les masses d'eau du Saint-Laurent en 1991

Masse d'eau ou tributaire	IDCO	Nombre de relevés
Grands Lacs – amont de Montréal	0,05	90
Grands Lacs – aval de Montréal	0,17	419
Rivière des Outaouais	0,05	50
Mélange des Outaouais – rive nord	0,27	279
Mélange Grands Lacs – rive sud	0,22	140
Région de Québec	0,19	60
Rivière Saint-Louis	0,00	20
Rivière L'Assomption	0,00	10
Rivière Richelieu	0,19	220
Rivière Yamaska	0,30	240
Rivière Nicolet	0,33	200
Rivière Saint-Maurice	0,00	10
Rivière Bécancour	0,41	15
Rivière Jacques-Cartier	0,00	20

Source : À partir des données de CSL, 1993a.

1.4.3 QUALITÉ DES EAUX SALÉES

Il n'existe qu'un seul réseau de suivi de la qualité des eaux salées pour permettre d'évaluer la qualité bactérienne des eaux salées, celui associé à la cueillette et l'élevage des mollusques.

Lorsque l'eau d'un banc coquillier est contaminée par les coliformes fécaux, les mollusques qui y vivent les absorbent et les concentrent. Ces bactéries n'affectent pas les mollusques mais les rendent impropres à la consommation humaine. En plus des bactéries coliformes, on trouve dans certains secteurs la présence d'une algue microscopique, *Alexandrium excavatum*, responsable de l'intoxication paralysante par les mollusques. Comme l'eau des secteurs coquilliers est la voie par laquelle les microorganismes pathogènes s'introduisent dans les mollusques, la classification de ces secteurs en fonction de la contamination de l'eau permet d'assurer la protection des consommateurs.

1.4.3.1 Cueillette de mollusques

Les coliformes fécaux servent d'organismes indicateurs des conditions insalubres du milieu aquatique, parce que ces bactéries sont associées aux rejets intestinaux des vertébrés à sang chaud comme l'être humain. Les coliformes fécaux sont donc des indicateurs de la contamination, et les genres les plus fréquemment rencontrés sont *Escherichia*, *Enterobacter* et *Klebsiella*. Ainsi, on retrouve principalement dans les secteurs coquilliers l'espèce *Escherichia coli* (75 à 95 p. 100 des coliformes fécaux).

Pour évaluer la qualité des eaux où vivent les mollusques, il faut dresser un inventaire des sources de pollution qui peuvent affecter le secteur à l'étude. Ces sources appartiennent à deux grandes catégories : les sources ponctuelles et les sources de pollution diffuse.

Les sources ponctuelles sont des sources de pollution circonscrites, dont les effets, isolables et mesurables, se font sentir dans le milieu récepteur, à des endroits précis. Citons, à titre d'exemple, les rejets municipaux non traités, ceux des fabriques de pâtes et papiers, des usines de transformation d'aliments, etc.

Les sources de pollution diffuse ne sont pas discernables ou localisables : la pollution peut provenir du ruissellement de terres agricoles, d'installations septiques défectueuses, de matières fécales animales, de rejets en milieu aquatique d'eaux usées de bateaux.

L'étude de la qualité de l'eau des secteurs coquilliers comprend trois étapes principales : des relevés sanitaires, des études hydrographiques et des études bactériologiques. Dans le cas de cette dernière étape, la méthode de la fermentation en tubes multiples (NPP) sert à évaluer le nombre de bactéries dans l'eau salée et dans les mollusques. Cette méthode repose sur le principe de dilution jusqu'à extinction. Des dilutions décimales de l'échantillon sont analysées en parallèle dans des tubes qui renferment un milieu permettant la croissance sélective de l'organisme indicateur dont on veut établir la numération (coliformes fécaux). Les résultats d'une telle analyse sont exprimés en nombre le plus probable (NPP = nombre de coliformes par 100 mL) et sont fondés sur le calcul des probabilités.

Normes

Trois cotes sont attribuées aux secteurs pour indiquer s'ils sont propices à la cueillette des mollusques : «ouvert», «ouvert sous conditions» et «fermé». Chaque cote reflète l'état bactérien de l'eau des secteurs visés, les sources courantes et potentielles de pollution, et, dans une certaine mesure, l'utilisation régionale des ressources en mollusques.

Pour qu'un secteur soit ouvert à l'exploitation, il doit répondre aux normes canadiennes et américaines de contrôle de salubrité des eaux des secteurs coquilliers :

a) le secteur ne doit pas être contaminé par des matières fécales ou par des substances délétères et toxiques au point que la consommation des mollusques de ce secteur s'avère dangereuse;

b) la valeur médiane de chaque station ne doit pas dépasser 14 coliformes fécaux par 100 mL d'eau;

c) pas plus de 10 p. 100 des valeurs obtenues à chaque station ne doivent dépasser 43 coliformes fécaux par 100 mL;

d) dans le cas de l'intoxication paralysante par les mollusques (IPM), la concentration de toxines ne doit pas dépasser 80 µg/100 g de chair de mollusque, et aucune autre intoxication neurotoxique par les mollusques ne doit être relevée dans des concentrations décelables.

Lorsque ces normes ne sont pas respectées, on attribue au secteur la cote «fermé». Il arrive toutefois qu'un secteur ne soit fermé que pour une période déterminée durant laquelle la pollution augmente (comme en été, par exemple, au voisinage d'un terrain de camping); le secteur reçoit alors la cote «ouvert sous condition».

Présentation des résultats

En 1992, on dénombrait un total de 176 sites coquilliers, dont 57 étaient «ouverts», 34 «ouverts sous condition» et 85 «fermés». Seuls, 57 secteurs avaient une eau de bonne qualité en permanence, et 34 secteurs avaient une eau de bonne qualité de façon temporaire pour l'usage «cueillette de mollusques». Ces résultats sont présentés au tableau 1.21 sur la classification des secteurs coquilliers. Le tableau 1.22 présente le nombre de stations d'échantillonnage par région, et parmi ces dernières, le nombre de stations ayant une médiane spatiale supérieure à 14 NPP et celles ayant plus de 10 p. 100 des échantillons supérieurs à 43 NPP.

TABLEAU 1.21
Classification des secteurs par région (1992)

Région	Ouverts	Ouverts sous condition	Fermés	Total
Îles-de-la-Madeleine	20	1	5	26
Bas-Saint-Laurent	5	3	26	34
Gaspésie	4	14	40	58
Côte-Nord	28	16	14	58
Total	**57**	**34**	**85**	**176**

Source : À partir des données de Direction de la protection de l'environnement, 1992.

Interprétation des résultats

Comme on peut le voir à la lecture des deux tableaux, la qualité des eaux des Îles-de-la-Madeleine et de la Côte-Nord est supérieure à la qualité des eaux des régions de la Gaspésie et du Bas-Saint-Laurent. En effet sur la Côte-Nord, par exemple, seuls 14 secteurs ont été fermés de façon permanente sur un total de 58. À titre de comparaison, on remarque qu'en Gaspésie, 40 secteurs ont été fermés de façon permanente sur un total de 58. La fermeture de ces secteurs est en grande partie due aux municipalités sans traitement d'eaux usées, à la vocation

TABLEAU 1.22

Dépassement des normes par rapport au nombre de stations d'échantillonnage par région (1992)

Région	Nombre de stations échantillonnées	Nombre de stations ayant une médiane spatiale supérieure à 14 NPP	Nombre de stations ayant plus de 10 % des échantillons supérieurs à 43 NPP
Îles-de-la-Madeleine	203	3	31
Bas-Saint-Laurent	422	132	204
Gaspésie	804	257	470
Côte-Nord	1039	32	152

Source : À partir des données de Direction de la protection de l'environnement, 1992.

agricole de cette région ainsi qu'aux habitations munies de puisards et de fosses septiques désuets le long des rives.

L'exemple du secteur N-1.1.2, échantillonné en 1990 et 1991, illustre la relation qui existe entre les normes et la classification des secteurs. Le tableau 1.23 présente les résultats de 15 tournées d'échantillonnage (du 29-06-90 au 25-10-90 et du 26-05-91 au 07-10-91) aux 18 stations d'échantillonnage de ce secteur. En fonction des sources de pollution ou d'une classification antérieure du secteur, le nombre de stations d'échantillonnage peut varier entre 12 et 30. Les tournées ont lieu habituellement du mois de mai au mois d'octobre, lors des pires conditions climatiques pour la qualité de l'eau.

L'analyse des coliformes fécaux de l'ensemble des stations indicatrices échantillonnées montre que seule la station 7 avait une médiane spatiale supérieure à 14 NPP. Par contre, à plusieurs stations de ce secteur, le paramètre «pourcentage des échantillons supérieurs à 43 NPP» dépassait 10 p. 100. De plus, les résultats ont été particulièrement élevés lors des quatrième et sixième tournées de l'année 1991. De très fortes précipitations tombées la journée même et(ou) 24 heures avant ces tournées en étaient la cause. À l'exception de la station 7, dont les résultats dépassaient les normes d'acceptabilité, le secteur présentait dans son ensemble une eau dont la qualité bactérienne était salubre, sauf à la suite de précipitations. Ce secteur a néanmoins été fermé à la cueillette de mollusques.

Ainsi, lorsque plusieurs stations montrent des résultats bactériologiques supérieurs aux normes durant les mêmes tournées, on suppose qu'il y a eu des précipitations ou un achalandage dans le secteur. Cette situation entraîne une augmentation de la pollution et, par conséquent, une fermeture temporaire du secteur. Ce problème surgit surtout au moment de la fonte des neiges, lors de

TABLEAU 1.23

Résultats bactériologiques du secteur N-1.1.2*

Date	1990									1991						Spatial		
	Juin	Juil.		Août		Sept.		Oct.		Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.			
	29	10	28	13	24	1	18	6	25	26	17	15	12	22	7			
Tournée n°	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**Médiane**	**% > 43 NPP**	**90 perc.**
Stations																		
1	13	49	2	5	8	79	1	1	8	2	1	2	12	1	79	5,0	20	79
2	3	1	2	1	1	46	1	1	2	1	1	1	14	1	130	1,0	13	46
3	2	2	8	2	1	1	1	1	13	2	5	1	70	1	130	2,0	13	70
4	1	1	1	2	1	2	1	1	5	–	–	–	–	–	–	1,0	0	2
5	8	2	2	1	1	11	1	7	7	3	1	1	540	1	2 401	2,0	13	540
6	13	1	13	11	5	1	1	8	8	5	15	2	240	1	240	8,0	13	240
7	11	22	33	14	8	49	1	33	8	1	49	79	220	2	540	22,0	33	220
8	13	1	2	8	1	2	1	18	13	–	–	–	–	–	–	2,0	0	13
9	1	1	8	2	1	1	1	1	1	–	–	–	–	–	–	1,0	0	2
10	5	1	5	2	1	1	11	1	1	1	1	2	110	1	49	1,0	13	49
11	1	2	1	1	5	2	2	1	5	1	2	1	130	1	17	2,0	7	17
12	2	1	2	1	1	1	1	1	2	1	1	1	130	1	240	1,0	13	130
13	2	1	2	1	1	1	1	1	2	1	1	1	5	1	2	1,0	0	2
14	1	2	1	1	1	1	1	1	1	–	–	–	–	–	–	1,0	0	1
15	7	1	5	7	1	1	5	5	4	1	23	1	8	1	33	5,0	0	23
16	5	1	1	1	2	1	1	2	1	–	–	–	–	–	–	1,0	0	2
17	1	1	1	5	1	1	1	1	1	1	1	1	5	1	2	1,0	0	5
18	2	1	1	1	1	2	1	1	1	–	–	–	–	–	–	1,0	0	2

**Zone : ZN06. Nom : Batture Pointe aux Vaches. Région : Haute-Côte-Nord.*

Source : À partir des données de Direction de la protection de l'environnement, 1992.

fortes précipitations qui entraînent un lessivage des sols et durant l'été, lorsque les touristes envahissent les rives du Saint-Laurent. C'est d'ailleurs pour cette raison que les fermetures temporaires s'effectuent de juin à septembre.

La décision d'ouvrir ou de fermer un secteur prend donc en considération plusieurs aspects : on ne peut pas fermer un secteur strictement parce que certaines stations dépassent les normes, puisque les conditions qui prévalent à ces stations peuvent ne pas avoir d'influence sur le banc coquillier. À l'inverse, il peut n'y avoir qu'une station qui soit contaminée, mais si celle-ci est localisée au milieu du banc coquillier, le secteur sera fermé.

1.4.4 FAITS SAILLANTS

Eaux douces

Les eaux du Saint-Laurent ne peuvent être consommées directement à cause de leur mauvaise qualité bactérienne. Cependant, les teneurs en substances inorganiques étudiées n'imposent aucune restriction. Il est nécessaire toutefois de traiter l'eau afin d'en réduire la turbidité et les teneurs en fer et en manganèse pour des raisons d'ordre esthétique qui pourraient limiter cet usage.

Les substances inorganiques n'imposent également aucune restriction à la pratique d'activités récréatives de contact primaire. Cependant, la présence de coliformes fécaux limite ces mêmes activités principalement entre l'est de l'île de Montréal et Québec. On constate en fait d'importants dépassements pour cinq masses d'eau.

Cinq substances présentent un risque potentiel de toxicité chronique pour la vie aquatique : le cuivre, le chrome, le plomb, les DDT et les BPC. Une tendance similaire de la qualité de l'eau semble se dégager des résultats pour l'IDCI et l'IDCO (vie aquatique, toxicité chronique). La qualité de l'eau est légèrement altérée à l'entrée du système Saint-Laurent, tant dans la masse d'eau des Grands Lacs que dans celle de la rivière des Outaouais, et se détériore en aval de l'agglomération urbaine de Montréal, particulièrement dans les eaux de mélange qui longent la rive nord, pour s'améliorer légèrement dans les eaux brassées de la région de Québec. Cette tendance semble concorder avec l'augmentation de la turbidité et des matières en suspension (MES) et les zones de faible dureté.

Afin de bien évaluer la qualité des eaux douces du Saint-Laurent, il est nécessaire de suivre chacune des masses d'eau principales qui le constituent : Grands Lacs, rivière des Outaouais, mélange Grands Lacs – rive sud, mélange des Outaouais – rive nord et région de Québec. Les deux masses d'eau de mélange doivent faire l'objet d'une surveillance particulière parce qu'elles sont les plus touchées. Le mélange des Outaouais – rive nord est particulièrement sensible, parce que l'eau y est moins dure. La répartition des stations a une

grande importance et devrait bien couvrir la zone à l'étude. Il faut également effectuer une surveillance à l'embouchure des principaux tributaires parce que leur entrée dans le Saint-Laurent modifie graduellement la qualité des eaux.

Certains métaux n'ont pas été étudiés ici parce qu'il n'existe aucune information sur leurs concentrations dans le fleuve, malgré leur potentiel toxique. Ainsi, on possède peu de renseignements sur l'amiante, le cyanure, l'antimoine, le mercure et l'argent, à cause des difficultés associées à l'échantillonnage et aux mesures analytiques. D'autres types de substances doivent également être surveillées, notamment les substances volatiles, les phénols et d'autres hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

Cependant, il ne faudrait pas surestimer l'information qui provient de la mesure des concentrations de substances toxiques dans l'eau. Cette information doit être étayée par des études de leurs effets sur le milieu et surtout sur les utilisateurs du milieu, c'est-à-dire les êtres humains et les organismes aquatiques.

Eaux salées

Pour la cueillette de mollusques, les régions de la Gaspésie et du Bas-Saint-Laurent ont présenté le plus grand nombre de stations excédant les normes bactériologiques en 1992. À cause, entre autres, de ce problème de contamination, les secteurs coquilliers fermés ont été au nombre de 40 et de 26 respectivement dans ces deux régions. En l'absence d'autres informations, on ne peut évaluer la qualité du milieu marin liée à la présence de substances organiques et inorganiques pour d'autres usages comme la vie aquatique et les activités récréatives de contact.

1.5

Qualité des sédiments

Les sédiments sont une composante essentielle des écosystèmes aquatiques parce qu'ils fournissent une niche aux organismes benthiques et à plusieurs autres espèces dont un stade de croissance est lié aux sédiments. Les organismes benthiques sont à la base d'une chaîne alimentaire composée aussi d'organismes supérieurs qui vivent dans la colonne d'eau et dans différents compartiments de l'écosystème aquatique, de sorte qu'ils constituent une voie de transfert pour les contaminants, des sédiments aux niveaux trophiques supérieurs, jusqu'à l'homme. L'évaluation de la qualité des sédiments contribue à améliorer notre connaissance du milieu aquatique.

Dans l'environnement, les métaux lourds ainsi que plusieurs substances organiques hydrophobes et lipophiles ont une affinité marquée pour les matières organiques dissoutes et particulaires et pour les oxydes de fer et de manganèse en milieu oxygéné. Les substances organiques et les oxydes de fer et de manganèse ont tendance à s'adsorber sur des particules solides de faible taille (< 63 µm). Par conséquent, on observe souvent de fortes corrélations inverses entre la taille des particules et les concentrations de contaminants. Dans le milieu aquatique, le transport des matières en suspension cause également la dispersion des contaminants. En fonction des caractéristiques physiographiques, hydrologiques et hydrographiques des cours d'eau, les contaminants peuvent donc être transportés sur de grandes distances, de façon que l'influence des sources de contamination peut avoir une portée locale, régionale ou à grande échelle.

Bien que le fleuve Saint-Laurent soit par définition une zone de transport (Frenette et Frenette, 1992) des eaux continentales vers l'océan, il existe néanmoins des zones restreintes où les conditions hydrodynamiques et les caractéristiques physiographiques favorisent la sédimentation des matières en suspension fines auxquelles sont associés les contaminants. Les conditions hydrodynamiques

et les caractéristiques physiographiques varient d'un site à l'autre et également d'une saison à l'autre dans un site donné. Ces variations spatiales et temporelles ont des répercussions sur les caractéristiques physico-chimiques des sédiments à cause des changements de composition des matières en suspension (MES). Les sédiments ont une phase solide, une phase aqueuse (40 à 60 p. 100) et une phase gazeuse (jusqu'à 13 p. 100 de la phase aqueuse, Lorrain *et al.*, 1994b), dont les propriétés sont représentées par des gradients qui varient d'un site à un autre et à l'intérieur d'un même site.

Afin d'évaluer la contamination des sédiments du Saint-Laurent, en tenant compte de cette variabilité spatiale, il faut utiliser une méthode d'échantillonnage qui est spatialement représentative. Plusieurs études ont été réalisées sur les propriétés chimiques des sédiments depuis le début des années 1970. Parmi celles-ci, quelques-unes se basaient sur un nombre limité de stations pour étudier des problèmes spécifiques de géochimie, et d'autres incluaient un nombre important de stations pour caractériser les sédiments de façon plus globale. Le tronçon fluvial n'a fait l'objet que de quelques études (Sloterdijk, 1985; Champoux et Sloterdijk, 1988; Hardy *et al.*, 1990, 1991; Lorrain *et al.*, 1993b; Lorrain et Jarry, 1993), dont la méthode d'échantillonnage et la résolution convenaient à l'interprétation des données dans un contexte spatial, et qui seront utilisées à la section 1.5.2.2. À l'échelle globale du fleuve et du golfe (section 1.5.2.1), il a fallu avoir recours à des résultats obtenus à l'aide de méthodes différentes d'échantillonnage et d'interprétation, à cause du faible nombre d'études sur ce sujet.

Dans le tronçon fluvial du Saint-Laurent, entre Cornwall et Trois-Rivières, l'accumulation de sédiments fins potentiellement contaminés s'effectue dans les secteurs latéraux, de part et d'autre de la voie maritime (figure 1.43) (Sloterdijk, 1985; Champoux et Sloterdijk, 1988; Hardy *et al.*, 1990, 1991; Lorrain *et al.*, 1993b). Plus précisément, les zones d'accumulation permanente se situent à des profondeurs supérieures à 4,5 m (Carignan *et al.*, 1993). Cela n'exclut pas une accumulation des sédiments à des profondeurs plus faibles, mais le dépôt sédimentaire y est probablement transitoire, et le régime sédimentaire, à l'équilibre entre les apports et l'érosion (Carignan *et al.*, 1993). L'érosion des berges à plusieurs endroits montre clairement que les conditions exprimées plus haut ne se retrouvent pas partout, mais les apports sont probablement faibles (Frenette et Frenette, 1992). Enfin, l'aménagement de ports, marinas et jetées peut également être à l'origine de zones d'accumulation, tout comme la remobilisation des sédiments dragués et déposés dans des zones instables, en fonction de la taille des particules sédimentaires, peut être à l'origine d'un transport et d'une accumulation subséquente dans des zones éloignées.

FIGURE 1.43

Sédimentation dans les lacs fluviaux

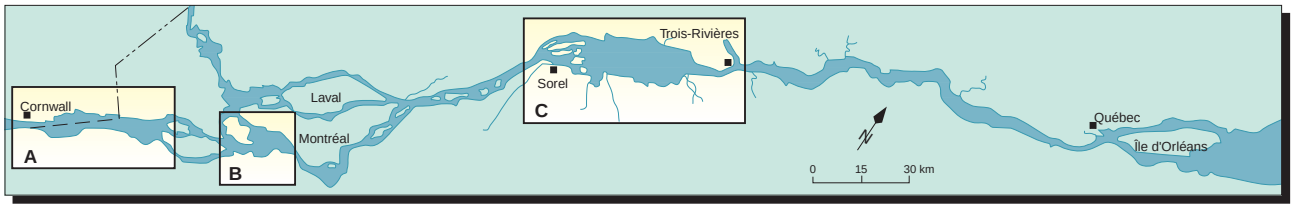
LES LACS FLUVIAUX ET LA SÉDIMENTATION

De l'amont vers l'aval, entre Cornwall et Québec, le fleuve Saint-Laurent s'élargit en formant trois lacs fluviaux : Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre. Ces lacs renferment deux masses d'eau latérales indépendantes, séparées par une zone centrale (chenal principal) par où s'écoule la majeure partie du débit du fleuve sans interactions avec les sections latérales. La vitesse du courant atteint généralement 2 à 3 m/s dans le chenal principal et entre 0,05 et 0,2 m/s dans les masses d'eau latérales où l'eau séjourne entre 2 et 12 jours selon les lacs.

Selon l'étude de Carignan *et al.* (1993) sur la dynamique sédimentaire dans les lacs fluviaux, des 23 sites étudiés sur ces trois lacs, 11 montrent une accumulation nette de sédiments. Le taux d'accumulation des sédiments est variable entre les lacs et à l'intérieur d'un lac donné. La sédimentation représente entre 4 et 8 p. 100 de la charge annuelle totale transitant chaque année par le lac Saint-François, 1 p. 100 pour le lac Saint-Louis et 3 p. 100 pour le lac Saint-Pierre. Pour le tronçon de Cornwall à Trois-Rivières, elle représente environ 6 p. 100 de la masse totale de matières en suspension passant à Trois-Rivières (4 800 000 t/a).

CARACTÉRISTIQUES DES LACS FLUVIAUX

	Superficie (km²)			Superficie (km²) des zones d'accumulation nette des sédiments***	Profondeur moyenne (m)	Temps de résidence des masses d'eau dans les secteurs latéraux (jours)	Accumulation nette moyenne des sédiments (limon et argile seulement)		
	Zones (rives à chenaux)*	Chenaux**	Totale				cm/an	kg/m²	tonnes/an
Saint-François	176	59	235	**28**	5,1	12,0	0,14 à 1,66	3,2	90 000
Saint-Louis	105	35	140	**15**	3,4	1,9	0,59 à 1,16	3,1	47 000
Saint-Pierre	249	153	402	**18**	2,7	3,2	1,2	8,9	160 000

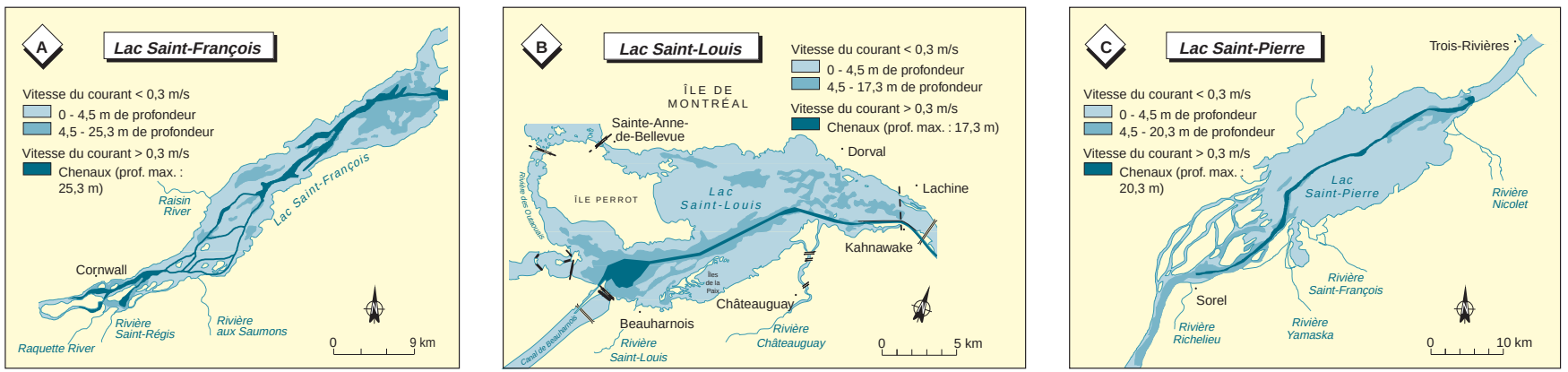


* Zones où les vitesses du courant sont < 0,3 m/s

** Zones où les vitesses du courant sont > 0,3 m/s

*** Zones où les profondeurs sont > 4,5 m. Ces zones sont incluses dans les zones (rives à chenaux)

BATHYMÉTRIE ET ZONES D'ACCUMULATION[1] DE SÉDIMENTS DANS LES LACS FLUVIAUX



1. En général, les sédiments s'accumulent dans les sites plus profonds que 4,5 m et localisés à l'extérieur des chenaux principaux. Ces zones sont représentées en bleu moyen dans les cartes ci-dessus.

Sources : CSL, 1993b, à partir des données de Carignan et al., *1993.*

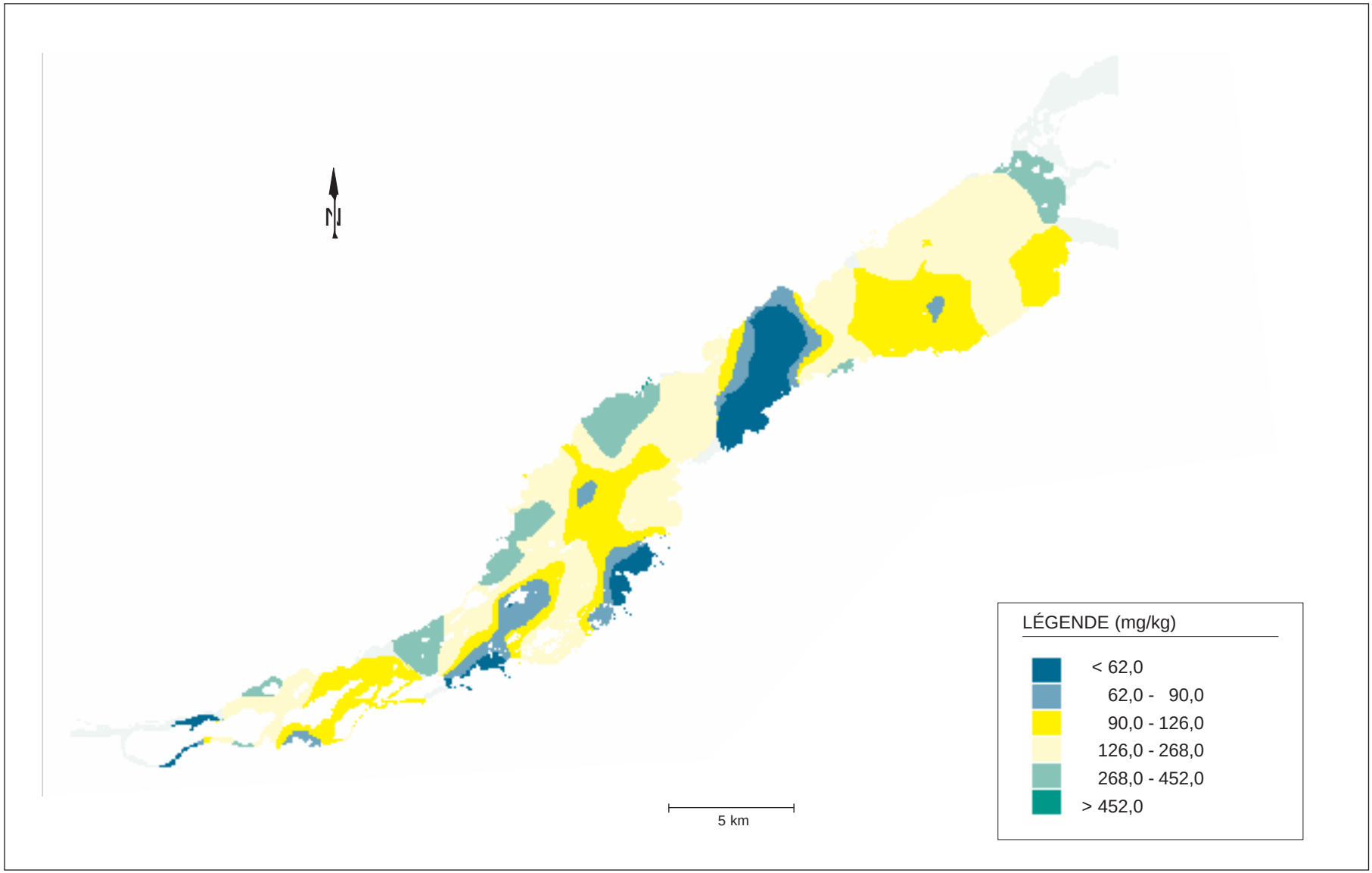
À cause des caractéristiques physiographiques du Saint-Laurent, entre 60 et 90 p. 100 du débit sont canalisés par les chenaux parcourant les lacs fluviaux et par la Voie maritime du Saint-Laurent. Cette zone lotique couvre moins de 25 p. 100 de la superficie totale des lacs fluviaux, de sorte que les vitesses d'écoulement dans les secteurs latéraux plus vastes sont plus faibles. En fait, la différence de vitesse entre les secteurs latéraux et la zone des chenaux est tellement importante qu'elle limite le mélange latéral des masses d'eau, provoquant ainsi le transport préférentiel des sédiments dans les secteurs latéraux (Sloterdijk, 1985; Lorrain *et al.*, 1993b). Cette particularité a été mise à profit pour relier la présence de certains contaminants dans les sédiments à des sources rapprochées, à l'aide de modèles de répartition spatiale des concentrations qui mettent en évidence les zones de fortes concentrations dans un secteur donné (figure 1.44). De plus, la comparaison des concentrations moyennes et(ou) médianes dans les secteurs nord et sud, permet également de mettre en évidence la présence de sources de contamination à proximité.

Depuis les deux dernières décennies, plusieurs études ont montré que les sédiments pouvaient être des réservoirs importants de contaminants (Eisenreich et Hites, 1987; Förstner et Wittman, 1983). De nombreuses observations ont permis de nuancer notre perception de la stabilité des sédiments. En effet, loin d'être stables, même dans les zones d'accumulation, les sédiments représentent des milieux dynamiques qui peuvent être affectés par plusieurs processus perturbateurs. Tout d'abord, les sédiments constituent un environnement souvent anoxique à la suite de la minéralisation des matières organiques par des processus de dénitrification et de méthanogenèse. Ce changement de conditions, d'un milieu oxique à un milieu anoxique, provoque plusieurs réactions chimiques d'association et de dissociation des métaux-traces par exemple. Ce facteur perturbateur, d'origine chimique, peut amener une remobilisation des contaminants entre la phase solide et la phase aqueuse aboutissant à de nouvelles conditions d'équilibre. Ces dernières provoquent la formation de nouveaux complexes, qui fixent les métaux-traces dans les sédiments, ou de gradients de concentrations à l'origine de la diffusion des métaux-traces à travers l'interface eau-sédiments. Dans ce dernier cas, cependant, les flux géochimiques sont très faibles dans les sédiments du Saint-Laurent (Huerta-Diaz *et al.*, 1993).

De surcroît, l'activité microbienne associée à la minéralisation des matières organiques peut également provoquer une remobilisation des contaminants organiques à la suite de la destruction des substrats sur lesquels ils étaient fixés, la déchloration des composés organochlorés et la transformation de certaines substances en métabolites quelquefois plus toxiques que la substance mère. Les résultats préliminaires d'une étude entreprise sur les sédiments du lac Saint-François laissent supposer une biotransformation des congénères de BPC plutôt

FIGURE 1.44

Répartition spatiale des concentrations de zinc total dans les sédiments du lac Saint-François en 1989



Source : Lorrain et Jarry, 1993.

qu'une déchloration (Planas *et al.*, 1992). D'autres facteurs perturbateurs physiques (remobilisation des particules par les vagues, les courants, la bioturbation) ou biologiques (activité microbienne, métabolisme, transformation des sédiments, constitution de micro-environnements) peuvent également causer une remobilisation ou une transformation des contaminants.

Dans les zones d'accumulation nette, si l'on exclut la remise en suspension des sédiments par les courants ou les vagues, l'effet des facteurs perturbateurs se fait surtout sentir dans la couche active superficielle des sédiments. L'épaisseur de la couche mélangée à court terme (< 1 an) est en moyenne de 3,3 cm et correspond à la couche de sédiments affectée par la bioturbation ou les processus physiques (Carignan *et al.*, 1993a). Cette couche ne présuppose en rien la profondeur limite de pénétration verticale des organismes benthiques, mais seulement qu'à des profondeurs supérieures, l'activité de mélange associée est minime. Cette couche mélangée est importante dans la dynamique des contaminants liés aux sédiments, à cause de leur transfert potentiel vers la colonne d'eau et les niveaux trophiques supérieurs par l'intermédiaire des organismes benthiques. Compte tenu du taux d'enfouissement des sédiments, le temps de résidence à long terme des sédiments dans la couche active varie d'environ un an à environ huit ans, selon les lacs. Ce temps de résidence correspond à la période de réaction des sédiments subséquente à un changement dans la qualité des apports (Carignan *et al.*, 1993).

Dans les écosystèmes, l'interaction des différents processus chimiques, biologiques et physiques est complexe, et la compréhension d'un modèle conceptuel du fonctionnement du milieu sédimentaire et des interactions avec le biote est problématique. Cette compréhension est nécessaire afin d'établir une relation entre l'importance de la contamination et la présence des contaminants. Par conséquent, on compare souvent les concentrations mesurées dans le milieu à des critères de qualité correspondant à des effets potentiels établis pour certains milieux. Cette comparaison permet de classifier le degré de contamination des sédiments et constitue une partie de l'approche retenue actuellement au Québec pour gérer les sédiments contaminés.

Historiquement, l'utilisation des critères était liée à l'évaluation de la qualité des sédiments avant d'autoriser des projets de dragage pour la navigation et l'élimination du matériel dragué. Ces critères sont maintenant utilisés pour évaluer la qualité de l'ensemble des sédiments, qu'ils soient dragués ou non. Certaines méthodes d'évaluation de la qualité des sédiments a) sont spécifiques aux différents contaminants et d'autres non, b) sont d'application universelle ou locale, c) sont représentatives des conditions du milieu ou du laboratoire et d) tiennent compte ou non des effets synergiques ou antagonistes entre

les contaminants. La méthode idéale devrait être adaptée aux conditions locales, qui peuvent influer sur la biodisponibilité des contaminants et leur toxicité potentielle, et devrait pouvoir intégrer les effets des différentes substances tout en permettant de définir l'effet de chacune. Elle devrait également permettre de discerner l'importance des problèmes posés par les différents contaminants.

Afin d'évaluer la qualité des sédiments du Saint-Laurent, les critères traditionnellement utilisés pour les activités de dragage ont été révisés pour produire des critères intérimaires de qualité basés sur l'approche des teneurs de dépistage. Cette approche propose trois seuils distincts d'application (CSL et MENVIQ, 1992a) (tableau 1.24).

Niveau 1. – Le seuil sans effet (SSE) correspond à la concentration des contaminants à laquelle aucun effet chronique ou aigu sur les organismes benthiques ne peut être associé.

Niveau 2. – Le seuil d'effets mineurs (SEM) correspond à la concentration des contaminants provoquant des effets mineurs observables, mais tolérables par la majorité des organismes benthiques.

Niveau 3. – Le seuil d'effets néfastes (SEN) correspond à la concentration des contaminants provoquant des effets nuisibles pour la majorité des organismes benthiques.

L'utilisation de ces critères pour le Saint-Laurent est limitée, car ils ont été établis à partir de relations entre la présence d'espèces benthiques différentes et le degré de contamination des sédiments, relations qui sont encore mal comprises. En effet, la répartition des organismes benthiques dans les sédiments est contrôlée par plusieurs autres facteurs indépendants de la contamination, entre autres le facteur nourriture. La quantité de matières organiques dans les sédiments est souvent représentée par le pourcentage de carbone organique total (COT), qui sert également à la normalisation des résultats sur les concentrations de contaminants organiques. Or, certaines études ont démontré que le type, la disponibilité et la quantité de nourriture dans les sédiments sont très peu liés à leur teneur en carbone organique (Watling, 1991). De surcroît, la biodisponibilité des contaminants dépend également du type, du développement physiologique et du stade de croissance des organismes benthiques. Toutes ces caractéristiques varient spatialement, indépendamment des concentrations de contaminants, de sorte que l'application des critères peut se révéler non représentative des conditions du milieu.

Bien que les critères intérimaires soient basés sur la relation de coexistence *in situ* entre la faune benthique et les concentrations des contaminants établies à partir d'un grand nombre de points de mesure (plus de 400 stations),

TABLEAU 1.24

Critères intérimaires de mai 1992 retenus pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent

	Critères		
Substances	**Niveau 1***	**Niveau 2**	**Niveau 3****
Arsenic extractible	3,0	7	17
Cadmium extractible	0,2	0,9	3
Chrome extractible	55	55	100
Cuivre extractible	28	28	86
Mercure total	0,05	0,2	1
Nickel extractible	35	35	61
Plomb extractible	23	42	170
Zinc extractible	100	150	540
BPC (totaux)	0,02	0,2	1
Aroclor 1016	–	0,01	0,4
Aroclor 1248	–	0,05	0,6
Aroclor 1254	–	0,06	0,3
Aroclor 1260	–	0,005	0,2
Aldrine	0,0006	0,002	0,04
BHC (totaux)	–	0,005	0,1
α-BHC	0,0003	0,01	0,08
β-BHC	0,0002	0,03	0,2
γ-BHC	0,0009	0,003	0,009
Chlordane	0,001	0,007	0,03
DDD et *p,p'*-DDD	0,002	0,01	0,06
p,p'-DDE	0,002	0,007	0,05
DDT	0,006	0,009	0,05
Dieldrine	0,0001-0,0008	0,002	0,3
Endrine	0,001	0,008	0,5
HCB	0,001	0,03	0,1
Heptachlore	0,0003	0,0003	0,01
Époxyde d'heptachlore	0,001	0,005	0,03
Mirex	0,0001	0,011	0,8
HAP (haut poids moléculaire)	1	–	–
Benzo (*a*) anthracène	0,05-0,1	0,4	0,5
Benzo (*a*) pyrène	0,01-0,1	0,5	0,7
Benzofluoranthène	0,3	–	–
Benzo (*ghi*) pérylène	0,1	–	–
Chrysène	0,1	0,6	0,8
Dibenzo (*a,h*) anthracène	0,005	–	–
Fluoranthène	0,02-0,2	0,6	2
Indéno (1,2,3 *cd*) pyrène	0,07	–	–
Pyrène	0,02-0,1	0,7	1
HAP (faible poids moléculaire)	0,1	–	–
Acénaphtène	0,01	–	–
Acénaphtylène	0,01	–	–
Anthracène	0,02	–	–
Fluorène	0,01	–	–
Méthyl-2 naphtalène	0,02	–	–
Naphtalène	0,02	0,4	0,6
Phénanthrène	0,03-0,07	0,4	0,8

** Lorsque la limite inférieure du domaine d'application d'une méthode d'analyse est supérieure au critère de niveau 1, cette limite doit être utilisée jusqu'à ce que des développements méthodologiques l'abaissent au niveau du critère retenu.*

*** Tous les critères sont exprimés en microgrammes par gramme (µg/g) de sédiments secs, à l'exception de ceux pour les substances organiques non polaires de niveau 3 qui sont exprimés en microgrammes par gramme de sédiments secs pour 1 p. 100 de carbone organique total (COT). Pour établir le critère de qualité d'une substance organique non polaire de niveau 3, 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. Par exemple, le seuil d'effets néfastes relatif aux BPC totaux dans un échantillon contenant 2 p. 100 de COT sera établi à 1 µg/g X 2 = 2 µg/g. Les valeurs inférieures à 10 ont été arrondies à un chiffre significatif, tandis que les valeurs supérieures à 10 ont été arrondies à 2 chiffres significatifs.*

Source : CSL et MENVIQ, 1992a.

cette approche a donc ses limites, et les critères ne doivent être considérés qu'à titre indicatif. Les critères de qualité seront utilisés pour évaluer la contamination des sédiments par certaines substances inorganiques à l'échelle globale du fleuve (section 1.5.2.1), la contamination des sédiments par les substances organiques dans les lacs fluviaux (section 1.5.2.2) de même que celle dans les ports de Montréal, Québec et Trois-Rivières (section 1.5.2.3) par les substances organiques et inorganiques.

Dans la plupart des études réalisées jusqu'à maintenant, les résultats sur la contamination inorganique ne rapportaient que les concentrations totales des métaux-traces (Sérodes, 1978; Sloterdijk, 1985; Champoux et Sloterdijk, 1988; Hardy *et al.*, 1990). Or, il existe une composante naturelle des apports de métaux-traces provenant de l'altération chimique et physique des sols et des roches de géologie différente dans les bassins de drainage, à laquelle s'ajoute la composante anthropique. On peut séparer la composante naturelle des métaux-traces en deux groupes principaux : la fraction extractible et la fraction minérale. L'apport anthropique de métaux est principalement associé à la fraction extractible, incluant la phase biodisponible, dont l'importance relative par rapport à la fraction minérale varie en fonction de l'importance des apports anthropiques et des conditions physico-chimiques du milieu. L'utilisation des concentrations totales amène donc une surestimation de la contamination (Förstner et Wittman, 1983; Poulton *et al.*, 1988). Bien peu d'études (Lorrain et Jarry, 1993; Lorrain et Pelletier, 1993; Huerta-Diaz *et al.*, 1993) ont permis la détermination de la fraction extractible des métaux-traces dans les sédiments, de sorte que l'évaluation de la qualité des sédiments est par conséquent surestimée. Cependant, étant donné l'importance des apports anthropiques, la surestimation est généralement faible (section 1.5.2.1).

Une approche alternative est donc proposée pour l'évaluation de la contamination des sédiments par les substances inorganiques dans les lacs fluviaux (section 1.5.2.2). Afin de comparer sur une base commune et représentative les résultats provenant de différentes études, un facteur d'enrichissement anthropique (FEA) a été utilisé. Ce facteur permet d'évaluer quantitativement l'importance de la composante anthropique directe en rapportant les concentrations totales sur les concentrations naturelles selon l'équation suivante :

$$\text{FEA} = \frac{\{\text{anthropique + naturelle}\}}{\{\text{naturelle}\}}$$

où {anthropique + naturelle} est la concentration totale mesurée, et {naturelle} est la concentration naturelle calculée à l'aide des équations de régression.

Les concentrations naturelles ont été obtenues à partir de l'analyse de sédiments d'âge pré-industriel (> 130 ans) provenant de quelques stations échantillonnées au lac Saint-Louis (tableau 1.25; Carignan *et al.*, 1994; Lorrain *et al.*, 1994a). Afin de tenir compte des variations indirectes des concentrations de métaux-traces dues à la nature diverse des sédiments, les concentrations naturelles ont été exprimées en fonction du contenu des sédiments en argile (Lorrain *et al.*, 1994a).

TABLEAU 1.25

Comparaison entre les concentrations naturelles moyennes des métaux-traces, du fer et du manganèse dans les sédiments du lac Saint-Louis de granulométries moyennes différentes et celles trouvées dans un schiste

	Sédiments du Saint-Laurent*		**Sédiments du Saint-Laurent***		
Métaux-traces	**Sable (%): 21 (± 23) Limon (%): 41 (± 12) Argile (%): 38 (±15) (mg/kg) *n = 20***	**(± s)**	**Sable (%): 0 Limon (%): 49 (± 4) Argile (%): 51 (± 4) (mg/kg) *n = 8***	**(± s)**	**Schiste** (mg/kg)**
Cadmium	0,14	(0,1)	0,17	(0,04)	0,3
Chrome	58,7	(11,0)	67,0	(8,9)	90
Cuivre	14,0	(4,0)	17,3	(2,3)	45
Nickel	30,0	(7,0)	35,8	(4,2)	68
Plomb	16,0	(3,0)	14,4	(2,1)	20
Zinc	77,0	(22)	92,6	(17,0)	95
Fer	34 471	(8 228)	41 358	(2 356)	–
Manganèse	643	(140)	764	(66)	850

Remarque. – Les concentrations trouvées dans les sédiments du lac Saint-Louis proviennent de carottes prélevées en 1992.

*Sources : À partir des données de *Lorrain* et al., *1994a. **Krauskopf, 1967.*

Ces équations ont permis de calculer un FEA pour tous les métaux-traces, à l'exception du cadmium et du plomb, pour lesquels aucune relation n'a pu être établie. Dans le cas de ces deux éléments, le FEA consiste en un simple rapport $\{Cd, Pb\}_{corrigée}$: $\{Cd, Pb\}_{naturelle}$, où la concentration mesurée est normalisée à un contenu des sédiments en limon-argile de 100 p. 100, pour annuler l'effet de dilution par le sable, considéré comme inerte (Horowitz, 1991). L'utilisation de cette approche est intéressante, parce qu'elle permet de hiérarchiser les zones du fleuve en fonction de l'importance de la fraction anthropique. Cependant, elle ne permet pas de déterminer à partir de quel niveau la contamination du milieu devient problématique pour les organismes benthiques, comme le fait l'approche des critères de qualité.

1.5.1 PARAMÈTRES

1.5.1.1 Substances inorganiques

La forme totale des sept métaux traditionnellement analysés a été retenue pour déterminer la qualité des sédiments du Saint-Laurent. Ces métaux sont le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb et le zinc. Des critères intérimaires de qualité sont disponibles pour la fraction extractible de ces métaux à l'exception du mercure qui est pris dans son entier (tableau 1.24).

Comme le montre le tableau 1.24, les diverses concentrations retenues au premier niveau (SSE) vont de quelques centièmes de microgrammes de métal par gramme (µg/g) de sédiment pour le mercure à 100 µg/g pour le zinc. Cette grande différence provient de la toxicité relative de ces métaux, ce qui conduit à un seuil plus élevé pour le cuivre, le chrome, le nickel et le zinc et le plomb extractible, à un seuil moyen pour l'arsenic et à un seuil très bas pour le cadmium et le mercure, ces deux derniers métaux étant jugés très toxiques.

Cadmium Le cadmium, avec un niveau 1 de 0,2 pour l'indice SSE, est presque aussi toxique que le mercure. Son transport dans les sédiments se fait par adsorption sur les matières organiques et coprécipitation avec des oxydes de fer, de manganèse et d'aluminium. Il peut être relargué dans les eaux interstitielles à la suite de la réduction des oxydes. Sa disponibilité pour les organismes dépend des conditions de pH, du potentiel redox (potentiel d'oxydo-réduction du milieu), de la densité de l'eau et de la présence d'autres agents complexants. Il semble que le temps de résidence du cadmium dans les tissus soit passablement long (Jaagumaji, 1992).

Chrome Le transfert du chrome entre la masse d'eau et les sédiments est effectué par les oxydes de fer et de manganèse. Selon le potentiel redox, ce métal peut exister sous plusieurs formes ioniques, dont Cr^{4+} qui est relativement soluble et qui constitue aussi la forme la plus toxique. Il n'y a pas, jusqu'à maintenant, d'évidence de bioaccumulation du chrome.

Cuivre Le cuivre est transféré aux sédiments lorsqu'il est complexé par les matières organiques sous forme d'hydroxyde, de phosphate ou de sulfure. En conditions réductrices, il est immobilisé à l'état de sulfure. C'est un oligo-élément essentiel facilement accumulable par les organismes aquatiques. Il n'existe pas de preuve de bioaccumulation.

Mercure Le mercure, lorsqu'il est à l'état de méthylmercure, est particulièrement nocif pour les organismes aquatiques et l'être humain, pouvant causer des atteintes au système nerveux. Il s'accumule tout au long de la chaîne alimentaire et touche particulièrement les poissons piscivores, faisant ainsi obstacle à l'exploitation de certaines espèces de poissons et de crustacés.

Nickel Le nickel est transféré aux sédiments en association avec les oxydes de fer et de manganèse ou par adsorption sur les matières organiques. En absence d'oxygène, il peut former avec le soufre des complexes insolubles. Il peut être bioaccumulé par certains organismes, mais son facteur de bioaccumulation diminue des algues aux poissons.

Plomb Comme pour le cadmium, le transport du plomb vers les sédiments se produit principalement par coprécipitation avec des oxydes de fer et de manganèse. Enfoui dans la zone réductrice des sédiments, le plomb peut passer dans la phase dissoute à l'état ionique ou former des sulfures. Il est bioaccumulé sous forme de Pb^{2+} et à l'état de complexe organique comme le tétraéthyle de plomb.

Zinc Le zinc est transporté vers les sédiments par les oxydes de fer et de manganèse, dans le cas des particules les plus grossières, et par adsorption sur les matières organiques, dans le cas des particules les plus fines. En zone réductrice, le zinc ionique peut être libéré. C'est un oligo-élément essentiel. Il semble s'accumuler chez certains organismes, mais il n'y a pas de preuve de bioaccumulation.

1.5.1.2 Substances organiques

Des critères d'évaluation de la qualité des sédiments ont été définis pour 38 substances organiques, dont les plus connues sont les biphényles polychlorés (BPC), le DDT, le mirex, l'hexachlorobenzène (HCB) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (tableau 1.24). Une caractéristique est commune à toutes ces substances : les concentrations établies pour les différents seuils sont extrêmement faibles comparativement aux métaux, n'atteignant que quelques millièmes à quelques dixièmes de microgramme par gramme. La majorité de ces substances est très peu soluble dans l'eau et se retrouve principalement dans les sédiments. Les substances organiques présentées sont celles dont le pourcentage de détection est le plus élevé.

DDT Introduit en Amérique du Nord après la Seconde Guerre mondiale, le DDT a connu une utilisation massive et généralisée. On en restreignait l'usage au Québec en 1982, l'autorisant seulement sur avis du sous-ministre, pour les cas d'infestations jugés critiques. En 1985, on a retiré l'homologation du produit au Canada. La molécule de DDT est cependant assez stable et met beaucoup de temps à se dégrader. Le métabolite principal du DDT, le DDE, s'accumule dans les tissus adipeux des poissons, des oiseaux et des mammifères, dont l'être humain. Cette substance serait responsable de l'amincissement des coquilles d'œufs de nombreux oiseaux, notamment le Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) et le Fou de Bassan (*Sula bassanus*), nuisant ainsi à leur reproduction. Une étude récente de Pham *et al*. (1993b) a montré que 32 p. 100 du DDT que l'on retrouve proviennent des Grands Lacs, 33 p. 100 des tributaires, 4 p. 100 de l'atmosphère et 31 p. 100 du lessivage et de l'érosion des sols. Des mesures

échelonnées sur plusieurs mois ont permis à ces scientifiques d'en mesurer la dégradation dans les sédiments et de noter l'importance de la forme chimique du DDT sur la vitesse de sa dégradation.

Mirex

Le mirex est un pesticide organochloré très persistant et hautement toxique. Son utilisation n'a jamais été autorisée au Canada. Aussi, sa présence dans le Saint-Laurent ne s'explique que par son transport en milieu aquatique par des organismes capables d'en concentrer des quantités appréciables dans leurs tissus de réserve et par adsorption sur les matières en suspension. L'Anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*), qui passe du lac Ontario et de ses tributaires (en territoire américain) au Saint-Laurent, semble être le vecteur biotique ou biologique responsable.

Hexachlorobenzène (HCB)

L'hexachlorobenzène est un fongicide utilisé pour protéger les cultures de céréales. Le Canada a limité l'utilisation de cette substance toxique dès 1971. Comme la plupart des pesticides, cette substance s'accumule dans les tissus des poissons, des oiseaux et des mammifères, notamment chez l'être humain où on le trouve dans le lait maternel. Les niveaux actuels de HCB dans l'environnement ne menacent pas la santé.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

La combustion incomplète des carburants fossiles, du bois et du tabac, l'incinération des ordures, la production d'acier et d'aluminium de même que la liquéfaction et la gazéification du charbon sont des activités qui produisent toutes des émanations d'hydrocarbures aromatiques polycycliques. Il existe plus d'une centaine de HAP plus ou moins toxiques, et on les retrouve en concentrations élevées dans certains secteurs industrialisés des Grands Lacs. Au Québec, les régions de Montréal, de Trois-Rivières, du Saguenay – Lac-Saint-Jean et de Baie-Comeau sont les plus grandes sources de HAP. Les plus toxiques des HAP sont le benzo *(a)* pyrène, le benzo *(c)* phénanthrène, le cholanthrène et le méthyl-3 cholanthrène.

La présence de benzo (*a*) pyrène dans les sédiments est associée à une incidence élevée de tumeurs du foie chez les poissons. Chez l'humain, l'inhalation de grandes quantités de cette substance toxique peut causer le cancer, principalement chez les travailleurs qui y sont exposés quotidiennement.

Biphényles polychlorés

Depuis 1980, on a interdit au Canada la fabrication, l'importation et l'utilisation des BPC dans tous les nouveaux produits. Les principales sources de BPC au Québec sont les rejets industriels, le lessivage des sites contaminés et les fuites causées par une mauvaise étanchéité de certains transformateurs. Dans le cas du fleuve, il y a également des apports atmosphériques non négligeables. Ces apports proviendraient de la combustion à l'air libre de déchets contenant des

BPC. Par exemple, les incinérateurs municipaux et les incendies pourraient être des sources possibles de BPC. Les BPC possèdent 209 congénères. Ce sont des composés très stables et donc peu biodégradables. Parmi tous les contaminants, ce sont les substances les plus persistantes dans l'environnement. Les BPC se concentrent sur les matières en suspension et dans les sédiments car ils sont peu solubles. Ils se bioaccumulent dans les tissus gras des organismes aquatiques (plancton, macroinvertébrés, poissons et surtout mammifères marins). Certains BPC sont aussi soupçonnés d'avoir des propriétés tératogènes et mutagènes et, peut-être même, cancérogènes.

1.5.2 CONTAMINATION DES SÉDIMENTS

Depuis le début des années 1970 jusqu'à ce jour, plusieurs dizaines d'études, généralement sectorielles, ont contribué à acquérir des connaissances sur la qualité des sédiments du Saint-Laurent. Ces différents travaux ont montré que les zones contaminées variaient grandement d'un polluant à l'autre en fonction des années, des sources polluantes et de la composition granulométrique et géochimique des sédiments.

1.5.2.1 Échelle globale du fleuve

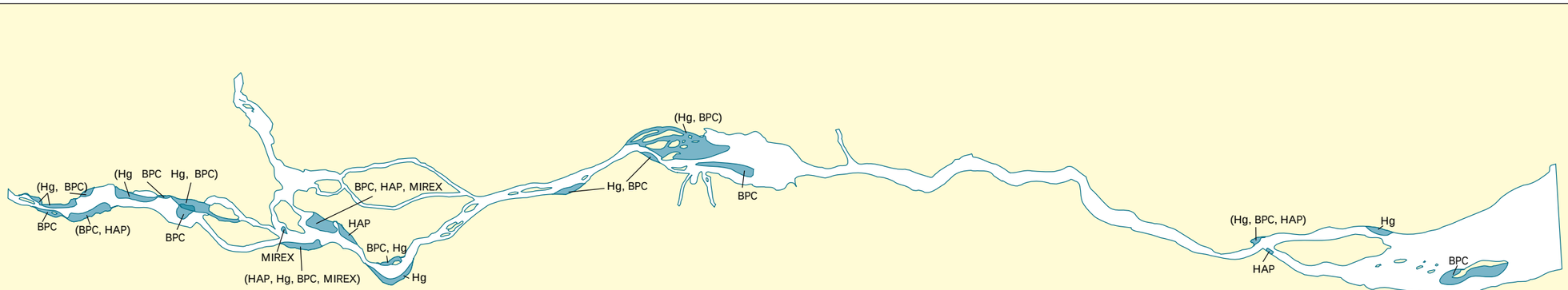
La figure 1.45, tirée de l'étude de Frenette *et al*. (1989), présente une vue générale des zones contaminées par le mercure, le mirex, les BPC et les HAP, ainsi que la dynamique des sédiments et les zones potentielles de dépôt et d'accumulation de polluants. Ces cartes font ressortir que toute contamination des fonds est associée aux zones de sédimentation, où les courants sont faibles et où l'on retrouve des matériaux fins (limon-argile). Les fonds rocheux ou constitués de gravier et d'argile consolidée de la mer de Champlain ne sont pas contaminés. Ces auteurs délimitent des secteurs très contaminés : certaines zones riveraines du lac Saint-François, la baie de Valois et le sud du lac Saint-Louis, l'aval de l'ancienne centrale de Verdun et le Petit bassin de La Prairie, le delta de Sorel et l'entrée du lac Saint-Pierre, l'embouchure de la rivière Saint-Charles, le cap Tourmente et les environs de l'île aux Oies.

Ces résultats sont précisés par l'étude d'Olivier et Bérubé (1993) sur la qualité des sédiments et le bilan des dragages dans le Saint-Laurent, étude dans laquelle la détermination des tendances de la contamination des sédiments de surface du fleuve a été effectuée pour les formes totales de sept métaux-traces (cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb et zinc), en comparant la situation de 1976 à celle de 1984-1989, lorsqu'il y avait suffisamment de données disponibles.

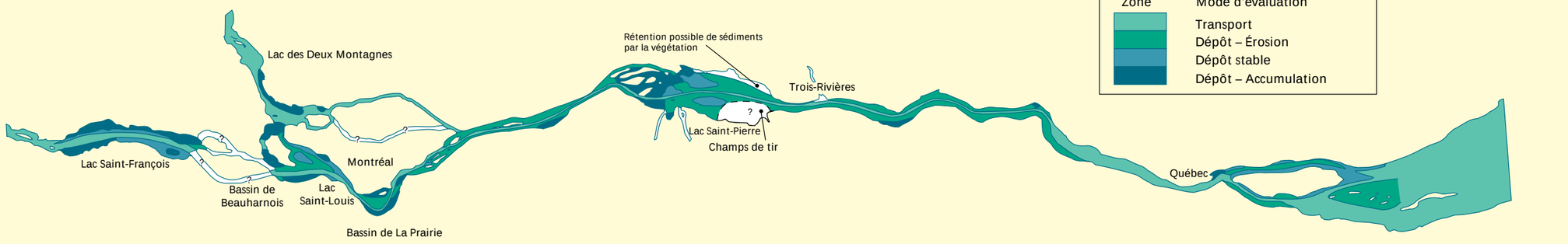
Les valeurs tirées des publications de Hardy *et al.* (1990, 1991) et celles de Lorrain *et al*. (1993b) et de Lorrain et Jarry (1993) ont été comparées à celles de Sérodes (1978), sans correction pour le débit ni pour la composition granulométrique et géochimique des sédiments. Pour l'estuaire, le Saguenay et

FIGURE 1.45

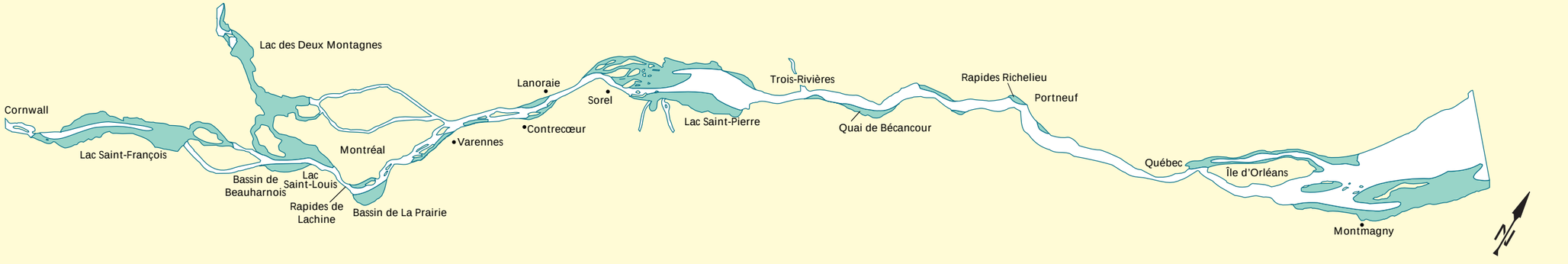
Cartes-synthèse des zones contaminées par le mercure, le mirex, les BPC et les HAP, de la dynamique des sédiments et des zones potentielles de dépôt et d'accumulation de polluants



ZONES CONTAMINÉES PAR UNEOU PLUSIEURS SUBSTANCES TOXIQUES



DYNAMIQUEDES SÉDIMENTS



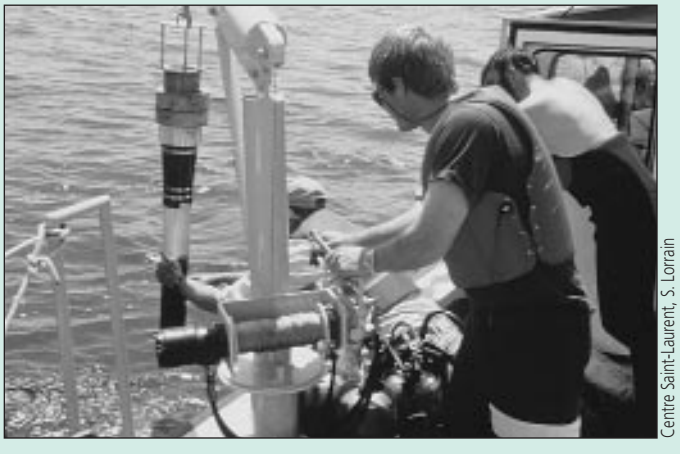
ZONES POTENTIELLES DE DÉPOTET D'ACCUMULATION DE POLLUANTS

Source : Adapté de Frenette et al., *1989.*

Complément d'information

HISTORIQUE DE LA CONTAMINATION DES SÉDIMENTS DU SAINT-LAURENT PAR SEPT MÉTAUX

Le pourcentage de dépassements du seuil d'effets néfastes indique la proportion des dépassements enregistrés sur le nombre total d'analyses : il sert à identifier les zones de sédimentation les plus contaminées et les plus affectées par les substances toxiques. Les variations de ce pourcentage dans le temps est un indice de l'évolution de la qualité de la couche superficielle de sédiments.

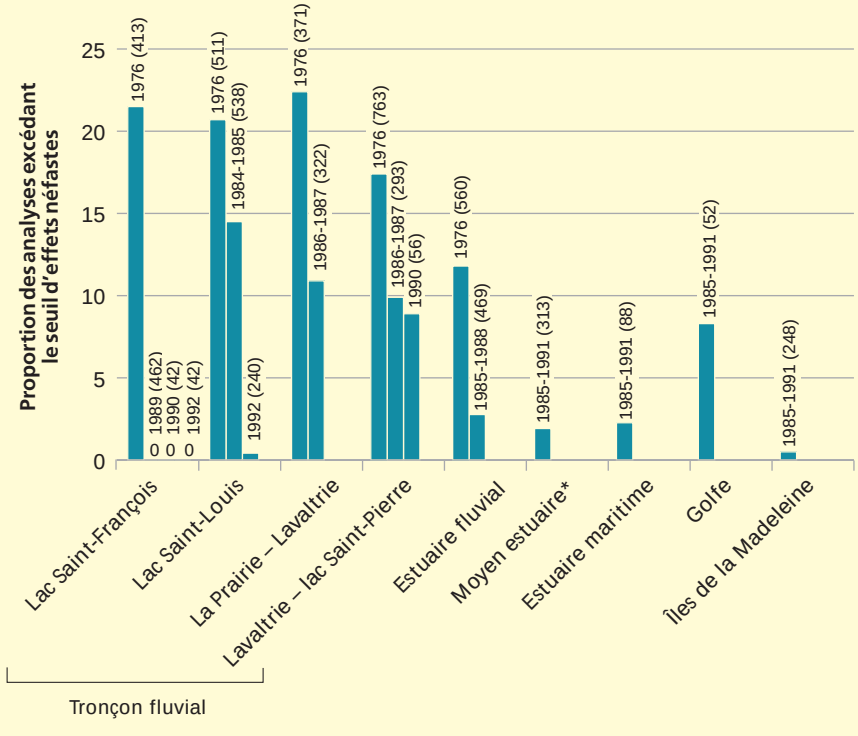


Centre Saint-Laurent, S. Lorrain

Depuis 1976, 5963 analyses de la qualité des sédiments du fleuve ont été réalisées : 2618 en 1976 (tronçon fluvial et estuaire fluvial uniquement) et 3345 entre 1984 et 1992 (tous les secteurs du fleuve). Depuis 1976, la majorité des dépassements du SEN se produit dans le tronçon fluvial (559/692 ou 81 p. 100 des dépassements). Entre 1984 et 1992, 75 p. 100 des dépassements du SEN (161/215) ont été enregistrés dans le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial. En comparaison de l'ensemble du Saint-Laurent, le nombre de dépassements demeure relativement faible dans le moyen estuaire, l'estuaire maritime et le golfe. Cependant, la qualité des sédiments de ces trois derniers secteurs a été analysée presque exclusivement le long d'infrastructures portuaires. Les analyses ne permettent donc pas de décrire la qualité des sédiments dans l'ensemble du milieu mais fournissent tout au plus des informations ponctuelles sur le degré de contamination de l'eau dans les localités où se déroulent des activités portuaires et industrielles.

Ainsi, l'étude de la contamination des sédiments par sept métaux montre en général une importante diminution de la contamination des sédiments de surface par les métaux lourds dans le tronçon fluvial entre 1976 et 1992 et une contamination faible dans l'estuaire fluvial. La situation qui prévaut dans le tronçon fluvial demeure tout de même problématique pour le chrome, le mercure, le cuivre et le nickel. La qualité des sédiments du moyen estuaire, de l'estuaire maritime et du golfe est meilleure que celle des sédiments en eaux douces. Notons toutefois que le moyen estuaire agit comme un piège à sédiments : la plus grande partie des métaux-traces qui s'y introduisent provient de l'estuaire fluvial, est adsorbée

Pourcentage de dépassements du seuil d'effets néfastes (SEN) par secteur du fleuve pour sept contaminants (1976-1992)



Remarques. – *Excluant le Saguenay.

Contaminants mesurés : Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn.

Les nombres au-dessus des colonnes indiquent l'année des relevés, et ceux entre parenthèses, le nombre d'analyses.

Sources : À partir des données de Olivier et Bérubé, 1993; Lorrain et Pelletier, 1993.

sur les matières fines en suspension dans la zone de turbidité maximale et est entraînée au fond en raison des conditions ambiantes favorisant la sédimentation. Peu de matières en suspension s'échappent de cette zone vers le golfe. La qualité des sédiments y varie de très bonne à passable, sauf près des rives de certaines municipalités et de certaines installations portuaires où un enrichissement prononcé des sédiments est noté.

Sources : À partir des données de Olivier et Bérubé, 1993; Lorrain et Pelletier, 1993.

le golfe du Saint-Laurent, l'information provient des travaux de Barbeau *et al.* (1981), Loring (1975, 1978a, 1978b, 1979), Loring et Bewers (1978), Gobeil et Cossa (1984), Gobeil et Silverberg (1989), Pelletier et Canuel (1988) et Smith et Loring (1981).

Les formes totales des métaux ont été retenues plutôt que les formes extractibles à cause de contraintes liées à la disponibilité de l'information : il n'existait pas suffisamment de données mesurant la concentration des fractions extractibles pour permettre cet exercice. Il aurait pourtant été souhaitable d'évaluer l'état de la contamination des sédiments à partir de la fraction extractible plutôt que de la fraction totale des métaux, parce que seule la fraction extractible est biodisponible et donc susceptible de nuire aux organismes vivant en milieu aquatique. Elle représente aux lacs Saint-François et Saint-Louis la majeure partie des concentrations totales de cuivre, de plomb et de zinc dans les sédiments de surface (80 à 95 p. 100 selon Huerta-Diaz *et al.*, 1993; 67 à 81 p. 100 selon Lorrain et Jarry, 1993). Soulignons qu'il existe présentement un protocole pour évaluer la biodisponibilité des métaux dans les sédiments (CSL et MENVIQ, 1992b).

Il n'en a pas toujours été ainsi; Huerta-Diaz *et al.* (1993) ont récemment observé que les augmentations des teneurs en cadmium, cuivre, plomb et zinc qui ont eu lieu depuis l'industrialisation sont essentiellement attribuables aux formes réactives de ces métaux. À titre d'exemple, le plomb extractible compte pour environ 20 p. 100 du plomb total dans les sédiments pré-industriels, alors qu'il représente environ 80 p. 100 du plomb total dans les sédiments récents.

Il existe une certaine surévaluation du seuil de contamination des sédiments de surface lorsque les concentrations des formes totales des métaux sont comparées aux critères de qualité des sédiments qui ont été établis pour leur forme extractible. Elle est cependant considérée faible à la lumière des observations précédentes.

Tronçon fluvial

La contamination des sédiments du lac Saint-François est connue depuis les campagnes d'échantillonnage exhaustives de la période 1972-1976 qui ont permis à Sérodes (1978) de tracer une carte des secteurs contaminés entre Cornwall et Montmagny. Ainsi, pour l'année 1976, d'importants problèmes de contamination par le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le plomb et le zinc ont été décelés à la sortie du lac, du côté nord, ainsi que dans la rivière Saint-Charles. Les autres secteurs contaminés du lac Saint-François comprenaient l'aval immédiat de Cornwall, le bassin de Lancaster, le sud de l'île Cornwall en aval de Massena et le sud du bassin de Saint-Zotique. C'est au centre du lac

qu'on notait les plus faibles valeurs, qui se situaient généralement au niveau des teneurs naturelles.

Les teneurs médianes plus élevées en cuivre, mercure, plomb et zinc du versant nord du lac comparativement à son versant sud suggèrent que la partie nord était la plus fortement contaminée. En 1979 et en 1981, Sloterdijk confirmait la variation spatiale de la contamination par le mercure : les sédiments contaminés se distribuaient le long du versant nord et ne migraient pas latéralement vers la rive sud (Sloterdijk, 1985). Cette information, couplée à la connaissance des rejets provenant de Cornwall et de Massena et de la qualité des sédiments à proximité des émissaires (Anderson et Biberhofer, 1992; Chan, 1980; Kauss *et al.*, 1988), a permis d'établir un lien entre les rejets des industries situées dans la région de Cornwall et la contamination par les métaux-traces des sédiments de la rive nord du lac Saint-François (Lorrain *et al.*, 1993b). L'accroissement des teneurs en aval du lac pouvait être lié à des sources locales ou au phénomène de sédimentation dans la fosse de Saint-Zotique, tandis que l'augmentation dans la rivière Saint-Charles était associée à des sources locales.

La contamination des sédiments de surface du lac Saint-François a fortement diminué entre 1976 et 1989 (tableau 1.26). En 1989, Lorrain *et al.* (1993b) et Lorrain et Jarry (1993) notaient une baisse de 34 p. 100 des teneurs en mercure total le long de la rive nord, et une réduction similaire des concentrations des autres métaux-traces par rapport à la décennie antérieure (1979-1981); les teneurs ne dépassaient plus le critère de qualité de niveau 3 à partir duquel les effets sur l'environnement sont jugés importants, et plusieurs teneurs médianes se situaient au niveau des teneurs naturelles. Les secteurs qui ont subi la plus grande amélioration comprennent l'aval de Cornwall et de Massena ainsi que la partie nord de la fosse de Saint-Zotique. Les teneurs médianes du versant nord sont demeurées supérieures à celles du versant sud, et certaines régions (aval de Cornwall, embouchure de la rivière Raisin, hauts-fonds du tiers amont et fosse de Saint-Zotique) ont présenté des concentrations de certains contaminants plus élevées que les teneurs médianes du lac.

Cette diminution de la contamination serait attribuable à l'importante réduction des rejets dans le secteur de Cornwall, consécutive à la mise en application de la réglementation sur les effluents liquides industriels, ainsi qu'à des interventions dans la région de Massena visant à réduire les apports (Bureau et Sloterdijk, 1992).

En ce qui a trait au lac Saint-Louis, de très importants problèmes de contamination par le cadmium, le chrome, le mercure et le nickel ont été mis en évidence à la fin des années 1970 à l'embouchure de la rivière Saint-Louis et au

TABLEAU 1.26

Concentrations médianes de sept métaux-traces dans les sédiments du tronçon fluvial

Milieu	Période	Concentrations médianes (µg/g)						
		Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Lac Saint-François	1976	7,00	64,10	36,90	0,19	33,80	18,00	133,00
	1989	1,00	35,00	25,30	0,13	20,60	24,20	125,00
Lac Saint-Louis	1976	8,00	68,40	37,20	0,73	41,10	23,00	176,00
	1984-1985	1,00	72,00	35,00	0,42	35,00	36,00	179,00
Petit bassin de La Prairie	1976	9,00	73,00	55,30	0,46	48,40	48,00	315,00
	1987	1,00	105,00	62,90	0,34	41,10	137,00	392,00
Couloir Montréal–Sorel	1976	7,00	61,60	39,30	0,12	32,60	22,00	119,00
Lac Saint-Pierre	1976	6,00	71,00	33,00	0,07	32,70	15,00	114,00
	1986	< 1,00	100,00	42,20	0,12	30,90	30,00	145,00

Source : À partir des données de Olivier et Bérubé, 1993.

sud des îles de la Paix. Un lien étroit a été établi entre la contamination de cette région par le mercure et les rejets industriels dans la rivière Saint-Louis (Sérodes et Talbot, 1978). La baie de Valois était également fortement contaminée (cadmium, chrome, mercure, plomb) par les rejets des émissaires de l'ouest de l'île de Montréal (Keighan, 1977; Malo et Gouin, 1977) et les apports de la rivière des Outaouais (Champoux et Sloterdijk, 1988).

Les secteurs de Beaconsfield, le nord de l'île Dowker, la sortie de l'exutoire Sainte-Anne ainsi que l'exutoire Vaudreuil ont aussi fait l'objet de diverses caractérisations entre 1984 et 1987 (Champoux et Sloterdijk, 1988; CUM, 1988) qui ont permis de mettre en évidence une contamination forte ou modérée par le chrome, le cuivre, le mercure, le plomb et le zinc, attribuée aux apports de la rivière des Outaouais (Champoux et Sloterdijk, 1988).

La qualité des sédiments du lac Saint-Louis s'est généralement améliorée entre 1976 et 1985. L'embouchure de la rivière Saint-Louis s'est révélée être, en 1984-1985, l'endroit où l'amélioration semble avoir été la plus marquée, à la suite de la diminution des rejets des industries de la région de Beauharnois et à cause de l'importante sédimentation naturelle qui s'y produit. Les substances pour lesquelles une amélioration a été notée sont le cadmium, le cuivre, le mercure, le nickel et le zinc. En 1984-1985, ce secteur demeurait néanmoins très contaminé par la plupart des métaux considérés.

Le sud des îles de la Paix, le centre du lac et la baie de Valois sont d'autres secteurs où a été notée une amélioration qui variait d'un paramètre à un autre et

d'un endroit à un autre, au cours de la décennie 1976-1985. L'amélioration a été plus perceptible dans le cas du cadmium, du mercure et du nickel.

Entre 1976 et 1987, la qualité des sédiments du Petit bassin de La Prairie ne s'est pas améliorée comme dans les secteurs amont mais a, au contraire, plutôt eu tendance à se détériorer. La contamination s'est accrue de façon perceptible pour le chrome, le plomb et le zinc, tandis qu'elle a diminué pour le cadmium et est demeurée stable pour le cuivre, le mercure et le nickel. Il n'y a donc pas de tendance uniforme dans l'évolution temporelle de la distribution des contaminants dans ce plan d'eau. La contamination des sédiments du Petit bassin de La Prairie par le chrome, le cuivre, le nickel et le plomb mérite d'être soulignée à cause de son importance; en 1987, elle était plus élevée qu'ailleurs dans le fleuve, en particulier à l'embouchure de l'émissaire de Candiac.

Le modèle de répartition des contaminants montre que la principale source de certains métaux (cadmium, mercure, nickel, plomb) était située en amont, tandis que dans le cas du chrome, du cuivre et du zinc, les sources locales semblaient prédominer. Hardy *et al.* (1990) ont souligné l'origine anthropique de cette contamination. Le Petit bassin de La Prairie se situe dans un environnement très urbanisé et industrialisé; de plus, sa position géographique ainsi que la faible friction des courants le rendent vulnérable à l'accumulation de sédiments contaminés provenant de la partie sud-est du lac Saint-Louis.

Le port de Montréal montre une contamination par la plupart des métaux-traces dans les zones de sédimentation (Environnement Illimité inc., 1990; Environnement Illimité inc. et Lavalin Environnement, 1991, 1992; Lavalin Environnement [1991] inc., 1992). Des trois grands ports du Saint-Laurent fluvial, il est celui qui présente les plus importants problèmes de contamination. Dans ce secteur, les rejets industriels de même que les rejets municipaux se sont poursuivis entre 1976 et 1987, plusieurs installations d'épuration des eaux usées industrielles ainsi que le collecteur sud de la CUM n'étant pas encore en fonction. De plus, le fleuve y transporte des charges importantes de métaux-traces (Asseau, 1992b).

Dans la partie aval du sous-système, la contamination du delta de Sorel et du lac Saint-Pierre a évolué de 1976 à 1986, suivant généralement les mêmes tendances que dans le Petit bassin de La Prairie. Elle s'est accrue dans le cas du chrome, du cuivre, du plomb et du zinc; elle a diminué pour le cadmium et est restée stable pour le mercure et le nickel. En 1986, le lac Saint-Pierre était dans l'ensemble faiblement ou modérément contaminé par les métaux-traces, selon les paramètres concernés. Cependant, l'embouchure de la rivière Richelieu et la portion sud du delta de Sorel et du lac situées dans le panache des effluents des

industries de Sorel-Tracy se sont avérées beaucoup plus contaminées que le reste du lac par tous les métaux à l'exception du cadmium. Hardy *et al.* (1990) ont souligné la nature anthropique de cette contamination; ils ont aussi identifié la région industrielle de Sorel-Tracy ainsi que la rivière Richelieu comme étant les principales sources de contamination du lac Saint-Pierre, sauf dans le cas du mercure, dont une partie proviendrait de l'amont.

Estuaire fluvial

L'estuaire fluvial allant de Pointe-du-Lac à l'aval de l'île d'Orléans a été peu caractérisé au plan physico-chimique. Les tendances observées comportent l'augmentation des teneurs en cuivre, plomb et zinc au cours de la période 1976-1989, la diminution des teneurs en cadmium et en chrome et finalement le maintien de niveaux stables pour le mercure (tableau 1.27). Sauf pour le chrome, les tendances ont été les mêmes à l'embouchure de la rivière Saint-Charles (un site qui n'a pas été dragué) que dans la traverse du Nord de l'île d'Orléans (un site dragué régulièrement).

Les teneurs mesurées entre Pointe-du-Lac et Lévis étaient plutôt faibles, et une contamination modérée a été notée à Lévis, Lauzon ainsi que dans la traverse du Nord. L'estuaire de la rivière Saint-Charles et le bassin Louise sont, quant à eux, très contaminés. La contamination de la région de Trois-Rivières serait principalement causée par les apports de la rivière Saint-Maurice (G.D.G. Environnement ltée, 1990), celle de l'embouchure de la rivière Saint-Charles et des rives de Lévis et Lauzon serait plutôt de source locale (Procéan inc., 1990), tandis que celle de la traverse du Nord serait liée aux apports de l'amont ainsi qu'aux apports locaux.

Au port de Trois-Rivières, deux des métaux mesurés, soit le chrome et le zinc, posent des problèmes de contamination locale élevée, et les principales zones contaminées sont les quais et les zones d'accumulation de sédiments fins en contact avec les eaux de la rivière Saint-Maurice (G.D.G. Environnement ltée, 1990). La contamination du port est cependant beaucoup moins marquée qu'aux ports de Montréal et Québec.

Au port de Québec, d'importants problèmes de contamination, principalement par le cadmium, le cuivre et le zinc, ont été identifiés dans l'estuaire de la rivière Saint-Charles et le bassin Louise (Procéan inc., 1990, 1991a, 1991b, 1992a, 1992b).

Les tendances spatiales de la distribution des contaminants en eaux douces ont montré une augmentation de la concentration de la majorité des paramètres (chrome, cuivre, nickel, plomb et zinc) au lac Saint-François dans le Petit bassin de La Prairie, où ils ont atteint leur valeur maximale, puis une diminution

TABLEAU 1.27
Concentrations médianes de sept métaux-traces dans les sédiments de l'estuaire fluvial

Milieu	Période	Concentrations médianes (µg/g)						
		Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Estuaire fluvial	1976	5,00	55,70	21,70	0,08	23,40	12,00	102,00
	1985-1988	0,07	18,90	36,00	0,09	nd	58,00	193,00

nd : non disponible.

Source : À partir des données de Olivier et Bérubé, 1993.

graduelle vers l'aval. Le mercure présente la plus forte médiane au lac Saint-Louis; elle décroît ensuite progressivement vers l'aval, montrant la même tendance à la baisse que les contaminants précédents. La répartition spatiale du cadmium est impossible à établir, compte tenu de la haute limite de détection employée dans certaines études.

Moyen estuaire et Saguenay

Les travaux de Loring (1978a, 1979), Loring et Bewers (1978) et Loring *et al.* (1983) ont fourni un portrait de la répartition de certains métaux-traces dans les sédiments récents de l'estuaire du Saint-Laurent, du golfe et du fjord du Saguenay. Il ressort de ces travaux que les concentrations les plus élevées de chrome, cuivre, nickel, plomb et zinc se rencontrent dans les pélites (boues) du moyen estuaire. En gagnant la mer, leur concentration décroît, comme le fait également l'apport naturel et anthropique de matières en suspension.

Le moyen estuaire agit comme un piège pour ces éléments : la plus grande partie des métaux-traces qui s'y introduisent provient de l'estuaire fluvial, est adsorbée sur les matières fines en suspension dans la zone de turbidité maximale et est entraînée au fond en raison des conditions ambiantes favorisant la sédimentation. Peu de matières en suspension s'échappent de cette zone vers le golfe. Les sites de dépôt maximal se trouvent dans une faible dépression (10 m) du versant nord du moyen estuaire, située à 15 à 20 km de l'embouchure du fleuve, et dans une dépression plus profonde (jusqu'à 160 m) à quelque 30 km en aval. Des concentrations, jugées élevées pour cet environnement (Cu > 30 µg/g, Pb > 20 µg/g, Zn > 100 µg/g) mais faibles comparativement à celles qui prévalent dans la région de Montréal, ont été trouvées dans ces zones de sédimentation. Les teneurs les plus fortes en trois métaux (202 à 348 µg/g de Zn, 41 à 83 µg/g de Cu, 63 à 154 µg/g de Pb) ont été mesurées dans la fraction fine des sédiments à l'embouchure du fleuve, et les plus faibles, 65 km en aval. Une portion relativement faible de ces métaux (2 à 11 p. 100 du chrome, 7 à 20 p. 100 du cuivre, 12 à 23 p. 100 du nickel, 15 à 26 p. 100 du plomb, 8 à 39 p. 100 du zinc) est potentiellement biodisponible.

Le tableau 1.28 présente les concentrations moyennes trouvées dans le moyen estuaire ainsi que dans le fjord du Saguenay. Par rapport aux critères de qualité, ces valeurs correspondent dans le moyen estuaire aux teneurs naturelles en nickel et traduisent une faible contamination par le chrome, le cuivre et le plomb ainsi qu'une contamination modérée par le zinc; dans le Saguenay, ces concentrations correspondent aux teneurs naturelles en cuivre et en nickel, à un faible enrichissement en chrome et en zinc et à un enrichissement modéré en plomb.

Dans le chenal Laurentien, Gobeil et Silverberg (1989) ont noté que les concentrations de plomb augmentaient des sédiments profonds vers les sédiments situés près de la surface et ont attribué cette augmentation à l'accroissement de l'utilisation du plomb au cours du siècle dernier. Le plomb représente en effet plus de 60 p. 100 des contaminants anthropiques transportés par voie aérienne sur de grandes distances (Dolske et Silvering, 1979). Dans les sédiments récents, les deux tiers du plomb seraient d'origine anthropique. Ces auteurs ont également observé une diminution des teneurs en plomb dans la couche superficielle de sédiments, ce qui reflète selon eux une diminution des apports anthropiques de plomb au cours de la dernière décennie, associée à l'utilisation croissante de l'essence sans plomb.

Près des rives du moyen estuaire, la qualité des sédiments dans la majorité des zones portuaires et des émissaires échantillonnés est jugée bonne ou passable. Des problèmes de contamination n'ont été notés qu'à Montmagny, l'Isle-aux-Grues et Rivière-du-Loup (tableau 1.29). Les paramètres en cause étaient le chrome et le nickel; les principales sources identifiées dans ce secteur sont les rejets municipaux et industriels de même que les installations portuaires et les ports de plaisance.

Une importante contamination par du mercure d'origine anthropique, causée par les rejets d'une usine de chlore et de soude caustique, a été décelée dans les sédiments de surface du fjord du Saguenay; entre 1940 et 1962, les concentrations sont passées de 0,1 à 14,4 µg/g, et la concentration s'est globalement accrue d'un facteur de 40 par rapport à la teneur naturelle de ce milieu (Barbeau *et al.*, 1981). Après l'application de mesures de réduction des rejets industriels, le mercure des sédiments de surface du bassin supérieur du fjord a fortement diminué, passant de 4,0 µg/g en 1969 à 0,4 µg/g en 1971. La quantité accumulée dans les sédiments du fjord entre 1964 et 1976 a été estimée à 105 000 kg (Loring *et al.*, 1983), et celle de l'ensemble du Saguenay, à environ 120 000 kg (Loring, 1978b); la majeure partie de ce métal (70 à 90 p. 100) s'est retrouvée piégée par les matières organiques.

TABLEAU 1.28

Concentrations moyennes et écarts types de certains métaux-traces dans les pélites des sédiments de surface du moyen estuaire et du fjord du Saguenay entre 1976 et 1978

	Concentrations moyennes (µg/g) et écarts types				
Milieu	**Cr**	**Cu**	**Ni**	**Pb**	**Zn**
Moyen estuaire	92 ± 3,1	36 ± 8,5	27 ± 1,5	34 ± 4,5	185 ± 32
Fjord du Saguenay	83 ± 10	27 ± 2,5	28 ± 4,6	47 ± 12,2	131 ± 32

Sources : Adapté de Loring, 1978a, 1979.

Ce problème de contamination a été particulièrement marqué dans la portion supérieure du fjord qui a reçu la charge de l'effluent d'une usine, en exploitation de 1947 à 1976. Le bassin occidental, situé plus en aval, a constitué un bassin de dépôt complémentaire mais a été moins affecté par ces activités industrielles. Ce problème n'a pas eu d'équivalent dans l'estuaire maritime ni dans le golfe du Saint-Laurent.

En 1983, plus de sept ans après la fermeture de l'usine de chlore et de soude caustique, la concentration de mercure dans les sédiments de surface avait diminué et variait entre 0,2 et 0,8 µg/g, soit une teneur modérée qui représente néanmoins de 4 à 17 fois la concentration trouvée dans les sédiments de l'époque pré-industrielle (Gobeil et Cossa, 1984). Pelletier et Canuel (1988) ont de plus observé que le mercure était disponible pour le biote, ce qui suggère que les sédiments du fjord constituent un réservoir important de mercure qui semble responsable de la contamination persistante des organismes dont l'alimentation est liée aux sédiments (Cossa, 1990).

Toujours dans ce fjord, Barbeau *et al.* (1981) ont observé une augmentation d'origine anthropique des teneurs en cuivre (15 p. 100), en plomb (40 p. 100) et en zinc (15 p. 100) entre 1940 et 1976 (tableau 1.30). Ces tendances ont été confirmées par Loring *et al.* (1983) qui ont également noté un accroissement du cadmium d'origine anthropique par un facteur de 10 par rapport aux teneurs naturelles. Contrairement au mercure, ces apports n'ont cessé de s'accroître depuis 1940, ce qui laisse penser que d'importantes sources de ces métaux ne sont pas taries. Ces tendances ont été confirmées par Pelletier et Canuel (1988) qui ont calculé que les teneurs en zinc s'étaient accrues de 20 p. 100 entre 1972 et 1986.

Estuaire maritime et golfe du Saint-Laurent

Une contamination modérée par du mercure d'origine anthropique (0,03 à 0,95 µg/g) a été observée dans les sédiments de surface de l'estuaire maritime avant 1975, et sa distribution a été associée au type de sédimentation des matières organiques originant du Saguenay (Loring, 1975). Gobeil et Silverberg

TABLEAU 1.29
Valeurs extrêmes mesurées dans les sédiments du littoral du moyen estuaire

Localité	Année	Métaux-traces	Critère SEN* (µg/g)	Concentration (µg/g)
Isle-aux-Grues	1988	Cr	100	140
		Ni	61	83
Montmagny	1987	Cr	100	110
Rivière-du-Loup	1988	Cr	100	118
		Ni	61	62

**SEN : Teneur qui provoque des effets nuisibles chez la majorité des organismes benthiques (CSL et MENVIQ, 1992a).*

Source : Olivier et Bérubé, 1993.

(1989) ont toutefois noté qu'elle avait tendance à diminuer; en 1987, elle se situait à 0,16 à 0,18 µg/g. Ces mêmes auteurs concluaient que le transport par diffusion du mercure hors des sédiments semble peu important dans ce milieu, compte tenu du faible gradient de concentration qui a été mesuré à l'interface eau-sédiments.

Les teneurs en mercure mesurées dans le golfe du Saint-Laurent sont basses (0,15 µg/g en moyenne) et ne présentent qu'un faible enrichissement par rapport aux teneurs naturelles du milieu. Ce paramètre ne montre pas de modèle clair de sédimentation dans cet environnement, ni d'évidence que le mercure d'origine anthropique ait atteint le golfe du Saint-Laurent (Loring, 1975).

Des mesures de cinq autres métaux-traces, effectuées par Loring (1978a, 1979), révèlent qu'en moyenne, les sédiments présentent un faible enrichissement en chrome, en plomb et en zinc dans l'estuaire maritime ainsi qu'un faible enrichissement en chrome dans le golfe (tableau 1.31). Les autres paramètres se situent en moyenne au niveau des teneurs naturelles. L'enrichissement le plus marqué en cuivre, en plomb et en zinc se rencontre dans les sédiments fins des vallées centrales et de certains plateaux, tandis que la plupart des plateaux sableux, exception faite de ceux du nord d'Anticosti, sont peu contaminés par ces métaux.

Pour ce qui est des tendances spatiales, il y a une diminution des concentrations totales de cuivre, de zinc et, dans une moindre mesure, de plomb dans les pélites à partir du moyen estuaire vers la mer, et il se produit l'inverse dans le cas du nickel. Quant au chrome, il se maintient dans l'estuaire maritime et le golfe à une concentration plus élevée que dans le moyen estuaire et le fjord du Saguenay et dépasse le critère de qualité des sédiments de niveau 3 par endroits.

TABLEAU 1.30

Concentrations de cuivre, plomb et zinc dans les sédiments du fjord du Saguenay durant les périodes précédant et suivant l'implantation d'usines à Arvida

	Concentrations (µg/g)		
Période	**Cuivre**	**Plomb**	**Zinc**
Avant 1940	5 - 30	5 - 38	24 - 116
Après 1940	8 - 39	5 - 72	45 - 201

Source : Barbeau et al., 1981.

L'enrichissement de l'estuaire maritime en cuivre, en plomb et en zinc biodisponibles proviendrait des sédiments fins contaminés qui se sont échappés du moyen estuaire ainsi que des matières organiques, également contaminées par le mercure, provenant du fjord du Saguenay. Ces matériaux se déposent dans la partie la plus profonde de l'estuaire maritime et ont peu de chance de s'en échapper. Le chrome et le nickel biodisponibles proviendraient surtout du moyen estuaire (Loring, 1978a, 1979).

Aux quelques stations des zones littorales de l'estuaire maritime pour lesquelles des données sont disponibles, la qualité des sédiments semble dans l'ensemble bonne à acceptable, sauf à Baie-Comeau où des teneurs élevées en mercure ont été mesurées. Cette contamination est ponctuelle et peut être associée à des activités industrielles ou portuaires locales ainsi qu'aux rejets d'émissaires municipaux.

TABLEAU 1.31

Concentrations moyennes et écarts types de certains métaux-traces dans les sédiments de surface de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent entre 1974 et 1978

	Concentrations moyennes (µg/g)				
Milieu	**Chrome**	**Cuivre**	**Nickel**	**Plomb**	**Zinc**
Estuaire maritime	99 ± 12,3	24 ± 7,2	33 ± 6,2	30 ± 8,0	115 ± 20
Golfe	87 ± 18,1	25 ± 9,6	36 ± 11,3	21 ± 5,5	84 ± 22

Sources : À partir des données de Loring, 1978a, 1979.

Dans les zones littorales du golfe du Saint-Laurent, le cadmium se trouve parfois en concentration élevée dans les sédiments. C'est le cas notamment à Cloridorme, Gaspé, Newport-Point et Port-Daniel-Est (tableau 1.32). Le nickel fait également l'objet de quelques dépassements du critère de qualité de

TABLEAU 1.32

Valeurs extrêmes mesurées dans les sédiments du littoral de l'estuaire maritime et du golfe

Localité	Année	Métaux	Critère SEN* (µg/g)	Concentrations (µg/g)
Baie-Comeau (baie des Anglais)	1985	Mercure	1	1,21
Cap-Chat	1987	Nickel	61	81
Cloridorme	1985	Cadmium	3	10,1
Gascons (ruisseau Chapados)	1986	Nickel	61	72
	1987	Nickel		86
Gaspé (Sandy Beach)	1986	Cadmium	3	35
		Chrome	100	143
		Cuivre	86	14 457
		Nickel	61	111,4
		Plomb	170	14 700
		Zinc	540	3 570
Newport-Point	1988	Cadmium	3	3,7
		Nickel	61	76
Port-Daniel-Est	1987	Cadmium	3	5
Sept-Îles	1987	Mercure	1	5,7
Fatima	1988	Chrome	100	100,9
Havre-Aubert	1987	Cadmium	3	6

**SEN : teneur qui provoque des effets nuisibles chez la majorité des organismes benthiques (CSL et MENVIQ, 1992a).*

Source : Olivier et Bérubé, 1993.

niveau 3 (Cap-Chat, Gascons, Gaspé, Newport-Point), et il en va de même pour le mercure (Sept-Îles).

C'est cependant au quai de Gaspé (Sandy Beach) que se trouvent les plus fortes concentrations de métaux-traces; en plus du cadmium et du nickel, on y note une importante contamination par le chrome, le cuivre, le plomb et le zinc, vraisemblablement liée à la présence de minerai de cuivre dans les sédiments. À Sept-Îles, les sources possibles de mercure sont les eaux usées municipales, les activités portuaires, minières et industrielles et celles de la marina et du havre de pêche. Aucune source potentielle ne permet d'expliquer clairement les dépassements, relativement faibles pour la plupart, notés dans les autres municipalités.

Aux îles de la Madeleine, seulement deux paramètres ont été retrouvés ponctuellement en concentrations élevées; il s'agit du cadmium dans le port de Havre-Aubert et du chrome dans celui de Fatima. Toutes les autres valeurs mesurées se situaient au niveau des teneurs naturelles ou les dépassaient de peu.

1.5.2.2 Lacs fluviaux

Substances inorganiques

En général, les sédiments fins des lacs fluviaux sont contaminés par les métaux-traces (cadmium, cuivre, plomb, zinc), à l'exception du chrome et du nickel dont l'apport anthropique est faible. En effet, les valeurs médianes du FEA pour ces deux éléments sont basses et se rapprochent de 1 dans les sédiments des lacs Saint-François et Saint-Louis (tableau 1.33). L'apport anthropique des autres métaux-traces provoque un enrichissement par un facteur (médianes) de 2 à 4 au lac Saint-François, de 3 à 10 au lac Saint-Louis et de 3 à 5 au lac Saint-Pierre (tableau 1.33). Les valeurs de FEA les plus élevées sont dues à la présence de zinc et de cadmium, sauf dans le cas du lac Saint-Pierre, où les données sur le cadmium ont dû être écartées à cause de la méthode analytique utilisée qui avait une limite de détection trop élevée. De plus, il est probable que les valeurs du FEA et les concentrations médianes des métaux-traces au lac Saint-Pierre soient sous-estimées à cause de l'absence de valeurs dans le secteur sud. Ce secteur, couvrant plus de la moitié de la superficie du lac, est un champ de tir de la Défense nationale pour l'essai d'obus. Le risque inhérent à un échantillonnage dans cette zone explique le manque de données. Cependant, l'absence de zones d'accumulation permanente (Carignan *et al.*, 1993) et la nature grossière des sédiments (Hardy *et al.*, 1990) portent à croire que le lac Saint-Pierre est un environnement plus dynamique que les lacs en amont. Par conséquent, le dépôt sédimentaire peut y être transitoire de sorte qu'il est difficile d'extrapoler les valeurs obtenues en 1986 pour les appliquer à une longue période.

Au lac Saint-François, les concentrations corrigées d'arsenic, de sélénium et de mercure et les valeurs du FEA pour le nickel, le cuivre et le zinc sont significativement plus élevées dans le secteur nord que dans le secteur sud, suggérant un apport plus important des sources locales de la région de Cornwall (figure 1.46). Effectivement, la présence de mercure, de cuivre et de zinc a été observée dans les effluents industriels de Cornwall (Anderson et Biberhofer, 1992). Dans le cas de l'arsenic, du sélénium et du nickel, la différence est plus difficile à expliquer, parce que la présence de ces éléments dans les effluents industriels de Cornwall n'est pas importante.

Au lac Saint-Louis, les concentrations corrigées de mercure et d'arsenic sont significativement plus élevées dans la région des îles de la Paix, localisée dans le secteur sud (figure 1.46). Cette différence est cohérente avec la présence de sources de mercure et d'arsenic dans la région de Beauharnois (Malo et Gouin, 1977; Keighan, 1977; Champoux et Sloterdijk, 1988). À l'opposé, les valeurs du FEA moyen pour le chrome, le plomb et le zinc sont significativement plus élevées dans le secteur nord. Dans le cas du chrome, cette différence peut s'expliquer par les rejets associés aux effluents urbains de l'île de Montréal, en particulier dans la région de la baie de Valois (Champoux et Sloterdijk, 1988). Comme les apports de plomb et de zinc dans les effluents

TABLEAU 1.33

Valeurs médianes des FEA et des concentrations corrigées des métaux-traces et de certaines substances organiques

	Lac Saint-François[a] (1989)		Lac Saint-Louis[b] (1984-1985)		Lac Saint-Pierre[c] (1986)	
Variable	**FEA**	**{Subst.}$_{corrigée}$ (mg/kg)**	**FEA**	**{Subst.}$_{corrigée}$ (mg/kg)**	**FEA**	**{Subst.}$_{corrigée}$ (mg/kg)**
Cadmium*	4 (2,0)	0,8 (0,4)	11 (19)	1,8 (3,2)	na	na
Chrome	0,5 (0,4)	35 (23)	1 (0,5)	80 (37)	2,1 (1,9)	139 (127)
Cuivre	2 (0,8)	31 (14)	3 (2,5)	49 (33)	4 (2)	73 (75)
Nickel	2 (2)	21 (11)	3 (1,7)	40 (15)	3 (2)	39 (52)
Plomb*	2 (1)	30 (14)	4 (2,5)	49 (36)	3 (4)	45 (56)
Zinc	4 (5)	153 (113)	5 (3,9)	285 (181)	5 (3)	263 (163)
Arsenic	na	5,7 (13)	na	7,2 (10,3)	na	5,5 (2,9)
Sélénium	na	1,4 (2,3)	na	1,0 (0,7)	na	1,1 (1,1)
Mercure	na	0,2 (1,0)	na	0,5 (6,3)	na	0,2 (0,3)
∑BPC	nd	0,03 (0,4)	nd	0,16 (0,06)	nd	0,2 (0,3)
∑HAP**	nd	0,9 (1,7)	nd	1,1 (2,9)	nd	0,3 (1,7)

** $FEA_{Cd, Pb}$: concentrations corrigées en fonction de la teneur naturelle moyenne d'un sédiment fin (< 63 µm).*
*** HAP : 19 congénères ont été analysés au lac Saint-François, 15 au lac Saint-Louis et cinq au lac Saint-Pierre.*

na : non applicable. nd : non déterminé.

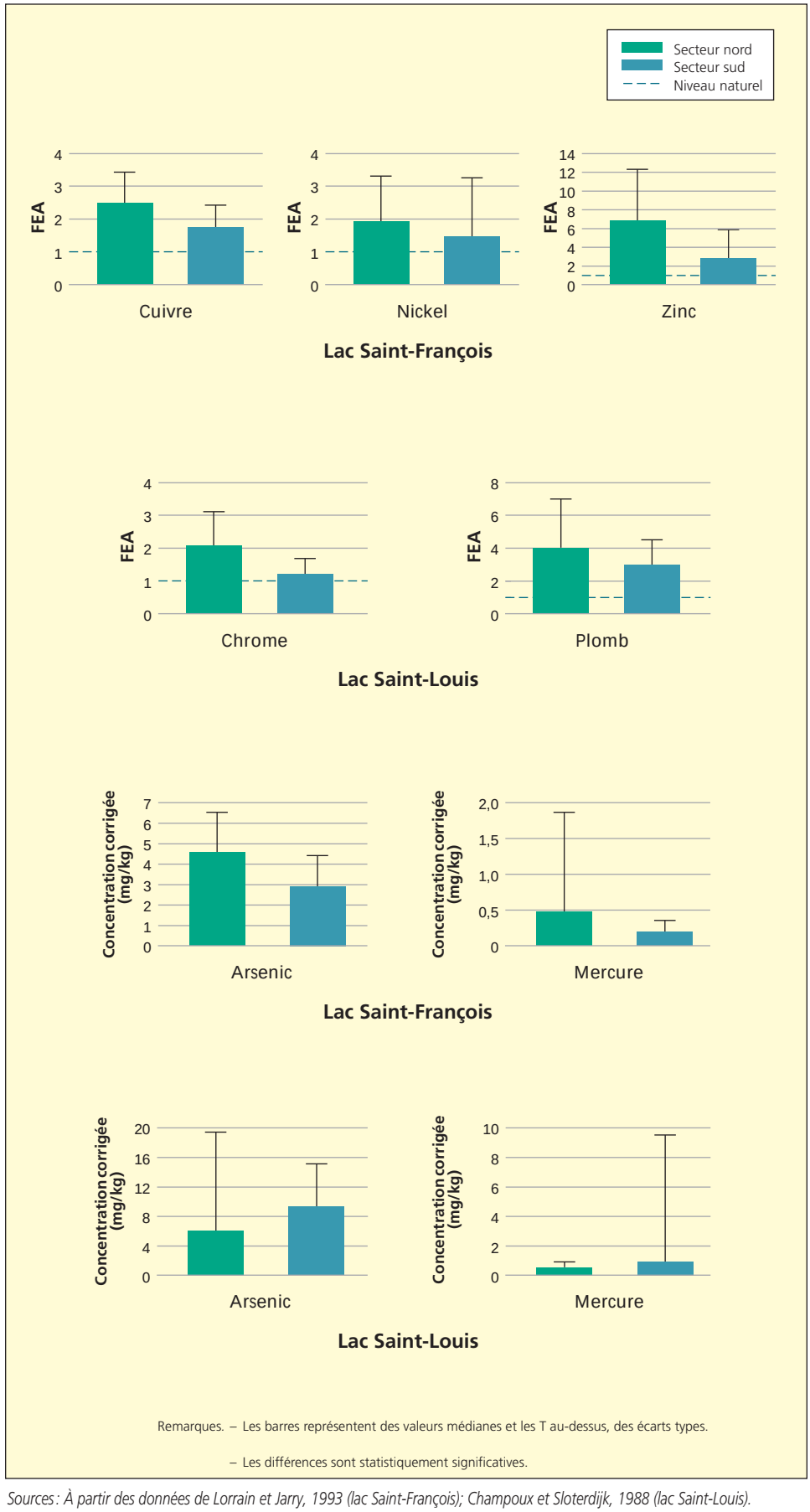
Remarques. – Les concentrations corrigées pour l'arsenic, le sélénium et le mercure sont présentées parce que les teneurs naturelles pour calculer le FEA sont inconnues. Les valeurs entre parenthèses représentent des écarts types.

Sources : À partir des données de [a] Lorrain et Jarry, 1993. [b] Champoux et Sloterdijk, 1988. [c] Hardy et al.*, 1990.*

urbains ne sont pas importants (Malo et Gouin, 1977; Keighan, 1977; Champoux et Sloterdijk, 1988), il ne reste comme autre source que l'apport de la rivière des Outaouais ou les apports de la région de Cornwall. Les apports de plomb et de zinc provenant de la région de Cornwall sont importants (Anderson et Biberhofer, 1992), et comme une fraction de la masse d'eau du secteur nord du lac Saint-François s'écoule par le lit naturel du fleuve entre Coteau-du-Lac et Pointe-des-Cascades, il est possible que l'effet des apports de Cornwall se fasse sentir jusqu'au lac Saint-Louis. Malgré la présence des eaux brunes de l'Outaouais dans le secteur nord du lac Saint-Louis (Désilet et Langlois, 1989), la contribution des eaux vertes des Grands Lacs est peut-être loin d'être négligeable. En effet, des profils des conductivités et des températures suggèrent la formation d'une stratification de la colonne d'eau, où les eaux vertes s'écoulent sous une mince couche d'eaux brunes (Champoux et Sloterdijk, 1988; Carignan, 1992). La saisonnalité et l'importance du phénomène sont cependant inconnues.

FIGURE 1.46

Comparaison des FEA et des concentrations corrigées de métaux-traces entre les secteurs nord et sud des lacs Saint-François en 1989 et Saint-Louis de 1984 à 1985



Remarques. – Les barres représentent des valeurs médianes et les T au-dessus, des écarts types.

– Les différences sont statistiquement significatives.

Sources : À partir des données de Lorrain et Jarry, 1993 (lac Saint-François); Champoux et Sloterdijk, 1988 (lac Saint-Louis).

Différences amont-aval

La comparaison des facteurs d'enrichissement anthropique des sédiments des lacs fluviaux permet de comparer leur degré de contamination par les métaux-traces et de déterminer l'importance relative des apports anthropiques vers l'aval. À l'exception du zinc, on observe une augmentation vers l'aval de la médiane du FEA pour les métaux-traces (figure 1.47). Cette augmentation peut être expliquée par l'addition des sources (Lorrain *et al.*, 1993a).

L'impossibilité de calculer un FEA pour le mercure, l'arsenic et le sélénium a nécessité l'emploi de concentrations corrigées pour la comparaison. Aucune différence n'a été observée pour l'arsenic et le sélénium, alors que la concentration médiane du mercure augmente au lac Saint-Louis par rapport aux autres lacs (figure 1.47). Il semble donc que la source de mercure au lac Saint-Louis ait été beaucoup plus importante qu'au lac Saint-François; les deux seules sources connues de mercure sont les fabriques de chlore et de soude caustique en amont de Trois-Rivières, localisées à Cornwall et à Beauharnois. Cette même répartition spatiale a également été rapportée par Cossa (1990) dans son étude sur la provenance des contaminants dans le fleuve.

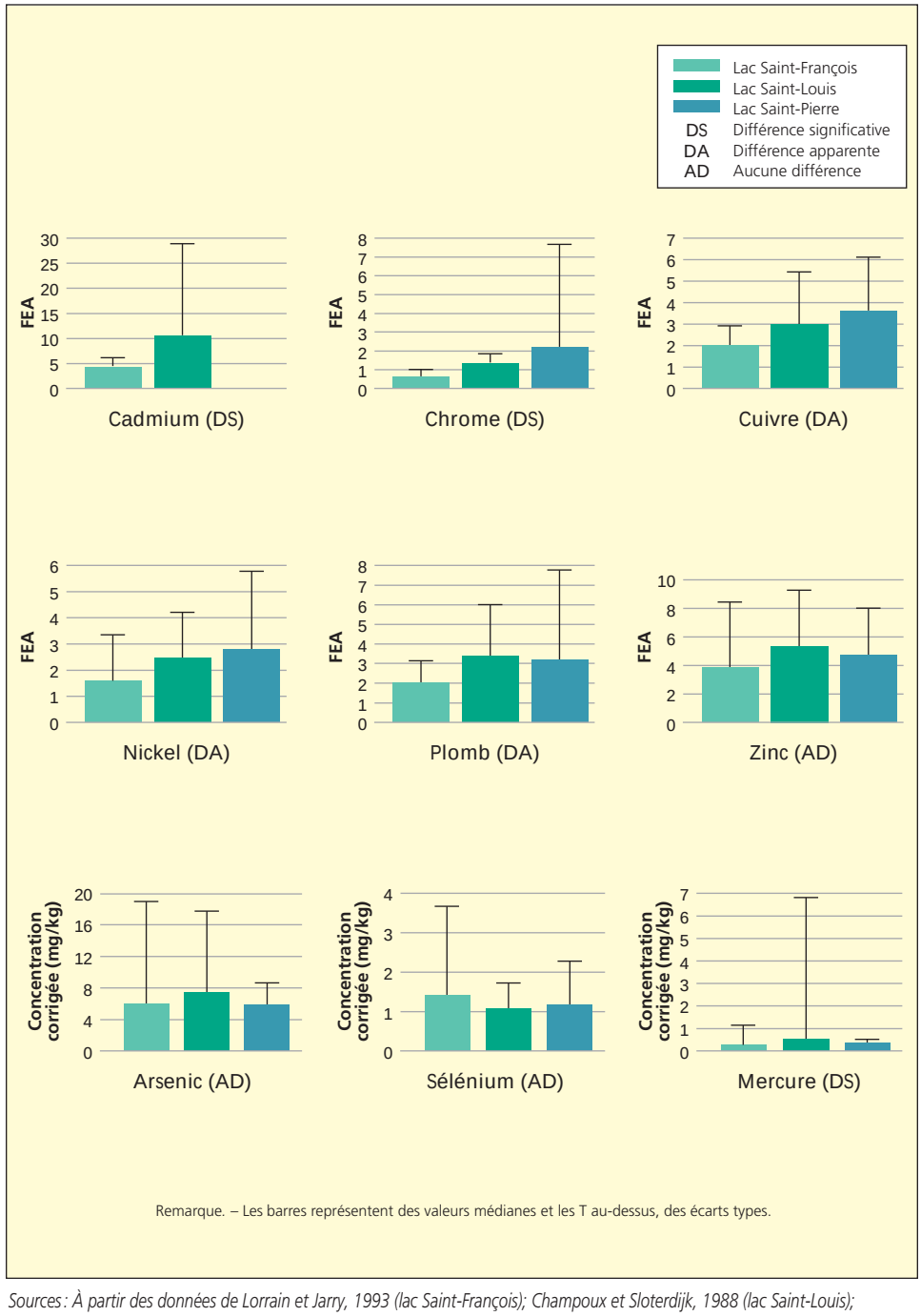
Dans un contexte où les sources de contamination se superposent les unes aux autres, l'absence de différences dans les concentrations de zinc, d'arsenic et de sélénium ne peut être expliquée que par deux hypothèses : soit qu'il y ait une diminution des apports anthropiques vers l'aval, ce qui s'explique difficilement car plusieurs sources sont localisées sur le tronçon fluvial du Saint-Laurent; soit que les concentrations des métaux-traces soient sous-estimées en aval, probablement à cause de l'absence de valeurs pour un secteur important du lac Saint-Pierre.

Substances organiques

La présence de plusieurs substances organiques a été rapportée dans les sédiments des lacs fluviaux. Ces substances étant pour la plupart des produits de synthèse, leur présence indique un problème de contamination. Le nombre élevé de valeurs sous la limite de détection dans le cas des pesticides organochlorés, des chlorobenzènes et des congénères des HAP laisse supposer un faible problème de contamination par ces substances. Cependant, Cossa (1990) a établi un lien étroit entre la présence des substances organiques et les problèmes physiologiques observés chez le Béluga dans l'estuaire du Saint-Laurent, sous-entendant une contamination importante par les substances organiques comparativement aux métaux-traces. Le grand nombre de valeurs sous la limite de détection ne permet pas d'établir des modèles de répartition spatiale afin d'établir un lien avec des sources de contamination rapprochées. Les concentrations mesurées aux lacs Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre sont comparables aux teneurs mesurées ailleurs dans le Saint-Laurent (Merriman, 1987) et proviendraient en grande partie du lac Ontario et de

FIGURE 1.47

Comparaison des FEA et des concentrations corrigées de métaux-traces entre les lacs Saint-François en 1989, Saint-Louis de 1984 à 1985 et Saint-Pierre en 1986



Sources : À partir des données de Lorrain et Jarry, 1993 (lac Saint-François); Champoux et Sloterdijk, 1988 (lac Saint-Louis); Hardy et al.*, 1990 (lac Saint-Pierre).*

sources ponctuelles le long du Saint-Laurent (Comba *et al.*, 1989, 1990). L'absence de chlorobenzènes dans les sédiments du lac Saint-François notée par Lorrain et Jarry (1993) a également été observée par Merriman (1987) dans le tronçon qui s'étend entre le lac Ontario et le lac Saint-Louis. La proportion de *p,p'*-DDE dans le ∑DDT trouvé dans les sédiments du Saint-Laurent (Lorrain et Jarry, 1993; Champoux et Sloterdijk, 1988; Hardy *et al.*, 1990) suggère un apport résiduel de sources éloignées. En effet, l'utilisation du DDT dans

l'agriculture est bannie depuis le milieu des années 1970 (Pham *et al.*, 1993b), sauf pour des utilisations spécifiques, et la dégradation microbienne à l'origine du *p,p'*-DDE s'est donc probablement effectuée dans les anciennes zones d'application du produit. Bien qu'il soit difficile d'interpréter les résultats sur le ∑BHC et le HCB à cause du nombre élevé de valeurs sous la limite de détection, Comba *et al.* (1990) rapportent des augmentations des concentrations de ces contaminants dans la colonne d'eau, qu'ils attribuent à des sources localisées dans le secteur de Massena et de Montréal pour le premier, et de Cornwall et Massena pour le deuxième. À l'exception des BPC et des dérivés du DDT, les faibles concentrations mesurées pour les autres substances organiques dans les sédiments s'expliquent par un faible coefficient de partition entre l'eau et les matières particulaires (Comba *et al.*, 1990).

La présence de mirex dans les sédiments des lacs Saint-François et Saint-Louis (Lorrain et Jarry, 1993; Champoux et Sloterdijk, 1988; Carignan *et al.*, 1994) s'explique par le transport de cette substance depuis le lac Ontario, qui en est la seule source connue (Holdrinet *et al.*, 1978; Comba *et al.*, 1993). Bien que la présence de mirex dans les sédiments ne fasse aucun doute (Comba *et al.*, 1993), les valeurs présentées dans les études de caractérisation des sédiments de surface des lacs fluviaux pourraient être surestimées à cause d'un problème de contamination des échantillons (Lorrain et Jarry, 1993). Cependant, le degré de contamination est inférieur aux concentrations mesurées, suggérant la présence réelle de cette substance. Ce problème de contamination sème un doute sur la validité et la représentativité des résultats des études de caractérisation.

Les sédiments des lacs Saint-François et Saint-Louis sont faiblement contaminés par les ∑BPC (∑BPC = A1242 + A1254 + A1260), avec un dépassement du critère de niveau 1 (CSL et MENVIQ, 1992a) à 8 et 100 p. 100 des stations respectivement. Au lac Saint-Pierre, la contamination des sédiments est plus importante, avec un dépassement du critère de niveau 2 observé à 40 p. 100 des stations (tableau 1.34). Au lac Saint-François, les concentrations de ∑BPC sont plus élevées dans le secteur sud, différence qui s'explique par la présence de sources dans la région de Massena (Anderson et Biberhofer, 1992). Au lac Saint-Louis, aucune différence significative de la concentration moyenne entre les secteurs nord et sud n'a été observée. De récents travaux ont permis de caractériser les ∑BPC en fonction de leurs congénères. Malgré de faibles concentrations, on observe la présence de certains congénères de ∑BPC hautement à moyennement toxiques comme les congénères 77, 118, et 138 au lac Saint-François (Planas *et al.*, 1992) et Saint-Louis (Carignan *et al.*, 1994; Lorrain et Pelletier, 1993).

TABLEAU 1.34

Dépassements des critères de qualité par les teneurs en ∑BPC et ∑HAP des sédiments de surface des lacs fluviaux

Substances organiques	Valeurs des critères (mg/kg)			Nombre de stations > critères de qualité			Pourcentages de dépassement		
	Niveau 1	Niveau 2	Niveau 3	Niveau 1	Niveau 2	Niveau 3	Niveau 1	Niveau 2	Niveau 3
Saint-François (1989)*									
∑BPC	0,02	0,2	1	5	0	0	8	0	0
∑HAP légers	0,1	–	–	5	0	0	8	0	0
∑HAP lourds	1	–	–	0	0	0	0	0	0
Saint-Louis (1984-1985)**									
∑BPC	0,02	0,2	1	17	0	0	100	0	0
∑HAP légers	0,1	–	–	0	0	0	0	0	0
∑HAP lourds	1	–	–	0	0	0	0	0	0
Saint-Pierre (1986)***									
∑BPC	0,02	0,2	1	35	14	0	100	40	0
∑HAP légers	0,1	–	–	0	0	0	0	0	0
∑HAP lourds	1	–	–	0	0	0	0	0	0

Remarque. – Les ∑HAP au lac Saint-Pierre ne correspondent qu'à la sommation de cinq congénères des HAP, contrairement aux autres lacs où les ∑HAP correspondent à la sommation de 15 congénères.

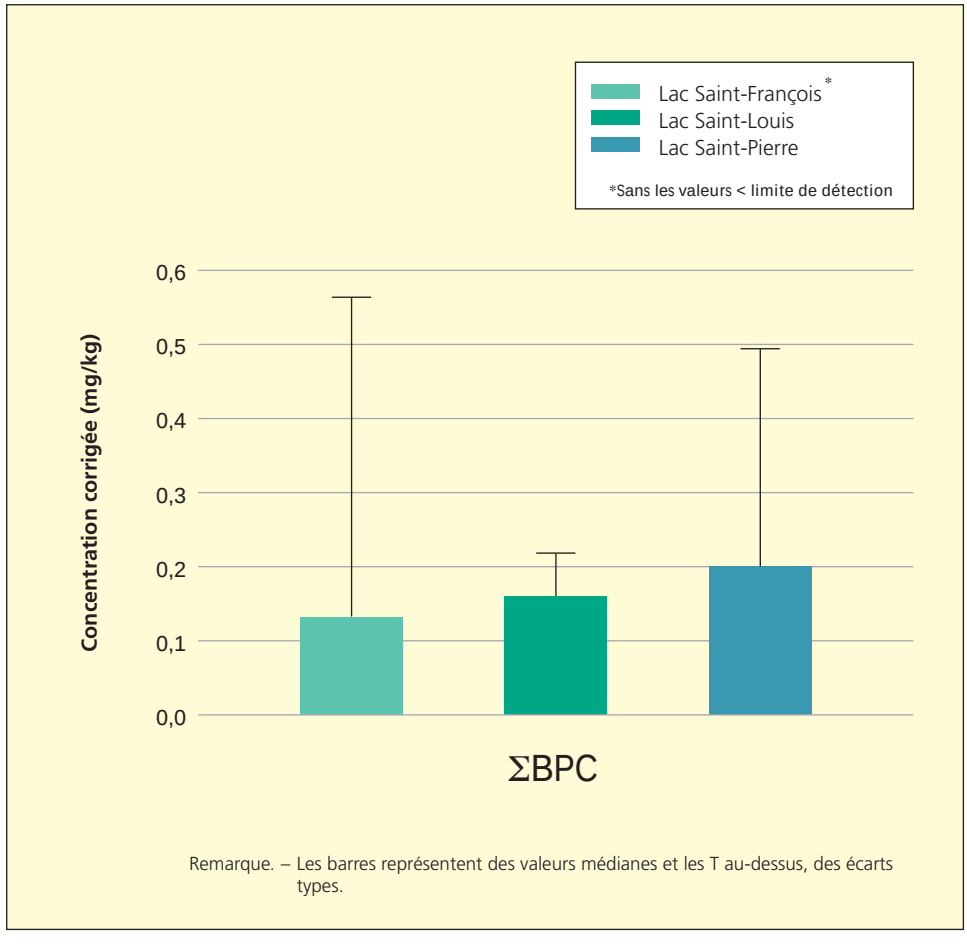
*Sources : À partir des données de *Lorrain et Jarry, 1993. **Champoux et Sloterdijk, 1988. ***Hardy* et al., *1990.*

Les sédiments des lacs fluviaux sont faiblement contaminés par les HAP, avec un dépassement du critère de niveau 1 à moins de 8 p. 100 des stations au lac Saint-François, et à aucune station au lac Saint-Louis (tableau 1.34). Le faible nombre d'échantillons analysés au lac Saint-Pierre et le nombre important de valeurs sous la limite de détection laissent croire également que les sédiments sont faiblement contaminés (Hardy *et al.*, 1990).

Différences amont-aval

Une comparaison des concentrations médianes des ∑BPC dans les trois lacs fluviaux, corrigées pour la dilution par la fraction grossière, a été effectuée. La présence d'une différence significative entre le lac Saint-François et le lac Saint-Pierre suggère la présence de sources en aval du lac Saint-François (figure 1.48). Le gradient significatif observé entre les valeurs des lacs Saint-François et Saint-Louis et l'absence de gradient entre les valeurs des lacs Saint-Louis et Saint-Pierre suggèrent que les sources de BPC sont localisées aux lacs Saint-François et Saint-Louis. Bien que les méthodes analytiques utilisées pour déterminer la concentration de BPC dans les sédiments soient comparables, la méthode de calcul des trois principaux aroclors (1242, 1254, 1260), dont la sommation donne la valeur de ∑BPC, pourrait causer des différences entre les résultats des

FIGURE 1.48
Comparaison des concentrations médianes corrigées de ∑BPC entre les lacs Saint-François en 1989, Saint-Louis de 1984 à 1985 et Saint-Pierre en 1986



Sources : À partir des données de Lorrain et Jarry, 1993 (lac Saint-François); Champoux et Sloterdijk, 1988 (lac Saint-Louis); Hardy et al.*, 1990 (lac Saint-Pierre).*

études de Champoux et Sloterdijk (1988), de Hardy *et al.* (1990) et de Lorrain *et al.* (1993b).

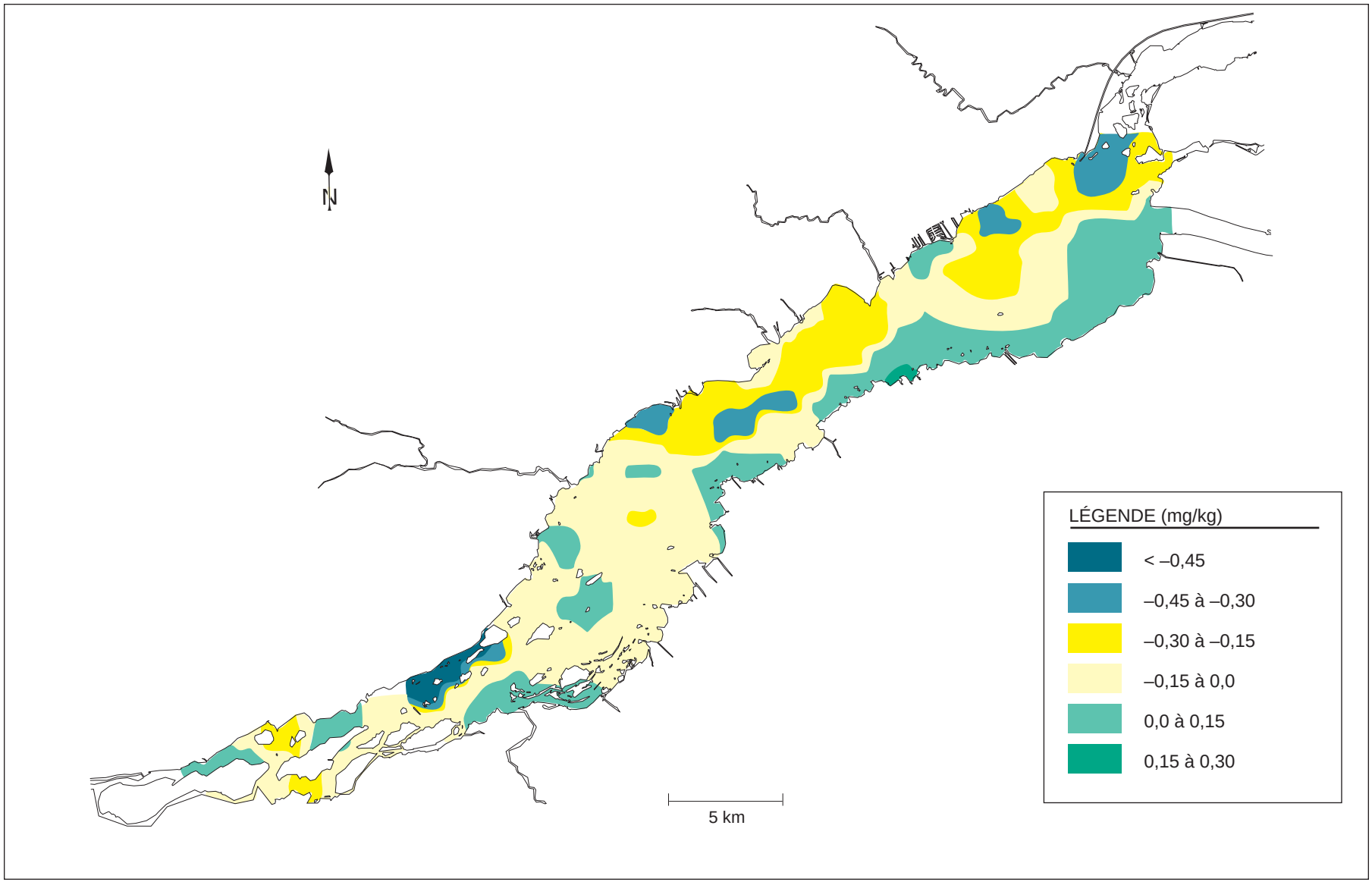
Évolution de la contamination

Il existe peu d'informations sur l'évolution temporelle de la contamination des sédiments du Saint-Laurent. Jusqu'à maintenant, les études ont porté principalement sur la partie amont du fleuve (Sérodes, 1978; Lorrain *et al.*, 1993b; Carignan *et al.*, 1993). Barbeau (1989a, 1989b) a tenté de discerner les tendances temporelles de la contamination des matières en suspension totales, en colligeant les données obtenues entre 1983 et 1988. Cependant, il semble que les tendances observées dans ce cas reflètent plutôt l'amélioration des méthodes analytiques que les tendances temporelles. Par conséquent, il faut se tourner vers les sédiments pour connaître l'évolution de la pollution dans le temps.

Lorrain *et al.* (1993b) ont observé une diminution significative des concentrations de mercure et de ∑BPC dans les sédiments superficiels de 34 p. 100 et de 89 p. 100 respectivement, entre 1979 et 1989 (figures 1.49 et 1.50). Dans le cas des ∑HAP, une diminution de l'ordre de 60 p. 100 a été observée en

FIGURE 1.49

Répartition spatiale des différences de concentrations corrigées de mercure dans les sédiments du lac Saint-François entre 1979 et 1989



Source : Lorrain et al., *1993b.*

comparant les valeurs de 1979 à celles de 1989 pour des stations similaires (Lorrain et Jarry, 1993). Cependant, cette différence doit être considérée dans le contexte où deux méthodes analytiques différentes ont été utilisées.

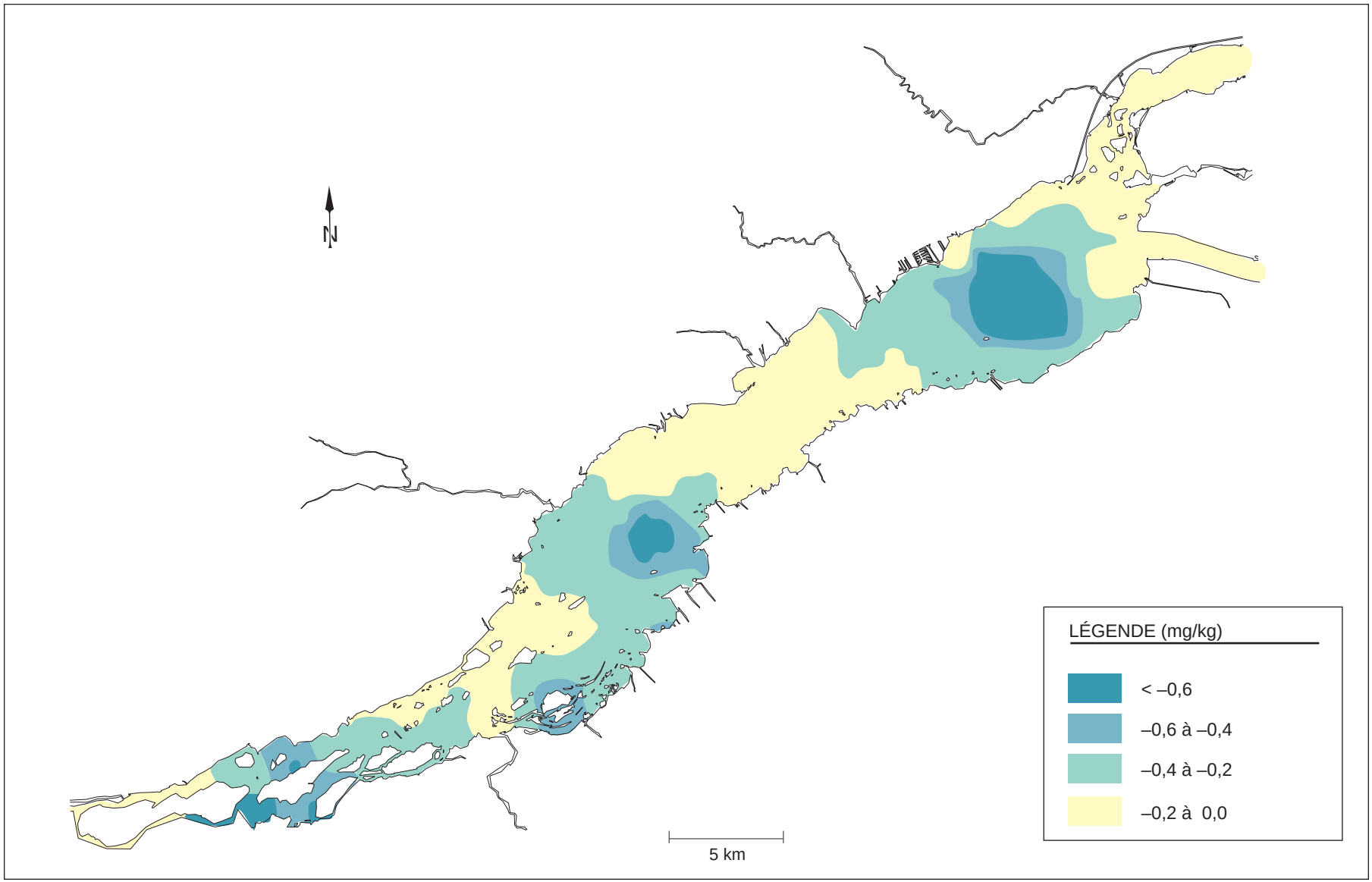
L'analyse de séquences sédimentaires datées sert souvent à combler le manque de données sur l'évolution de la contamination dans les milieux aquatiques. Les sédiments constituent un registre des fluctuations de leurs propriétés physico-chimiques passées, que l'on peut déchiffrer après un sous-échantillonnage adéquat et l'utilisation de techniques de datation des sédiments. Les résultats les plus récents sur l'évolution de la contamination des sédiments proviennent d'une étude de Lorrain *et al.* (1994a), où sont présentés les profils, c'est-à-dire l'évolution temporelle des FEA de métaux-traces dans les sédiments à six sites entre Cornwall et Trois-Rivières, et d'une étude de Carignan *et al.* (1994), où sont présentés les profils des concentrations des contaminants organiques et inorganiques à deux sites localisés dans les lacs Saint-Louis et Saint-François. Les profils des FEA à quatre sites localisés entre Cornwall et Trois-Rivières sont présentés à la figure 1.51. Les profils des concentrations des substances organiques et inorganiques à deux sites localisés aux lacs Saint-François et Saint-Louis sont présentés à la figure 1.52.

En tenant compte de la localisation géographique des deux sites étudiés par Carignan *et al.* (1994) et du modèle d'écoulement des eaux, les profils des concentrations traduisent probablement le signal d'une pollution en provenance des Grands Lacs (Lorrain *et al.*, 1994a). Les concentrations de métaux-traces ont grandement diminué entre le milieu des années 1960 et le début des années 1970 jusqu'à aujourd'hui, selon les éléments considérés. La diminution des concentrations de plomb correspond au tarissement graduel associé à l'utilisation de l'essence sans plomb depuis la fin des années 1960. Une réduction comparable a été observée à un site dans le delta de Sorel mais serait associée au ruissellement et aux apports urbains provenant de l'île de Montréal (Lorrain *et al.*, 1994a). Une baisse des concentrations de plomb a été également observée au site de Contrecœur, mais beaucoup plus tardivement. Ce décalage peut être expliqué par l'influence de sources ponctuelles et du temps de résidence des sédiments dans le bassin de drainage du Saint-Laurent.

Les valeurs du FEA des métaux-traces dans les sédiments du lac Saint-François sont relativement constantes depuis les 20 ou 30 dernières années. En aval, on observe une augmentation significative du FEA des métaux-traces avec le temps, ce qui reflète probablement l'addition des sources et l'augmentation des apports anthropiques vers l'aval, sauf dans le cas du nickel et du chrome. Lorrain *et al.* (1994a) rapportent l'absence de contamination sérieuse par le nickel et le chrome depuis les 50 dernières années. La disparité des profils des

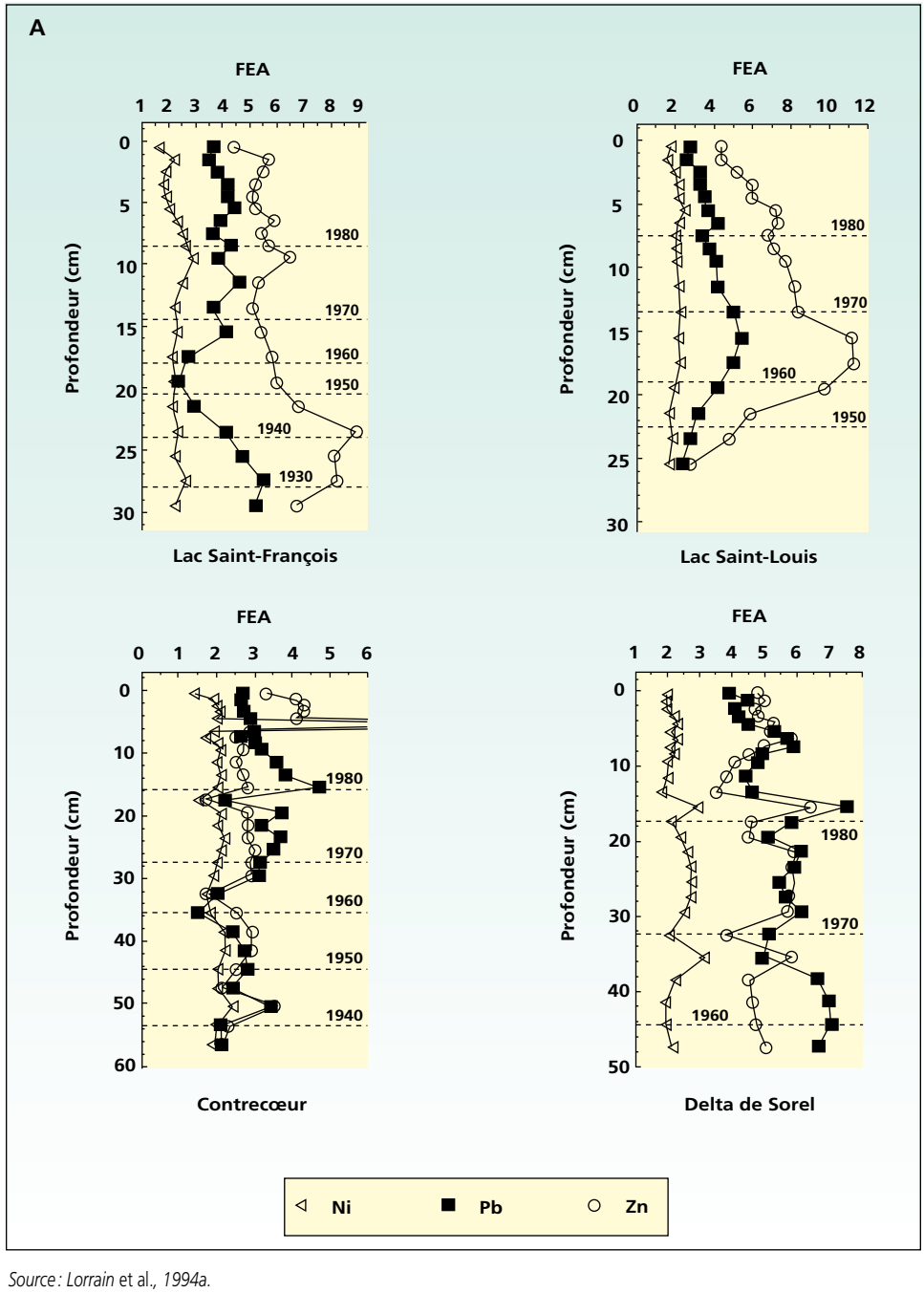
FIGURE 1.50

Répartition spatiale des différences de concentrations corrigées de BPC dans les sédiments du lac Saint-François entre 1979 et 1989



Sources : Lorrain et al., *1993b; Sloterdijk, 1985.*

FIGURE 1.51
Profils du FEA de métaux-traces dans les sédiments du Saint-Laurent entre Cornwall et Trois-Rivières en 1990

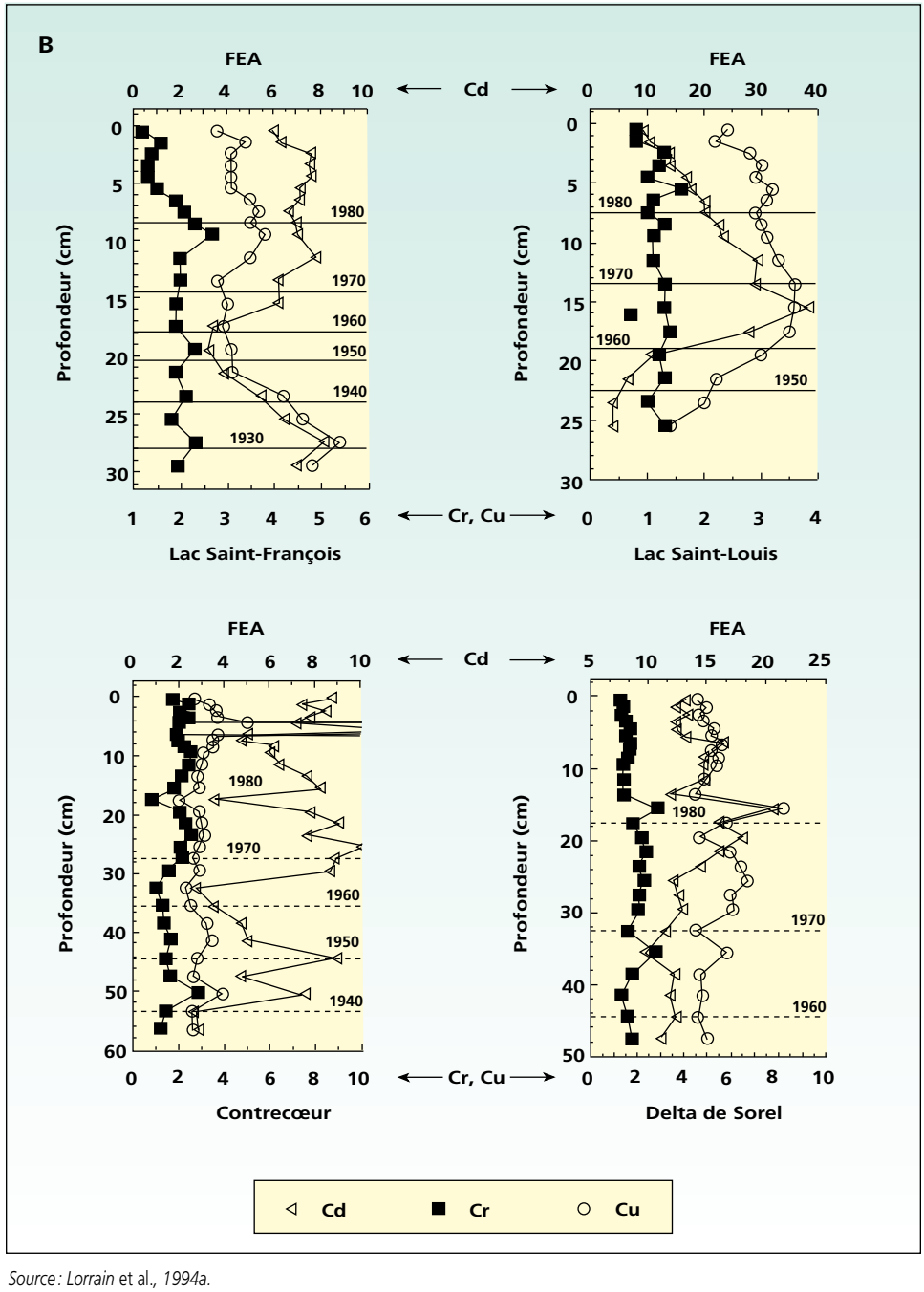


Source : Lorrain et al., *1994a.*

concentrations des autres métaux-traces ne permet pas de tirer de conclusions globales sur l'évolution de la qualité des sédiments du Saint-Laurent à cause de l'influence des sources locales. Cependant, la comparaison des FEA permet d'affirmer qu'en amont, la qualité des sédiments s'est améliorée depuis les années 1940 et 1970, selon le site, alors qu'en aval (Contrecœur et delta de Sorel), la situation continue de se détériorer (figure 1.51).

FIGURE 1.51 (suite)

Profils du FEA de métaux-traces dans les sédiments du Saint-Laurent entre Cornwall et Trois-Rivières en 1990



Source : Lorrain et al., *1994a.*

La contamination des sédiments par les substances organiques (DDT et dérivés, mirex, HCB, congénères de BPC) était beaucoup plus importante entre 1958 et 1970 (figure 1.52). Cet intervalle correspond à la période d'utilisation et de production la plus importante de ces substances aux États-Unis (Oliver et Nicol, 1982; Carignan *et al.*, 1994). Au lac Saint-François, les concentrations ont diminué d'environ 90 p. 100 entre 1970 et 1980, alors qu'au lac Saint-Louis, la diminution s'est produite entre 1960 et 1970. Depuis les 10 et 20 dernières années, les concentrations sont demeurées relativement stables aux

FIGURE 1.52

Profils des concentrations de substances organiques et inorganiques dans les sédiments des lacs Saint-Louis et Saint François en 1992

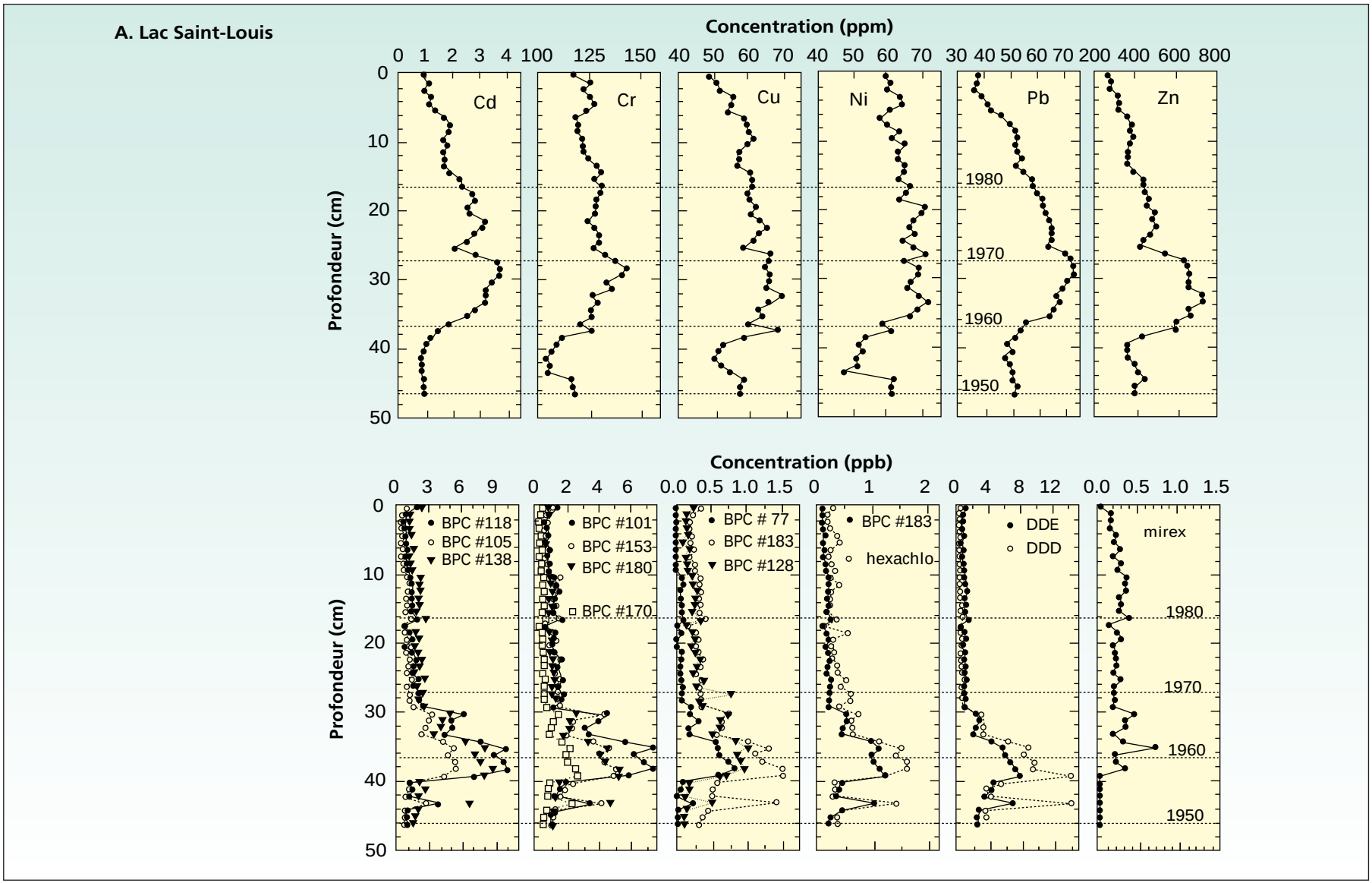
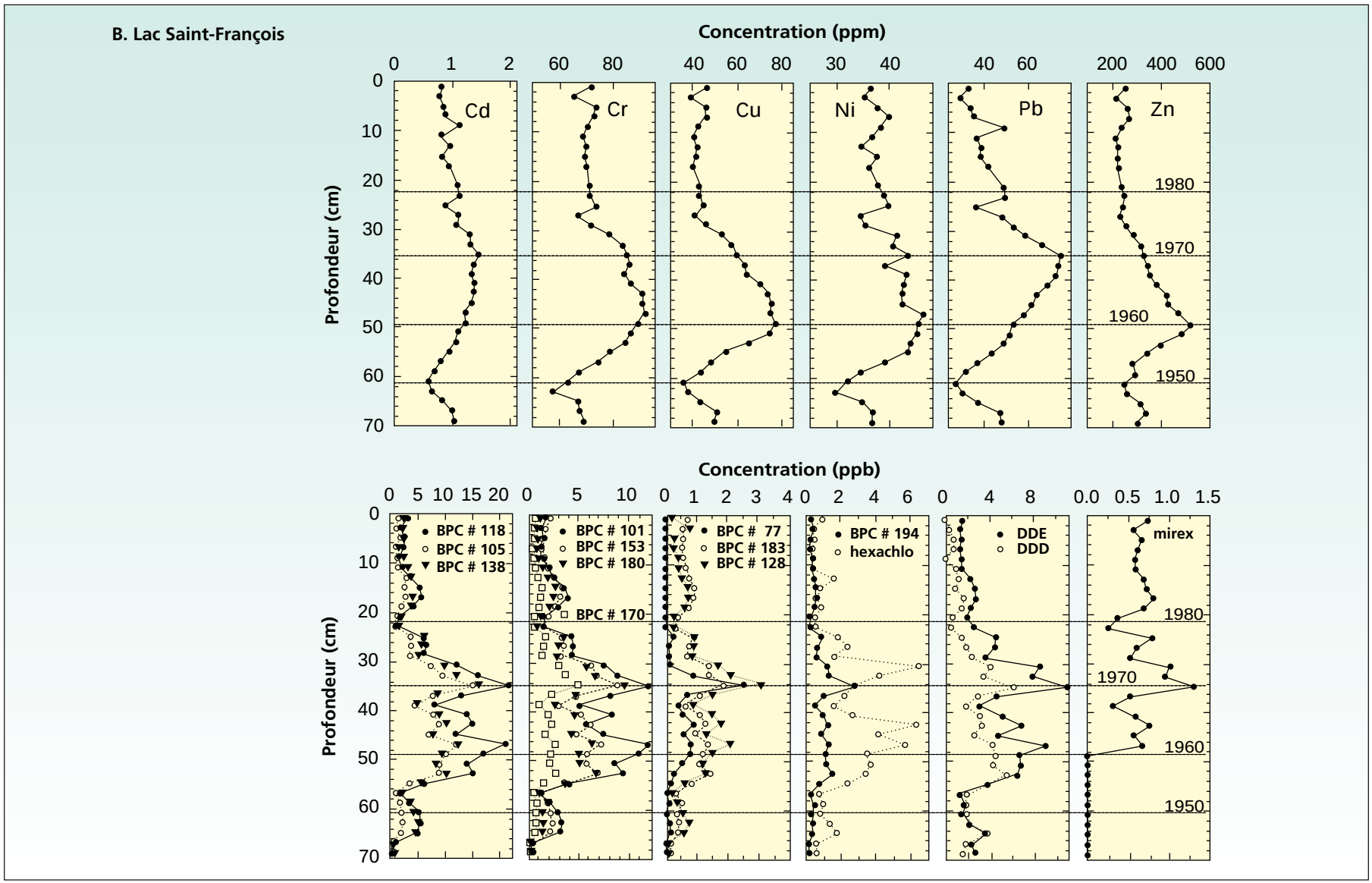


FIGURE 1.52 (suite)

Profils des concentrations de substances organiques et inorganiques dans les sédiments des lacs Saint-Louis et Saint François en 1992



Source : Carignan et al., *1994.*

lacs Saint-François et Saint-Louis. Carignan *et al.* (1994) rapportent que les concentrations aux lacs Saint-François et Saint-Louis sont entre 20 et 40 fois plus faibles que les concentrations dans les sédiments du lac Ontario. Cette observation, jumelée à l'absence de tendance temporelle des concentrations dans les sédiments des lacs fluviaux, supporte l'hypothèse que les sédiments du lac Ontario constituent encore un important réservoir de contaminants et qu'ils continueront d'agir comme une source importante de contamination du Saint-Laurent jusqu'à ce qu'ils soient enfouis de façon permanente. Plusieurs décennies s'écouleront avant que l'on puisse observer une nouvelle diminution des concentrations dans les sédiments du Saint-Laurent (Carignan *et al.*, 1994).

1.5.2.3 Ports de Montréal, Trois-Rivières et Québec

Les zones portuaires de Montréal et Québec sont parmi les plus vieilles au Canada. Elles se sont développées à une époque où les normes environnementales n'existaient pas et ont été l'élément moteur du développement industriel et urbain.

Pour sa part, la zone portuaire de Trois-Rivières, qui avait au début une vocation de port d'escale pour les navires faisant la liaison entre Québec et Montréal, est devenue un port de transit plutôt qu'un port au service de l'économie industrielle régionale.

Dans chaque cas, la présence des ports a grandement favorisé le développement des régions qui les entouraient. Toutefois, l'intense activité industrielle et maritime au cours des 100 dernières années devait contribuer significativement à la dégradation de l'eau et des fonds du Saint-Laurent dans les régions de Montréal, de Trois-Rivières et de Québec.

Comparativement à d'autres zones portuaires en Amérique du Nord, le niveau de contamination mesuré montre que même si l'effervescence de l'ère industrielle a marqué sévèrement l'environnement de ces zones portuaires, la situation qui prévaut n'est pas exceptionnelle (Direction de la protection, 1993a, 1993b).

Contamination des zones portuaires

Les critères intérimaires de qualité des sédiments (SSE, SEM et SEN), déjà définis au début du présent chapitre, ont été utilisés pour évaluer la contamination des fonds des zones portuaires. Dans le cas de substances comme le COT, les huiles et graisses et les HAP totaux, pour lesquelles il n'existe pas encore de critère, ceux répertoriés par Pelletier et Bélanger (1990) ont été utilisés.

Pour juger de l'importance de la contamination et intégrer un grand nombre de données à son sujet, des indices de qualité des sédiments ont été utilisés. Ceux-ci tiennent compte des substances organiques et des substances

inorganiques. Quatre paramètres ont permis en 1989 de déterminer la contamination organique : les huiles et graisses totales, le carbone organique total (COT), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les biphényles polychlorés (BPC). Par ailleurs, sept paramètres ont servi à l'étude de la contamination inorganique : l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le mercure (Hg), le plomb (Pb) et le zinc (Zn).

En calculant le rapport entre la teneur mesurée (teneur *i*) et celle du seuil sans effet (SSE ou critère *i*), on obtient un indice de qualité (IQ), qui permet d'apprécier rapidement la qualité des sédiments du secteur étudié pour un ensemble de paramètres (multiplicité) et ainsi d'en évaluer son état. Si cet indice est égal ou inférieur à 1, l'échantillon est considéré non contaminé, parce que les teneurs mesurées sont alors égales ou inférieures au seuil sans effet pour les organismes benthiques, se rapprochant ainsi des teneurs naturelles.

$$IQ = \frac{\sum_{i=1}^{k} \frac{\text{TENEUR } i}{\text{CRITÈRE } i}}{k}$$

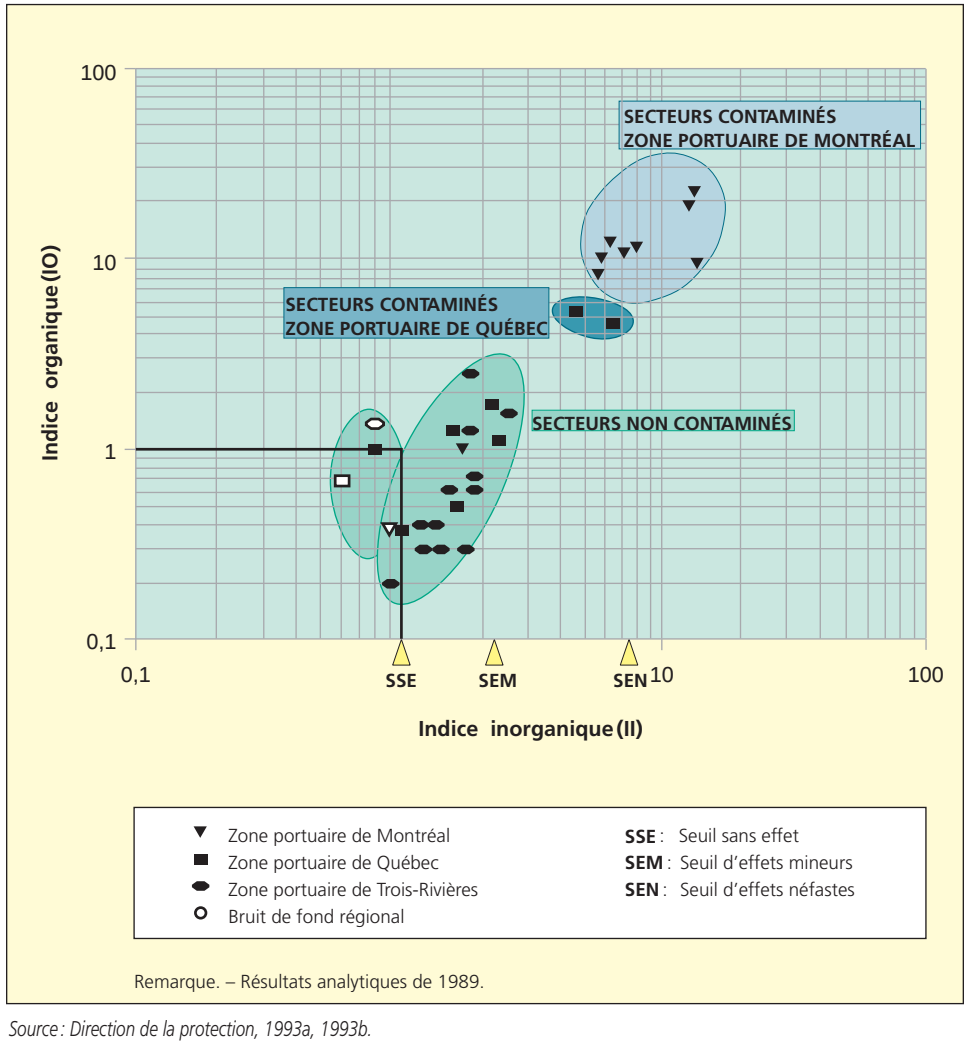
où *k* indique le nombre de paramètres considérés.

La figure 1.53 montre que deux secteurs du port de Québec et huit secteurs du port de Montréal sont très contaminés par les paramètres considérés, alors que toute la zone portuaire de Trois-Rivières apparaît moins problématique, les teneurs mesurées se rapprochant des teneurs naturelles du fleuve.

Bien que l'indice de qualité (inorganique ou organique) soit un outil simple, relativement intéressant pour donner un aperçu global de la contamination, cet indice ne permet pas de mettre en évidence l'importance du dépassement d'un seul paramètre qui aurait des teneurs de beaucoup supérieures au SEN. Ainsi, des sédiments pourraient être fortement contaminés (plusieurs fois le SEN) par une substance, constituant de ce fait une menace pour les organismes benthiques, et montrer néanmoins un indice de qualité (IQ) faible, ce dernier étant considérablement influencé par la contribution à l'indice de plusieurs paramètres non contaminants.

Pour surmonter cette difficulté, un second indice a été élaboré : l'indice de dépassement (ID). La même équation que celle utilisée pour l'indice de qualité sert à établir l'indice de dépassement. Toutefois, ici, seules les teneurs *i* supérieures au SEN sont utilisées pour établir la valeur de l'indice. Ce dernier ne peut donc être inférieur à 1. L'indice de dépassement (ID) permet d'accorder de

FIGURE 1.53
Indices de qualité des sédiments



Remarque. – Résultats analytiques de 1989.

Source : Direction de la protection, 1993a, 1993b.

l'importance à l'intensité de la contamination, pour les seuls paramètres qui ont des teneurs moyennes supérieures au SEN, plutôt qu'à l'ensemble des paramètres mesurés. La valeur de l'indice de dépassement n'est donc pas influencée par les teneurs plus faibles de paramètres non contaminants qui dans l'indice de qualité contribuaient à abaisser sa valeur calculée.

D'autre part, afin de présenter une image de la situation qui non seulement compare les sites les uns aux autres mais les classe aussi en fonction de leur degré de pollution, un autre indice, la classe de pollution (CP), a été mis au point afin d'attribuer un rang aux sites en fonction à la fois de la multiplicité et de l'intensité de la contamination. La classe de pollution se calcule de la façon suivante :

$$CP = \ln (IQ \times ID)$$

où ln : log naturel.

Lorsqu'aucun paramètre ne dépasse le SEN à un site contaminé et qu'il est impossible de calculer un indice de dépassement (ID), on attribue à ce dernier indice la valeur minimale de 1. La classe de pollution est alors influencée uniquement par l'indice de qualité (IQ). Pour préciser la nature des classes de pollution, mentionnons qu'une classe de pollution 0 correspond à un milieu peu ou pas contaminé, c'est-à-dire un milieu où les concentrations moyennes des paramètres mesurés se rapprochent des teneurs naturelles. Plus la cote d'un site est élevée, plus ce dernier est contaminé et risque de nuire aux organismes benthiques, puisque la progression se fait de façon logarithmique.

Les classes de pollution permettent donc de regrouper les sites portuaires, dont les sédiments sont contaminés, selon un degré relatif de danger ou de préoccupations environnementales, et surtout de juger rapidement et globalement de la contamination d'un site. Le tableau 1.35 présente les résultats des concentrations moyennes des substances mesurées dans chaque secteur des zones portuaires en 1990, 1991 et 1992.

Ces résultats confirment les fortes concentrations de contaminants mesurées dans les zones portuaires de Montréal et de Québec, en particulier celles des substances inorganiques, et la teneur relativement plus faible des contaminants dans la zone portuaire de Trois-Rivières. Le tableau 1.36 fournit les valeurs calculées des indices utilisés, et la figure 1.54 illustre le classement relatif de chaque secteur. Ainsi la classe de pollution de chaque secteur des zones portuaires traduit bien l'état de dégradation des sédiments à Montréal et à Québec.

Les résultats des travaux de 1992-1993 sur la remise en suspension, dans le fleuve, de sédiments contaminés provenant des secteurs portuaires de Québec et de Montréal ont toutefois démontré que ces secteurs constituaient des trappes à sédiments et que, par conséquent, seulement une faible portion des contaminants qui s'y déposent sont remis en circulation dans le fleuve.

Nous avons même constaté, pour un secteur particulier du port de Québec (le bassin Louise extérieur), la présence d'une couche récente (75 cm) de matériaux propres qui recouvraient des sédiments contaminés, constituant ainsi un confinement naturel.

1.5.3 FAITS SAILLANTS

Les études de caractérisation des sédiments dans le tronçon fluvial, entre Cornwall et Trois-Rivières, ont mis en évidence la présence de produits organiques de synthèse ainsi qu'un enrichissement des teneurs en métaux-traces des sédiments fluvio-lacustres, suggérant un problème de contamination. Aujourd'hui, la fréquence de dépassement des critères de qualité par les

TABLEAU 1.35

Concentrations moyennes des paramètres mesurés dans chaque secteur

Secteur	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	COT (%)	H et G (%)	HAP tot. (mg/kg)	BPC tot. (mg/kg)
Zone portuaire de Trois-Rivières											
Kruger	1,24	0,33	22,75	44,00	0,12	8,10	146,60	0,44	0,34	1,59	0,01
Rade des élévateurs	3,53	1,15	39,78	55,30	0,11	3,16	327,10	2,16	0,62	1,97	0,02
Zone des déblais de Sainte-Angèle	2,00	0,29	66,37	47,70	0,09	12,50	159,40	1,59	0,07	0,23	0,01
CIP	0,42	0,36	17,99	21,30	0,22	10,50	79,60	5,41	0,93	1,25	0,02
Marina de l'île Saint-Quentin	0,48	0,05	22,67	17,00	0,34	14,55	75,80	0,85	2,10	0,57	0,02
Wayagamack	0,60	0,03	19,23	13,52	0,18	3,54	91,20	0,91	0,38	2,83	0,10
Cap-de-la-Madeleine	0,93	0,03	46,04	22,40	0,05	2,43	62,20	0,28	0,04	1,35	0,01
Basilique	0,67	0,04	17,07	13,80	0,10	3,86	64,00	0,53	0,15	1,67	0,04
Sainte-Marthe	2,07	0,05	50,72	33,20	0,01	1,73	93,30	0,74	0,01	0,05	0,01
Zone portuaire de Québec											
Bassin Louise intérieur	5,38	2,09	44,32	68,77	0,45	169,20	453,03	2,70	1,16	**7,89**	0,14
Bassin Louise extérieur	3,36	1,12	55,35	63,10	0,24	53,57	372,16	2,16	1,21	1,25	0,08
Estuaire, secteur amont	4,14	**6,60**	55,16	**125,80**	0,46	123,15	**1286,91**	5,60	**6,33**	**7,50**	0,45
Estuaire, secteur central	3,87	**5,21**	33,48	**127,15**	0,21	51,97	**1382,85**	**10,01**	3,53	2,03	0,22
Estuaire, secteur aval	5,50	**7,35**	64,97	**125,91**	0,29	71,89	**1715,50**	3,94	2,17	1,02	0,17
Zone portuaire de Montréal											
Bickerdike	7,54	**5,77**	91,14	**191,79**	**2,61**	**225,71**	**1137,41**	5,74	**6,22**	4,13	0,21
Gare maritime	9,68	**8,07**	**112,62**	**234,65**	**1,42**	**287,03**	**967,54**	7,40	**9,60**	**10,96**	0,63
Jetée n° 1	13,70	**5,46**	**113,84**	**247,26**	**1,52**	**345,26**	**1043,16**	7,07	**10,48**	**11,33**	0,56
Bassin Jacques-Cartier	14,63	**4,41**	89,07	**160,07**	0,85	**227,14**	**824,29**	4,45	**6,06**	3,21	0,30
Bassin de l'Horloge	13,79	2,30	59,29	**105,21**	0,64	**215,79**	389,29	3,79	3,22	**56,02**	0,37
Élévateur n° 4	13,88	**4,71**	72,67	**682,78**	0,65	**222,78**	**798,00**	2,85	4,03	6,53	0,21
Bassin de la Vickers	**22,45**	**11,34**	95,69	**975,31**	**1,16**	**568,38**	**1990,77**	3,67	**6,22**	**14,57**	0,49

Remarques. – Les valeurs en caractères gras sont des concentrations moyennes dépassant le SEN et utilisées dans le calcul de l'indice de dépassement.
– Résultats analytiques de 1990, 1991 et 1992.

Source : Direction de la protection de l'environnement, 1993.

TABLEAU 1.36

Valeurs calculées des indices de qualité et de dépassement pour les sédiments des zones portuaires de Trois-Rivières, Québec et Montréal

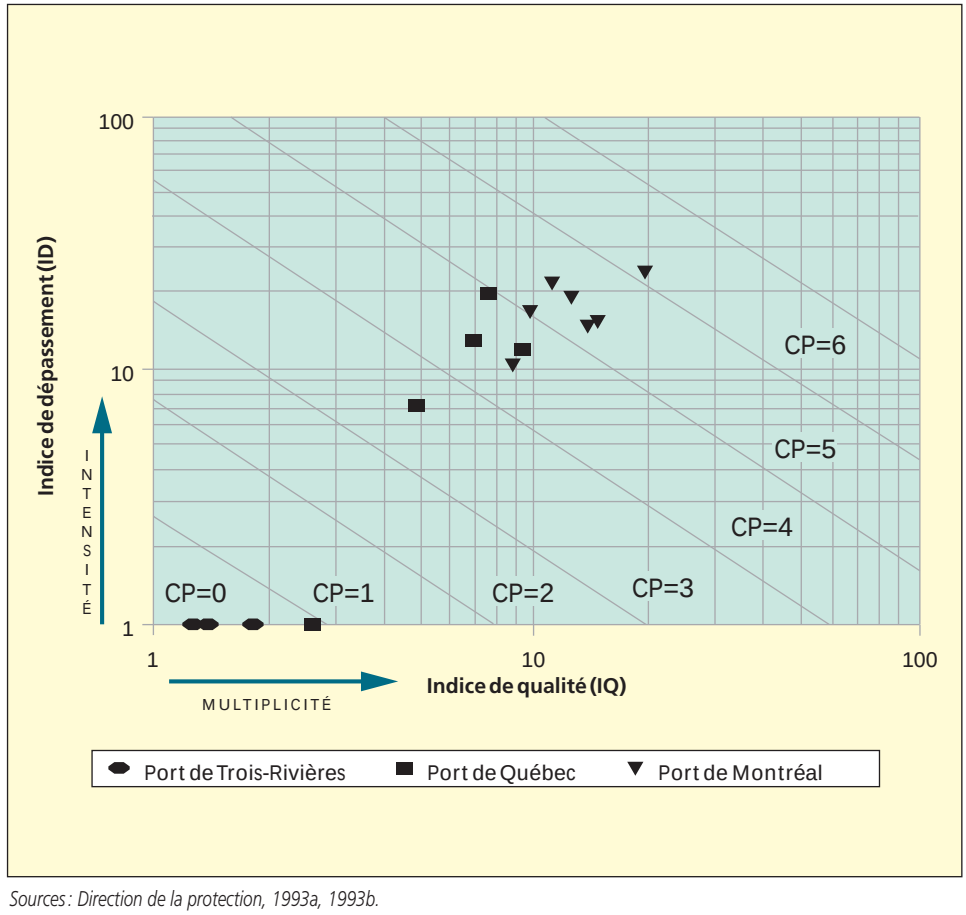
Secteur	Indice de qualité (multiplicité)	Indice de dépassement (intensité)
Zone portuaire de Trois-Rivières		
Kruger	0,99	1,00
Rade des élévateurs	1,83	1,00
Zone de déblais de Sainte-Angèle	0,98	1,00
CIP	1,40	1,00
Marina de l'île Saint-Quentin	1,25	1,00
Wayagamack	1,31	1,00
Cap-de-la-Madeleine	0,53	1,00
Basilique	0,73	1,00
Sainte-Marthe	0,48	1,00
Zone portuaire de Québec		
Bassin Louise intérieur	4,88	7,18
Bassin Louise extérieur	2,60	1,00
Estuaire, secteur amont	9,27	11,70
Estuaire, secteur central	6,88	12,77
Estuaire, secteur aval	7,68	19,48
Zone portuaire de Montréal		
Bickerdike	12,51	19,23
Gare maritime	14,39	15,11
Jetée n° 1	13,83	14,36
Bassin Jacques-Cartier	8,75	10,30
Bassin de l'Horloge	11,13	21,36
Élévateur n° 4	9,73	16,40
Bassin de la Vickers	19,52	23,29

Remarque. – Les valeurs ont été calculées à partir de résultats analytiques de 1990, 1991 et 1992.

Source : À partir des données de Direction de la protection de l'environnement, 1993.

concentrations de substances organiques est réduite, et ces concentrations sont relativement faibles et comparables à d'autres endroits en amont, dans le tronçon international du fleuve. Les facteurs d'enrichissement pour certains métaux-traces sont également relativement faibles et approchent de l'unité. Un problème plus sérieux est cependant suscité par les concentrations de zinc et de cadmium, qui montrent les FEA les plus élevés. Somme toute, la contamination des sédiments semble relativement faible. Toutefois, les modèles de répartition spatiale des concentrations permettent de mettre en évidence l'influence de sources locales en territoire québécois. Par exemple, les régions de Cornwall et Massena sont associées aux apports de mercure et de BPC respectivement, alors que la région de Beauharnois peut être associée aux apports de mercure et d'arsenic.

FIGURE 1.54
Classes de pollution des différents secteurs portuaires



Sources : Direction de la protection, 1993a, 1993b.

Les différences de concentrations des ∑BPC suggèrent des apports provenant de la région des lacs Saint-François et Saint-Louis. En amont, l'influence des sources apparaît relativement constante depuis les 20 à 30 dernières années, alors qu'en aval (Contrecœur et delta de Sorel), la contamination des sédiments par les métaux-traces augmente depuis les années 1960. Une fraction des apports pourrait être attribuée aux effluents urbains de l'île de Montréal.

Contrairement à ce que certains auteurs ont rapporté dans le passé, les sédiments des lacs fluviaux ne sont pas nécessairement homogènes, et une accumulation permanente a été observée à quelques sites. Par conséquent, les sédiments peuvent devenir une source de contamination du milieu ambiant par l'intermédiaire de l'activité des organismes benthiques et par leur remise en suspension. Malgré les faibles dépassements des critères de qualité, les effets des contaminants sur les organismes sont encore mal connus. Par exemple, le milieu estuarien est relativement peu contaminé si l'on se base sur les concentrations, mais on observe un problème sérieux de contamination du Béluga (voir la partie Biologie).

En ce qui a trait aux zones portuaires, les ports de Montréal et de Québec présentent un problème de contamination, particulièrement par les

substances inorganiques suivantes : le zinc, le plomb, le cuivre et le cadmium. Toutefois, étant donné que ces secteurs constituent des pièges à sédiments, les contaminants qui s'y déposent ne sont remis en circulation dans le fleuve qu'en très faible proportion.

L'évaluation de la qualité des sédiments dans un contexte écotoxicologique doit inclure la détermination du potentiel toxique et des effets des contaminants sur les organismes, en particulier les espèces benthiques. Les études futures devront inclure un volet écotoxicologique et biologique *in situ* que viendront supporter les valeurs chimiques. En effet, la présence des contaminants dans les sédiments n'est pas nécessairement responsable d'un effet délétère sur le biote. Certaines des propriétés intrinsèques, dont la spéciation des métaux, les effets antagonistes et(ou) synergiques entre les substances inorganiques et la biodégradation ou transformation en particulier des substances organiques peuvent provoquer des effets délétères. Pour évaluer l'impact de la présence de contaminants dans les sédiments, il est essentiel de connaître leur biodisponibilité.

La détermination des teneurs naturelles des sédiments du Saint-Laurent s'avère utile pour établir un niveau de référence de base. Cependant, les teneurs naturelles ne sont pas connues pour tous les éléments. Il faut donc chercher à les déterminer. Les équations de régression en fonction de la granulométrie doivent être vérifiées. De plus, il faut déterminer l'importance de la variabilité chimique de la couche minérale en fonction des tributaires et de la géologie des différents bassins de drainage. Dans cet esprit, la détermination des teneurs naturelles des sédiments du Saint-Laurent doit se faire en parallèle avec l'analyse géochimique de l'eau et des matières en suspension dans les lacs et rivières de la vallée du Saint-Laurent ainsi que dans le secteur maritime. Cette information servira également à quantifier les apports anthropiques pour les travaux de caractérisation des tributaires.

La détermination des concentrations des pesticides organochlorés et autres substances organiques dans les sédiments ne révèle pas beaucoup d'information à cause des limites de détection trop élevées des méthodes analytiques. Celles-ci doivent donc être revues et adaptées. Cependant, cette révision doit se faire en considérant le besoin d'analyser plusieurs substances traditionnelles ainsi que les congénères de certaines d'entre elles, dans la perspective où l'utilisation de plusieurs de ces substances est maintenant bannie ou restreinte. L'effort pourrait également porter sur des substances non analysées ainsi que sur la présence des métabolites et produits de dégradation des substances organiques qui sont souvent plus toxiques que la substance originale.

La détermination des concentrations de métaux-traces dans les sédiments doit inclure leur phase extractible. Cette dernière fournit plus d'information sur la fraction anthropique que la fraction totale. Les études de caractérisation devront également viser la détermination des différentes phases des métaux-traces (spéciation) afin d'établir l'importance de la biodisponibilité des métaux lourds. Les méthodes de calcul pour normaliser les concentrations des contaminants en fonction de la granulométrie et du contenu en matières organiques des sédiments devront être approfondies. Les teneurs en métaux-traces associées à la fraction sableuse des sédiments devront être déterminées en tenant compte des effets d'enrobage.

L'étude de l'évolution de la pollution et de la dynamique sédimentaire permet de situer le degré de contamination actuel des sédiments dans un contexte temporel. Cette approche doit être complétée pour obtenir l'information sur le mercure et d'autres métaux-traces ainsi que sur les contaminants organiques dans les différents sites d'accumulation de la section fluviale du Saint-Laurent. Cette étude permettrait possiblement de situer dans le temps l'état global de la contamination des sédiments pour l'ensemble du secteur étudié.

1.6

Apports de substances toxiques

Au cours des quinze dernières années, la fabrication et l'usage de plusieurs des substances chimiques les plus toxiques ont été interdits ou strictement contrôlés au Canada. Il en est ainsi pour les BPC, le DDT et la dieldrine. Cependant, l'élimination ou le tarissement d'une source polluante ne signifient pas nécessairement la disparition immédiate de la ou des substances interdites dans l'environnement. Règle générale, les substances chimiques toxiques ont la propriété d'être persistantes et de demeurer dans la nature longtemps après la disparition de ces produits sur le marché.

Les déchets liquides ont des effets néfastes sur la flore et la faune des écosystèmes terrestres et marins et menacent la santé humaine. En 1990, on calculait que 265 000 t de déchets liquides, contenant des huiles, des graisses, des boues, des solvants, des acides, des BPC, des métaux lourds, du cyanure et d'autres substances dangereuses, étaient rejetées annuellement dans le Saint-Laurent et ses affluents (CSL, 1990). Pour la même année, sur les 12 000 usines québécoises qui ont rejeté des matières polluantes, 2300 avaient un impact potentiel sur la qualité des eaux du fleuve et de ses tributaires. La majeure partie (75 p. 100) des déchets jugés dangereux provenait de la région de Montréal.

1.6.1 SUBSTANCES ORGANIQUES

Le transport des substances polluantes à partir de leur point de rejet peut se faire de plusieurs façons. Des substances rejetées dans l'atmosphère par des cheminées d'usines peuvent voyager sur de très grandes distances avant de retomber en milieu terrestre ou aquatique. Ainsi, lors d'une étude visant à évaluer les contributions relatives des sources de HAP à la pollution du Saint-Laurent (Pham *et al.*, 1993a), il a été estimé qu'en octobre 1990, les apports atmosphériques directs représentaient 52 p. 100 des sources, les Grands Lacs, 8 p. 100, les tributaires québécois, 17 p. 100, et les autres sources, 23 p. 100.

Les polluants peuvent voyager sous forme dissoute ou adsorbés sur des matières en suspension et contaminer les sédiments dans les zones d'accumulation du fleuve. Dans le cas des polluants organiques toxiques, la majorité est très peu soluble dans l'eau. Ces substances se retrouvent donc principalement dans les sédiments et adsorbés sur les matières en suspension. De plus, les substances organiques en phase dissoute peuvent être transférées à l'atmosphère lorsque la couche d'eau en contact avec l'air est agitée ou chaude (Barbeau, 1989a).

Stratégiquement localisés au cœur du continent nord-américain, les Grands Lacs ont grandement contribué à l'essor formidable qu'a connu le Nord-Est américain depuis le début du 20^{e} siècle. Ces immenses réservoirs contiennent 22 700 km^{3} d'eau douce, ce qui représente 25 p. 100 de toutes les eaux douces de surface de notre planète. Cette eau est utilisée pour l'approvisionnement en eau, les activités récréatives (baignade, nautisme), le transport maritime et le rejet d'eaux usées municipales et industrielles. On retrouve aujourd'hui plus de 13 000 établissements industriels et manufacturiers dans le bassin hydrographique des Grands Lacs, et plus de 36 millions de personnes y vivent, dont huit millions de Canadiens. Moins de 1 p. 100 du volume d'eau contenu dans les Grands Lacs s'écoule annuellement dans le Saint-Laurent.

À la suite de l'urbanisation et de l'industrialisation intenses du bassin des Grands Lacs, on a évalué à plus de 30 000 le nombre de substances chimiques utilisées dans le bassin des Grands Lacs en 1990, et 800 d'entre elles sont considérées comme dangereuses. De plus, 362 de ces substances ont été détectées au moins une fois dans l'eau des Grands Lacs (Gouvernement du Canada, 1991). En 1985, 11 des contaminants les plus répandus ont été qualifiés de polluants critiques pour les Grands Lacs par la Commission mixte internationale (CMI). De ces substances, huit sont des composés organochlorés, soit les BPC, le DDT et ses métabolites, la dieldrine, le toxaphène, les dioxines, les furannes, le mirex et l'hexachlorobenzène. Quant aux trois autres substances, l'une d'elle est un hydrocarbure aromatique polycyclique, le benzo (*a*) pyrène, et les deux dernières sont des métaux lourds, le mercure et le plomb alkylé.

Les substances toxiques de nature organique sont des substances liposolubles (solubles dans les graisses) très persistantes, qui posent un danger pour les organismes vivants. Elles ont tendance à s'accumuler dans les tissus et voient leur concentration augmenter dans les niveaux trophiques supérieurs de la chaîne alimentaire (bioamplification). On les retrouve également dans les sédiments où elles forment des dépôts qui peuvent être remis en suspension lorsque ces sédiments sont remaniés.

Barbeau (1989a, 1989b) a évalué le transport des contaminants dans l'eau et les matières en suspension entre les Grands Lacs et l'île d'Orléans (figure 1.55). Selon cette étude, la majeure partie des contaminants qui pénètrent dans le Saint-Laurent à Kingston le fait en phase dissoute, puisque la concentration moyenne des matières en suspension, mesurée à l'île Wolfe (20 km en aval de Kingston), n'est que de 1,1 mg/L, sans grande variation inter ou intra-annuelle. Les analyses de la phase entière (phase particulaire et phase dissoute) des substances organiques montrent des teneurs hivernales souvent plus élevées que les teneurs estivales. C'est notamment le cas des BPC, dont la concentration est six fois plus élevée en hiver qu'en été. Selon Barbeau (1989), cette situation résulterait d'un transfert plus important vers l'atmosphère en été, à cause de la stratification des eaux et de l'élévation de la température des eaux de surface, alors que les eaux froides et recouvertes de glace en hiver arrêteraient ce transfert vers l'atmosphère et favoriseraient plutôt la concentration des substances organiques sur les particules.

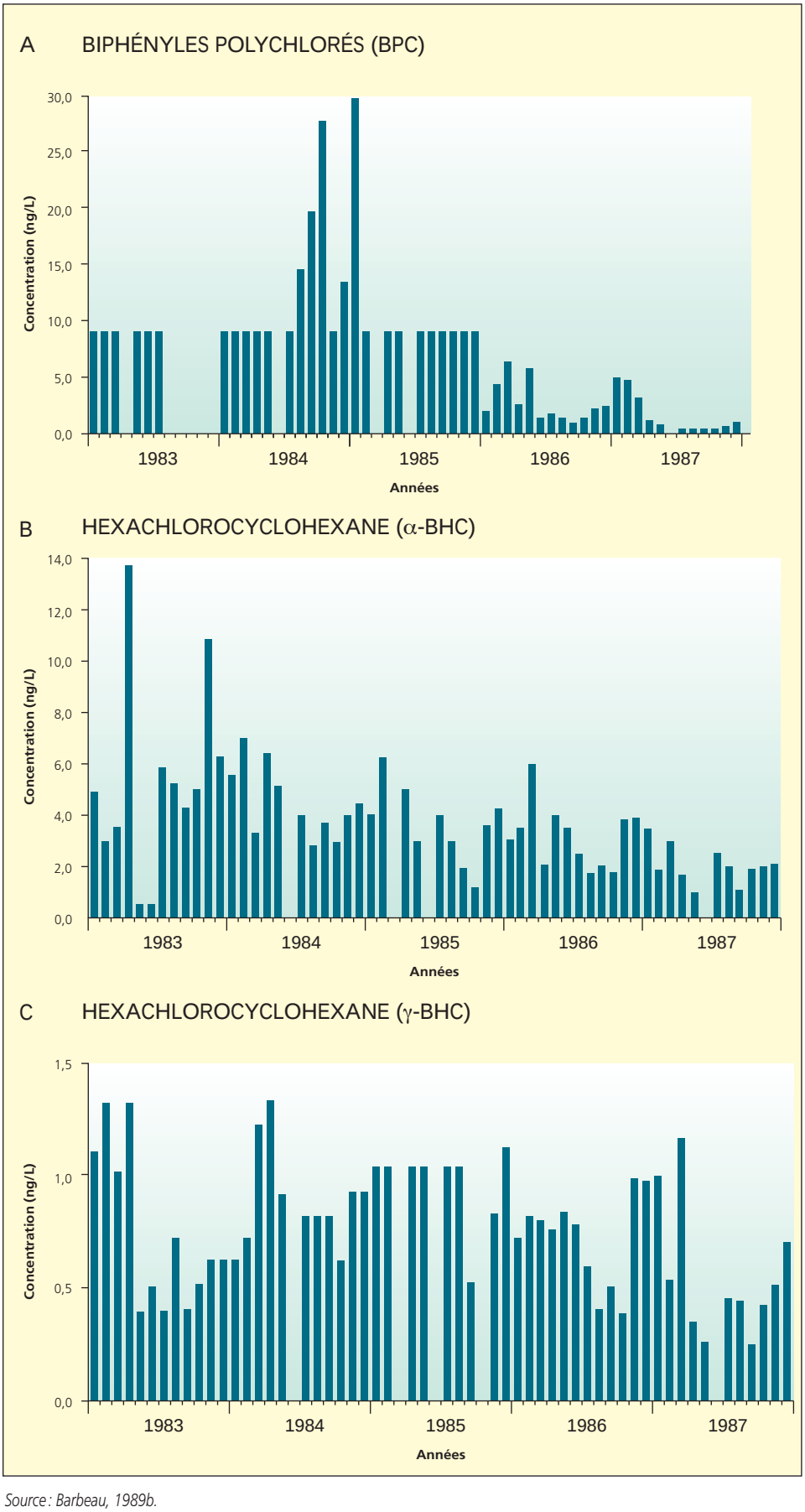
L'étude de Barbeau (1989a, 1989b) montre une tendance à la baisse des concentrations de BPC, α-BHC et γ-BHC entre 1983 et 1987. Quant aux autres contaminants organiques, leur teneur était inférieure à 10^{-6} mg/L durant 1986 et 1987. La phase dissoute des contaminants n'a pas été analysée à l'île Wolfe, mais à cause de leur faible concentration sur les matières en suspension, l'auteur a conclu que les valeurs de la phase totale pouvaient être considérées comme étant celles de la phase dissoute. Quant à la phase particulaire, les mêmes observations que pour la phase totale s'appliquent, à savoir des concentrations plus élevées en hiver et une tendance à la baisse depuis 1982. Seuls les BPC, le *p,p'*-DDE, la dieldrine et l'hexachlorobenzène possèdent des concentrations dosables en hiver.

Selon Kaiser *et al.* (1990), le lac Ontario contribue de façon non négligeable aux apports en DDT total, en BHC totaux et en dieldrine avec des concentrations dans la phase particulaire de 30 à 50 ng/g pour chacun de ces groupes. Plus en aval, les valeurs baissent à environ 5 à 10 ng/g, ce qui est consistant avec la dilution provoquée par une plus grande quantité de matières en suspension.

Dans leur étude sur la présence des BPC dans le fleuve Saint-Laurent, Quémerais *et al.* (1994c) ont mis en évidence une variation des charges de BPC en 1991, lesquelles augmentaient de Cornwall vers Québec. Cette variation a été liée aux charges sédimentaires. Une baisse des charges de BPC observée au lac Saint-Pierre en mai 1991 a été expliquée par une baisse des charges de matières en suspension. Lors d'échantillonnages réalisés entre 1985 et 1987, Kaiser *et al.* (1990) ont également mesuré une augmentation de la charge

FIGURE 1.55

Concentrations de BPC, α-BHC et γ-BHC dans l'eau entière à l'île Wolfe entre 1983 et 1987



Source : Barbeau, 1989b.

des BPC de Cornwall vers Québec, qu'ils ont attribuée à des apports le long du fleuve.

Quémerais *et al.* (1994c) ont estimé une concentration moyenne de BPC totaux de 1,33 ng/L, tant dans le fleuve Saint-Laurent que dans ses tributaires. Cette valeur équivaut à celle trouvée dans les Grands Lacs depuis 1986 (L'Italien et Hedley, 1992) mais est plus faible que celles rapportées précédemment pour le Saint-Laurent (Kaiser *et al.*, 1990; Germain et Langlois, 1988).

Apports du secteur Cornwall-Valleyfield

Le tronçon fluvial compris entre Cornwall et Salaberry-de-Valleyfield possède des sources locales de contaminants et des secteurs propices à la sédimentation des matières en suspension. La concentration des contaminants sur les matières en suspension y est faible et il est difficile de la déterminer avec précision. Au moment où l'étude de Barbeau (1989a, 1989b) a été réalisée, certains sédiments contaminés avaient des teneurs de 10 µg/g en BPC, et compte tenu du faible échantillonnage de ce secteur, il n'était pas possible de déterminer si les concentrations maximales de BPC avaient été réellement mesurées. Pour la plupart des autres contaminants, la phase entière de l'eau semble être très semblable à ce qui a été observé à l'île Wolfe.

Les activités agricoles constituent également une source potentielle de contamination. Ainsi, une étude de Lemieux *et al.* (1992) montre que les charges de diazinon, un insecticide organophosphoré, et d'atrazine, une triazine utilisée comme herbicide, augmentent de Cornwall à Québec. Également, les charges en pesticides organochlorés tels que le chlordane, les BHC totaux et le DDT total augmentent généralement de Cornwall à Québec (Quémerais *et al.*, 1994a; Pham *et al.*, 1993b) et plus particulièrement au printemps.

Apports du secteur Valleyfield – Trois-Rivières

C'est entre Salaberry-de-Valleyfield et Trois-Rivières que l'on dénombre la plus grande concentration d'industries (pétrole, produits chimiques, métallurgie, pâtes et papiers, traitement de surface, etc.) de tout le Saint-Laurent. On y retrouve 34 des 50 établissements industriels jugés prioritaires par le Plan d'action Saint-Laurent en 1988. Ce tronçon se démarque également par l'apport important de la rivière des Outaouais ainsi que par les apports des rivières Richelieu, Saint-François, Yamaska, Nicolet et L'Assomption. Ces apports font passer le débit moyen annuel du fleuve de 7300 à 10 500 m^3/s, soit une augmentation de près de 45 p. 100. L'écoulement dans ce secteur du fleuve se fait sans mélange important, et les différentes masses d'eau conservent leurs caractéristiques tout au long de ce tronçon.

L'urbanisation et l'industrialisation intenses des secteurs de l'île de Montréal et de Sorel ainsi que les multiples activités agricoles qui ont cours le

long du Saint-Laurent et de ses tributaires sont autant de sources susceptibles de contribuer à l'augmentation localisée des concentrations de diverses substances toxiques et d'augmenter sensiblement la quantité de matières en suspension dans le secteur aval du tronçon. Cependant, les analyses réalisées jusqu'à maintenant ne montrent pas de rejets massifs de contaminants différents de ceux qui ont déjà été observés dans le secteur en amont de Valleyfield, ce qui illustre les lacunes des informations disponibles et les limites des études réalisées à ce jour.

Les résultats de l'étude de Germain et Langlois (1988) montrent que les BPC, α-BHC et γ-BHC sont les principaux contaminants organochlorés que l'on rencontre dans la phase entière du tronçon Valleyfield – Trois-Rivières. Leurs concentrations diminuent généralement de l'amont vers l'aval, avec un apport non négligeable dans la région de Montréal. Des sources locales de BPC font varier dans le temps la concentration de cette substance, alors que dans le cas des α-BHC et γ-BHC, les teneurs se rapprochent de celles qui ont été observées en amont, en tenant compte de la dilution provoquée par les tributaires. Des mesures prises entre Montréal et Trois-Rivières pour la phase dissoute ont révélé des teneurs en BPC de l'ordre de 1,5 ng/L et des teneurs en HAP et en phtalates supérieures à 1 ng/L. Dans la phase particulaire, les sédiments du fond du lac Saint-Pierre montrent des concentrations moyennes de BPC et de HAP similaires à celles mesurées dans les matières en suspension (Germain et Langlois, 1988; Langlois et Sloterdijk, 1989).

Des valeurs pour la phase entière de différents contaminants organiques ont également été rapportées par Quémerais *et al.* (1994c) et Pham *et al.* (1993a, 1993b). Quémerais *et al.* (1994c) ont mesuré des concentrations de BPC totaux variant entre 1,6 et 1,9 ng/L dans la phase entière dans ce secteur. Pour les HAP (16 composés), Pham *et al.* (1993a) ont mesuré des concentrations allant de 15 à 30 ng/L selon la saison, tandis que pour les DDT totaux, Pham *et al.* (1993b) rapportent des valeurs de 0,5 à 2,5 ng/L dans ce secteur, compte tenu des variations saisonnières des concentrations.

Plusieurs des effluents industriels du tronçon Valleyfield – Trois-Rivières, jugés prioritaires par le Plan d'action Saint-Laurent, ont récemment fait l'objet d'analyses pour caractériser leur contenu de substances toxiques (Envirolab, 1989; Coderre et Lamoureux, 1990; Coderre *et al.*, 1989; Fernandez et Dumouchel, 1990). Les sédiments du port de Trois-Rivières ainsi que les différentes sources polluantes pouvant les affecter (égouts, neige souillée, rejets industriels, activités portuaires, déversement des matériaux de dragage et autres apports) ont également fait l'objet d'une étude de caractérisation (Gilbert et Baribeau, 1990). Cette étude a montré que les différents effluents pouvaient

être des sources d'huiles et de graisses, de BPC, de HAP, d'halogènes totaux (TOX), d'acides résiniques et de métaux lourds (voir la section 1.5.2.3).

Apports du secteur Trois-Rivières – île d'Orléans

À l'exception de la région du port de Trois-Rivières, peu d'études de caractérisation des contaminants dans les eaux du fleuve ou dans les effluents industriels englobent le tronçon du Saint-Laurent compris entre Trois-Rivières et l'île d'Orléans (Germain et Langlois, 1988). Dans ce secteur, se trouvent quatre des établissements industriels jugés prioritaires susceptibles d'introduire des contaminants dans le milieu aquatique, soit Domtar inc., Daishowa inc., Abitibi-Price inc. (Papeterie Beaupré) et Ultramar Canada inc. Les fabriques de pâtes et papiers dominent ce secteur.

Selon Barbeau (1989a), il n'est pas possible de bien caractériser ce tronçon du fleuve à cause de l'insuffisance de données. Il a cependant noté que, pendant plus de 70 p. 100 de l'année, la teneur en matières en suspension se situait autour de 10 mg/L, une concentration 10 fois supérieure à ce qui est observé à l'île Wolfe, à l'entrée du Saint-Laurent. L'accroissement du volume d'eau moyen annuel transitant dans le fleuve (12 600 m^3/s à Québec) et l'augmentation des matières en suspension peu contaminées doivent avoir pour conséquence d'abaisser la concentration des polluants dans la phase entière et de produire une distribution relative plus importante dans la phase particulaire.

La qualité des sédiments du port de Québec a été caractérisée lors d'une étude terminée récemment (Procéan inc., 1990), et les résultats ont été discutés à la section 1.5.2.3.

Apports du secteur en aval de l'île d'Orléans

Lorsqu'on progresse vers l'aval dans le moyen estuaire et l'estuaire maritime du Saint-Laurent, on peut facilement observer que l'étendue du fleuve est inversement proportionnelle à la densité de la population riveraine. En aval de Montmagny, seules quelques municipalités comme Rivière-du-Loup, Rimouski, Matane, Sept-Îles et Baie-Comeau ont des populations supérieures à 10 000 habitants. À ces dernières, s'ajoutent Alma, Chicoutimi et La Baie, municipalités riveraines du Saguenay. Pas moins de huit des 50 usines jugées prioritaires se trouvent autour de ces trois agglomérations. Ce tronçon compte en outre quatre autres établissements jugés prioritaires : la Donohue inc. (à Clermont), F.F. Soucy inc. (à Rivière-du-Loup), la Corporation QUNO (à Baie-Comeau), trois papetières; la Société canadienne de métaux Reynolds à Baie-Comeau est le quatrième établissement. Selon Malo (1978), la contribution de ces établissements à la concentration de substances toxiques dans le fleuve compte pour plus de 30 p. 100 des apports au moyen estuaire et à l'estuaire maritime.

Si l'on exclut le secteur de Chicoutimi, les effluents municipaux et industriels du moyen estuaire et de l'estuaire maritime du Saint-Laurent n'ont qu'une incidence locale, et leur effet global sur l'environnement marin est nettement réduit quand on le compare aux secteurs amont de Montréal, Sorel, Trois-Rivières et Québec (Gearing et Pocklington, 1990). Une étude réalisée par Soucy *et al.* (1975) concluait que les zones du moyen estuaire affectées par les substances polluantes étaient localisées de préférence là où il y avait accumulation de sédiments, soit sur les battures du cap Tourmente, le secteur en aval du bras nord de l'île d'Orléans et autour des îles de la région de Montmagny. De fortes concentrations de BPC, de DDT et de détergents y ont été mesurées. Ces mêmes zones sont particulièrement productives et servent d'aires d'alimentation et de repos à plusieurs espèces d'oiseaux migrateurs.

Des observations effectuées dans le bassin du Saguenay montrent que les nombreuses sources polluantes de ce secteur ont surtout contaminé les sédiments par des HAP. On trouve également différents métaux lourds, en particulier le mercure, en concentrations diverses (Schafer *et al.*, 1990).

1.6.1.1 Importance relative des sources

L'importance relative des diverses sources de contaminants organiques peut varier grandement selon la propriété physico-chimique des substances (solubilité, volatilité), ainsi que selon l'intensité et le type d'activités humaines responsables de leur émission (activités agricoles, industrielles, urbaines, etc.). Des travaux récents (Lemieux *et al.*, 1994, 1993; Pham *et al.*, 1993a, 1993b; Proulx *et al.*, 1993; Quémerais *et al.*, 1994a, 1994c, 1994d) ont permis d'améliorer nos connaissances sur l'origine de certains contaminants organiques dans le Saint-Laurent. Les principaux résultats sont résumés au tableau 1.37.

Les valeurs rapportées au tableau 1.37 proviennent de mesures effectuées au printemps, à l'été et à l'automne entre 1990 et 1992. Les moyennes ont été pondérées en fonction du débit saisonnier (Proulx *et al.*, 1993), pendant la période libre de glace. La compilation de Barbeau (1989a) suggère cependant que les concentrations de certains contaminants organiques peuvent être sensiblement plus élevées en hiver. Les charges données au tableau 1.37 représentent donc une estimation basée sur trois saisons.

Ces résultats indiquent une contribution significative des Grands Lacs et du tronçon international dans presque tous les cas. La contribution moyenne des Grands Lacs, pour l'ensemble des substances organiques, est d'environ 40 p. 100 et se rapproche de celle rapportée pour les métaux-traces. Cette contribution est un peu plus élevée que celle des tributaires en territoire québécois. Un bassin de population plus grand, plus concentré en bordure des Grands Lacs et un milieu plus industrialisé peuvent expliquer ces résultats. L'apport sédimentaire

TABLEAU 1.37

Importance absolue et relative des sources de contaminants organiques dans le Saint-Laurent entre Cornwall et Québec en 1991

	Charges (kg/an)*				
Substance	**Grands Lacs et tronçon international (mesurées à Cornwall)**	**Tributaires (mesurées à l'embouchure)**	**Industries prioritaires déversant directement dans le fleuve (mesurées à l'effluent)**	**Autres sources (déduites)**	**Exportées à l'estuaire (mesurées à Québec)**
HAP	2298 (27 %)	1943 (22 %)	268 (3 %)	4167 (48 %)	8677 (100 %)
Atrazine	1544 (58 %)	256 (10 %)	0 (0 %)	854 (32 %)	2654 (100 %)
Diazinon	704 (39 %)	558 (31 %)	0 (0 %)	537 (30 %)	1799 (100 %)
Pentachlorophénol	75 (26 %)	79 (27 %)	2 (1 %)	135 (46 %)	291 (100 %)
DDT	162 (57 %)	120 (42 %)	0 (0 %)	2 (1 %)	284 (100 %)
Chlordane	69 (71 %)	25 (26 %)	0 (0 %)	3 (3 %)	97 (100 %)
BPC	29 (34 %)	12 (14 %)	19 (22 %)	26 (30 %)	85 (100 %)
Tétrachloro- 2,3,4,6 phénol	18 (25 %)	22 (31 %)	0 (0 %)	31 (44 %)	72 (100 %)
BHC	10 (54 %)	8 (45 %)	0 (0 %)	0 (1 %)	18 (100 %)
Hexachlorobenzène	1 (9 %)	1 (9 %)	–	9 (82 %)	11 (100 %)
Contribution moyenne**	**40 %**	**26 %**	**3 %**	**31 %**	**100 %**

** La charge a été déterminée à partir d'une estimation basée sur trois saisons, pondérée en fonction du débit saisonnier.*

*** Moyenne arithmétique de l'importance relative de chaque substance pour une source donnée mais ne tenant pas compte de la toxicité des contaminants.*

Remarques :

- *L'importance relative (entre parenthèses) est le pourcentage de la charge totale mesurée à Québec.*
- *La contribution des tributaires représente la charge en provenance de l'ensemble des tributaires étudiés entre Cornwall et Québec (environ une cinquantaine). Les apports sont mesurés à l'embouchure et incluent des sources industrielles, municipales, agricoles et autres en provenance de l'ensemble du bassin versant de chaque tributaire. Les autres sources peuvent inclure les apports atmosphériques, les effluents municipaux rejetés directement dans le fleuve, le recyclage biologique ainsi que la remise en suspension de sédiments potentiellement contaminés. Le DDT représente la somme des congénères (o,p'-DDT, p,p'-DDT) et de leurs métabolites (DDD, DDE). Les HAP représentent la somme de 16 congénères, et les BPC, la somme de 13 congénères.*
- *Les établissements industriels prioritaires qui déversent leurs effluents directement dans le fleuve sont au nombre de 24.*

Sources : À partir des données de Lemieux et al.*, 1994, 1993; Pham* et al.*, 1993a, 1993b; Proulx* et al.*, 1993; Quémerais* et al.*, 1994a, 1994c, 1994d.*

des Grands Lacs est plus faible que celui des tributaires québécois, mais le degré de contamination des particules en provenance des Grands Lacs et du tronçon international du fleuve est généralement plus élevé.

Les apports de pesticides par les tributaires sont généralement élevés (DDT, BHC, diazinon) en raison de la vocation agricole de plusieurs de leurs bassins versants.

Les apports d'origine industrielle, dans le cas présent ceux des établissements industriels prioritaires rejetant directement leurs effluents dans le fleuve Saint-Laurent, sont très faibles sauf dans le cas des BPC (22 p. 100). Ceci s'explique par le fait que les substances organiques considérées dans cette étude sont surtout des pesticides et ne sont pas susceptibles d'être rejetées par les

industries. Le cas des HAP est particulier. Le bilan massique présenté au tableau 1.37 est calculé pour le tronçon Cornwall-Québec. Or, les alumineries susceptibles de rejeter des HAP dans leurs effluents sont surtout localisées en aval de Québec, et ces rejets ne sont donc pas pris en compte dans la contribution industrielle calculée au tableau 1.37.

Il est intéressant de noter l'importance des sources non mesurées (autres sources) dans l'évaluation des sources de contaminants organiques. La contribution moyenne de ce groupe est de l'ordre de 30 p. 100, et il inclut notamment la remise en suspension de sédiments possiblement contaminés, les effluents municipaux rejetés directement dans le fleuve, les apports atmosphériques directs au fleuve, etc. La contribution atmosphérique peut s'expliquer par le caractère volatil des contaminants organiques dans l'environnement et par des apports atmosphériques directs à la surface du fleuve ainsi que par un recyclage biologique généralement important pour cette classe de contaminants.

Les apports de sources non mesurées sont particulièrement élevés pour certains contaminants. C'est le cas des HAP dont les apports atmosphériques sont estimés importants (Pham *et al.*, 1993a, 1993b), ainsi que celui des pentachlorophénol et tétrachlorophénol, originant de multiples sources impliquant le bois traité (Quémerais, 1994c).

L'évaluation des contributions relatives des sources (tableau 1.37) montre qu'il existe un ensemble de sources introduisant des contaminants organiques dans l'environnement. Il est difficile d'identifier une source majeure unique de contamination du Saint-Laurent. On observe davantage une dispersion des apports en fonction des différentes sources identifiées ici.

1.6.1.2 Contribution des tributaires

L'indice Chimiotox a été mis au point pour évaluer la réduction des substances toxiques contenues dans les effluents des 50 usines prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent. Cet indicateur consiste en un calcul théorique basé sur les concentrations des substances toxiques dans un effluent, la toxicité de chaque substance et le débit de l'effluent. Afin de déterminer les sources d'apports toxiques au Saint-Laurent en provenance des tributaires québécois et de prioriser les tributaires les plus contaminés, l'utilisation du Chimiotox a été élargie aux tributaires. Des charges toxiques organiques ont été calculées par tributaire et par contaminant. Les contaminants étudiés comprenaient 16 congénères de HAP, les BPC, certains pesticides organochlorés (chlordane total, BHC totaux, DDT et métabolites), l'hexachlorobenzène, certains chlorophénols (pentachlorophénol et tétrachloro-2,3,4,6 phénol), l'atrazine et le diazinon. Les charges toxiques calculées ont été ensuite additionnées pour obtenir l'indice Chimiotox de chaque tributaire. Les contaminants étudiés dans les tributaires étant différents de ceux des industries,

les indices Chimiotox des tributaires ne sont donc en aucun cas comparables à ceux des industries.

Une cinquantaine de tributaires ont été échantillonnés à l'été et à l'automne 1991. Ce double échantillonnage a été effectué pour tenir compte des variations hydrologiques saisonnières. L'indice Chimiotox a ainsi été calculé pour chaque tributaire et pour deux saisons d'échantillonnage (été et automne). Une estimation annuelle de cet indice a été établie en tenant compte de la durée de chaque saison. On a ainsi attribué des durées respectives d'un mois au printemps, cinq mois à l'été, trois mois à l'automne et trois mois à l'hiver. Le calcul du Chimiotox annuel se fait de la façon suivante :

$$\text{Chim.}_{\text{annuel}} = 1/12\ \text{Chim.}_{\text{printemps}} + 5/12\ \text{Chim.}_{\text{été}} + 3/12\ \text{Chim.}_{\text{automne}} + 3/12\ \text{Chim.}_{\text{hiver}}$$

Toutefois, en l'absence d'échantillonnage printanier et hivernal, l'équation a été simplifiée pour huit mois pour donner :

$$\text{Chimiotox}_{\text{annuel}} = 5/8\ \text{Chimiotox}_{\text{été}} + 3/8\ \text{Chimiotox}_{\text{automne}}$$

Les résultats du calcul de l'indice Chimiotox organique annuel et des débits moyens annuels des 51 tributaires sont présentés au tableau 1.38.

Deux tributaires ressortent très nettement de la priorisation : la rivière Saint-Maurice et la rivière des Outaouais. Ces tributaires sont aussi ceux qui ont les débits moyens les plus élevés. Les rivières les plus contaminées sont les suivantes : Saint-Maurice, des Outaouais, Richelieu, Saint-François, Chaudière, Batiscan et Yamaska. Leur charge toxique dépasse 100 000 unités. Les principales substances responsables de l'indice Chimiotox élevé sont le DDT et ses métabolites ainsi que les BPC. Ils représentent en effet environ 92 p. 100 de l'indice Chimiotox à eux seuls (tableau 1.39). L'indice Chimiotox élevé de la rivière Chaudière est dû à une charge toxique très élevée de DDT et de ses métabolites, représentant à eux seuls 85 p. 100 de la charge toxique organique.

1.6.2 SUBSTANCES INORGANIQUES

L'eau et les sédiments ne sont pas contaminés uniquement par des substances organiques, mais également par des substances inorganiques contenues dans les rejets industriels comme l'argent, l'arsenic, le cadmium, le cuivre, le chrome, le fer, le manganèse, le mercure, le nickel, le plomb et le zinc. Certains de ces métaux, comme le fer, sont naturellement abondants dans le milieu aquatique, alors que d'autres, tel le plomb, proviennent surtout des activités industrielles et sont retrouvés en fortes concentrations autour des sites de rejet. Comme les substances organiques, les métaux lourds peuvent contaminer la phase dissoute et la phase particulaire de l'eau, être piégés dans les zones d'accumulation de sédiments et représenter un danger pour la vie aquatique et la santé humaine.

TABLEAU 1.38

Indice Chimiotox organique et débits moyens annuels de 51 tributaires du Saint-Laurent en 1991

Tributaires	IC organique	Débit moyen (m^3/s)	Tributaires	IC organique	Débit moyen (m^3/s)
Saint-Maurice	2 820 989	464,79	Gentilly	12 294	2,53
des Outaouais	2 311 225	1 152,25	Bayonne	10 587	3,64
Richelieu	623 317	208,05	Châteauguay	10 443	6,74
Saint-François	238 672	61,49	Chicot (Berthierville)	9 269	2,08
Chaudière	126 482	21,04	Delisle	6 501	0,58
Batiscan	126 464	80,18	Mascouche	3 967	3,16
Yamaska	126 015	22,55	Petite riv. Yamachiche	3 763	0,57
Nicolet	91 782	9,82	Yamachiche	3 306	1,72
Bécancour	84 193	21,99	Raquette	3 237	0,09
Rouge	72 177	0,04	du Bois Blanc	2 816	0,34
Malbaie	72 168	26,19	du Chêne (Saint-Eustache)	2 559	0,83
du Nord	70 290	14,00	à Bélisle	2 525	1,52
Montmorency	70 097	17,70	Quinchien	2 263	0,03
Jacques-Cartier	63 862	38,16	la Chaloupe	1 901	1,42
Etchemin	56 682	6,13	Saint-Jacques	1 800	0,36
L'Assomption	52 698	27,55	aux Chiens (Rosemère)	1 431	0,40
Sainte-Anne	47 869	35,12	de la Tortue	996	0,46
du Loup (Riv.-du-Loup)	43 366	9,54	Saint-Louis	794	0,40
Portneuf	36 326	12,76	Saint-Charles (Varennes)	772	0,23
Saint-Régis (Cornwall)	31 388	19,95	à la Scie	677	0,25
Rigaud	27 572	0,36	Raisin River	570	0,34
Saint-Charles (Québec)	24 512	2,82	Chicot (Saint-Eustache)	510	0,37
aux Saumons	19 235	11,76	Saint-Régis (Sainte-Catherine)	483	0,28
Champlain	17 715	5,29	du Cap Rouge	422	0,55
Maskinongé	16 519	7,15	Beaudette	311	0,12
du Loup (Louiseville)	13 778	9,69			

Sources : À partir des données de Couture, 1992; Pilon, 1992; Wegener, 1992; Bastien, 1992 (pour les débits); Pigeon, 1992; Proulx, 1993 (pour l'indice Chimiotox).

Apports des Grands Lacs

Barbeau (1989a), dans son étude sur le transport des contaminants entre les Grands Lacs et l'île d'Orléans, a fait état des concentrations de quelques métaux lourds (chrome, cuivre, nickel, manganèse et zinc) qui ont été mesurées à l'île Wolfe par Environnement Canada. Quoiqu'il existe des mesures antérieures à 1985, il semble que ces données ne puissent pas toujours être considérées à cause de variabilités analytiques occasionnées par une contamination de l'air ambiant des laboratoires d'analyse. Barbeau (1989a) mentionne que les données actuelles sur les métaux-traces constituent, au mieux, des données de base pour l'avenir.

TABLEAU 1.39

Indices Chimiotox calculés pour différentes substances organiques trouvées dans 51 tributaires du Saint-Laurent en 1991

Tributaires	HAP	BPC	DDT	HCB	BHC	Chlordane	Atrazine	Diazinon	PCP	TCP	Total
Saint-Maurice total	880	546 108	2 139 309	161	552	44 358	0	89 618	0	3	2 820 989
des Outaouais	36	449 485	1 703 496	0	212	34 719	178	123 085	2	12	2 311 225
Richelieu	7 235	187 101	401 237	310	178	16 143	69	11 043	0	1	623 317
Saint-François	1 858	68 907	147 855	191	58	9 103	398	10 300	0	2	238 672
Chaudière	6	13 060	107 367	10	13	2 413	1	3 612	0	0	126 482
Batiscan	637	37 093	82 285	0	50	3 320	3	3 076	0	0	126 464
Yamaska	1 234	25 101	93 429	48	18	2 590	207	3 388	0	0	126 015
Nicolet	222	13 000	75 207	6	16	1 993	6	1 332	0	0	91 782
Bécancour	143	9 755	72 413	0	0	1 158	3	720	0	1	84 193
Rouge	6	72 046	83	0	42	0	0	0	0	0	72 177
Malbaie	79	15 118	53 469	10	8	883	0	2 601	0	0	72 168
du Nord	0	17 932	48 035	0	12	1 106	1	3 204	0	0	70 290
Montmorency	1	6 203	57 318	0	9	994	0	5 569	1	2	70 097
Jacques-Cartier	14	16 233	41 282	46	22	1 642	1	4 621	0	1	63 862
Etchemin	90	6 570	47 269	7	3	963	0	1 780	0	0	56 682
L'Assomption	421	15 890	32 234	23	21	1 926	5	2 178	0	0	52 698
Sainte-Anne	9	12 628	30 692	24	12	1 004	0	3 500	0	0	47 869
du Loup (Riv.-du-Loup)	5	11 971	29 272	29	4	590	0	1 495	0	0	43 366
Portneuf	14	2 791	30 557	0	7	783	0	2 174	0	0	36 326
Saint-Régis (Cornwall)	0	4 588	24 263	0	4	497	0	2 036	0	0	31 388
Rigaud	22	6 913	17 497	3	3	669	12	2 453	0	0	27 572
Saint-Charles (Québec)	0	3 847	18 063	0	3	294	0	2 305	0	0	24 512
aux Saumons	11	2 529	14 790	0	5	364	3	1 533	0	0	19 235
Champlain	99	4 023	12 867	6	2	346	2	370	0	0	17 715
Maskinongé	22	3 720	12 150	5	5	249	0	368	0	0	16 519
du Loup (Louiseville)	0	4 089	9 187	10	2	289	0	201	0	0	13 778
Gentilly	2	5 608	6 406	0	1	152	0	125	0	0	12 294
Bayonne	0	1 520	8 711	0	3	125	1	227	0	0	10 587
Châteauguay	1	1 898	7 251	13	6	212	0	1 062	0	0	10 443
Chicot (Berthierville)	0	1 329	7 553	4	1	136	0	246	0	0	9 269
Delisle	0	1 158	4 643	12	4	281	2	401	0	0	6 501
Mascouche	0	1 508	2 246	0	10	38	0	165	0	0	3 967
Petite riv. Yamachiche	18	923	2 648	2	1	71	1	99	0	0	3 763
Yamachiche	0	574	2 596	1	0	62	0	73	0	0	3 306
Raquette	0	461	2 527	2	1	69	1	176	0	0	3 237
du Bois Blanc	5	505	2 222	2	0	32	0	50	0	0	2 816
du Chêne (Saint-Eustache)	4	426	2 012	0	4	38	0	75	0	0	2 559
à Bélisle	3	333	2 062	0	1	46	0	80	0	0	2 525
Quinchien	6	1 185	1 009	0	0	22	0	41	0	0	2 263
la Chaloupe	0	333	1 498	0	1	28	0	41	0	0	1 901
Saint-Jacques	2	351	1 285	0	1	43	1	117	0	0	1 800
aux Chiens (Rosemère)	2	631	752	0	0	15	0	31	0	0	1 431
de la Tortue	3	232	658	0	0	37	1	65	0	0	996
Saint-Louis	90	265	388	0	0	13	0	38	0	0	794
Saint-Charles (Varennes)	4	178	529	0	0	9	0	52	0	0	772
à la Scie	3	164	456	0	0	12	0	42	0	0	677
Raisin River	0	159	362	0	0	15	0	34	0	0	570
Chicot (Saint-Eustache)	3	136	357	0	0	7	0	7	0	0	510
Saint-Régis (Sainte-Catherine)	0	151	304	0	0	5	0	23	0	0	483
du Cap Rouge	3	71	310	0	0	9	0	29	0	0	422
Beaudette	0	40	249	0	0	8	0	14	0	0	311

Sources : À partir des données de Pigeon, 1992; Proulx, 1993.

Dans une étude réalisée en juin 1987, Lum *et al.* (1991) ont mesuré les concentrations de différents métaux dans la phase dissoute à la sortie du lac Ontario. Les concentrations dissoutes moyennes de cadmium, de plomb, de zinc, de cuivre et de nickel atteignaient respectivement 23 et 41 ng/L, 29 et 35 ng/L, 0,451 et 0,491 µg/L, 0,34 et 0,15 µg/L et 0,95 et 1,12 µg/L au nord et au sud de l'île Wolfe, située immédiatement à la sortie du lac.

Apports du secteur Cornwall-Valleyfield

Le tronçon fluvial compris entre Cornwall et Salaberry-de-Valleyfield ressemble à celui de la rivière et du bassin Niagara, et le transport des substances toxiques provenant du lac Ontario s'y poursuit sans diminution importante par sédimentation ou adsorption. Selon Rondeau (1993), entre 1986 et 1990, le fer, le chrome, l'aluminium et le cuivre présentaient des dépassements des critères relatifs à la vie aquatique (toxicité chronique) du ministère de l'Environnement du Québec (1990). La fréquence des dépassements par l'ensemble des métaux n'a jamais excédé 27 p. 100. Par contre, la rivière Saint-Régis présentait des dépassements du même critère pour l'aluminium (100 p. 100) et le fer (89 p. 100). Ces deux métaux ne semblent pas problématiques puisque ceux-ci sont associés à la phase particulaire et sont donc peu biodisponibles.

Dans leur étude de juin 1987, Lum *et al.* (1991) ont fait état des concentrations suivantes pour ce secteur. Dans la phase dissoute, les concentrations moyennes de cadmium, de plomb, de zinc, de nickel et de cuivre atteignaient respectivement 18 ng/L, 20 ng/L, 0,437 µg/L, 0,81 µg/L et 0,89 µg/L, tandis que dans la phase particulaire, elles étaient, toujours dans l'ordre, de 1,61, 83, 231, 77 et 117 mg/kg.

Au cours d'échantillonnages saisonniers réalisés entre 1990 et 1992, Quémerais *et al.* (1994b) ont trouvé les concentrations présentées au tableau 1.40 dans la phase dissoute et la phase particulaire. Les écarts rencontrés sont dus à l'échantillonnage qui a été fait à plusieurs endroits et durant différentes saisons, sauf l'hiver.

Il est intéressant de constater que, malgré des différences dans les techniques d'échantillonnage, les laboratoires et les méthodes d'analyse, les valeurs de l'une et l'autre études concordent, à l'exception du plomb dissous.

Apports du secteur Valleyfield – Trois-Rivières

Le secteur Valleyfield – Trois-Rivières comprend les zones B et E situées près de la rive nord et les zones D et C situées près de la rive sud, selon les distinctions établies par Désilets et Langlois (1989). Rondeau (1993) a montré que dans la zone B, sous l'influence de la rivière des Outaouais, on observait, entre 1986 et 1990, une fréquence de dépassement des critères de qualité pour la vie aquatique de 40 p. 100 par les concentrations de fer, de 100 p. 100 par celles d'aluminium et

TABLEAU 1.40

Concentrations des métaux en phases dissoutes et particulaires du secteur Cornwall – Valleyfield de 1990 à 1992

Métaux	Phase dissoute (µg/L)	Phase particulaire (µg/L)
Cadmium	< 0,001 - 0,01	0,01 - 0,02
Cobalt	0,03 - 0,12	< 0,05 - 0,21
Chrome	0,02 - 0,07	0,18 - 2,40
Cuivre	0,03 - 0,49	0,14 - 0,38
Nickel	0,34 - 1,23	0,05 - 1,63
Plomb	< 0,04 - 0,06	0,11 - 0,51
Zinc	0,02 - 2,17	0,73 - 1,54

Source : Quémerais et al., *1994b.*

de 54 p. 100 par les teneurs en plomb. La zone C, alimentée essentiellement par les eaux vertes des Grands Lacs, montrait une augmentation des teneurs moyennes en fer, aluminium et manganèse par rapport au secteur précédent (Cornwall-Valleyfield). La zone D, également alimentée par les eaux vertes, est affectée par les rejets industriels de la rive sud du fleuve, particulièrement dans la région de Sorel. Les eaux vertes de cette région affichaient des valeurs élevées des concentrations de fer (0,8 µg/L), de nickel (3 µg/L) et de plomb (2,4 µg/L) (Rondeau, 1993). Lamarche (1992) a estimé qu'elles étaient à 60 p. 100 d'origine industrielle (90 p. 100 pour le plomb). Ces sources sont responsables des teneurs élevées des eaux du lac Saint-Pierre où ces métaux présentent de forts pourcentages de dépassement du critère de qualité pour la vie aquatique.

Lum *et al*. (1991) ont fait état des concentrations suivantes pour l'amont et l'aval du lac Saint-Pierre. En juin 1987, dans la phase dissoute, à l'entrée et à la sortie du lac, les concentrations moyennes de cadmium, de plomb, de zinc, de nickel et de cuivre atteignaient respectivement 11 et 12 ng/L, 13 et 11 ng/L, 0,939 et 0,494 µg/L, 0,58 et 0,67 µg/L et 0,83 et 0,54 µg/L, tandis que dans la phase particulaire, elles étaient respectivement de 2,05 et 1,14, de 78 et 32, de 437 et 228, de 121 et 55 et de 61 et 51 mg/kg.

En face de Québec, Quémerais *et al*. (1994b) ont rapporté des concentrations moyennes en phase dissoute et en phase totale de 0,012 et de 0,032 µg/L pour le cadmium, de 0,042 et de 1,71 µg/L pour le chrome, de 0,21 et de 1,14 µg/L pour le cuivre, de 0,67 et de 1,47 µg/L pour le nickel, et de 0,034 et 0,58 µg/L pour le plomb. Ces concentrations ont été trouvées dans des échantillons récoltés entre 1990 et 1992 durant toutes les saisons sauf l'hiver. Les valeurs en phase dissoute obtenues pour le cadmium, le nickel et le cuivre concordent assez bien avec celles de Lum *et al*. (1991), tandis que celles obtenues

pour le plomb sont différentes. Il faut rappeler que le plomb est un élément difficile à mesurer, surtout dans la phase dissoute.

Apports du secteur Trois-Rivières – île d'Orléans

Quelques études ont abordé la question de la contamination du fleuve par les métaux lourds dans le tronçon du Saint-Laurent compris entre Trois-Rivières et l'île d'Orléans (Cossa, 1990; Procéan, 1990; Rondeau, 1993). Ces études révélaient des concentrations plus ou moins élevées des métaux habituellement trouvés tout le long du Saint-Laurent, soit l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le fer, le manganèse, le mercure, le nickel, le plomb et le zinc. Les données recueillies de chaque côté de l'île d'Orléans entre 1986 et 1990 ont montré de forts dépassements du critère relatif à la vie aquatique (toxicité chronique) pour le fer (85 p. 100), l'aluminium (100 p. 100), le chrome (40 p. 100) et le cuivre (30 p. 100) (Rondeau, 1993).

Une étude détaillée du cadmium a montré qu'en amont de Québec, la concentration moyenne de ce métal était de 0,015 µg/L. En 1985, la concentration de ce métal dans les matières en suspension atteignait en moyenne 1,9 µg/g. Entre 1982 et 1985, une étude sur les variations temporelles à Québec a montré une concentration maximale durant les crues printanières (Cossa, 1990). Dans la phase dissoute, sa concentration atteindrait environ 0,015 µg/L. Dans le port de Québec, les différentes zones contaminées révèlent la présence de l'ensemble des métaux cités au paragraphe précédent.

Lum *et al.* (1991) ont fait état des concentrations suivantes mesurées à Saint-Nicolas en amont de Québec. En juin 1987, dans la phase dissoute, les concentrations moyennes de cadmium, plomb, zinc, nickel et cuivre étaient respectivement de 7 ng/L, 9 ng/L, 0,434 µg/L, 0,71 µg/L et 0,54 µg/L, tandis que dans la phase particulaire, elles étaient, toujours dans l'ordre, de 1,04, 37, 256, 53 et de 52 mg/kg.

Au cours d'échantillonnages saisonniers réalisés de 1990 à 1992, Quémerais *et al.* (1994b) ont mesuré les concentrations présentées au tableau 1.41 pour les phases dissoutes et particulaires. Les écarts rencontrés viennent du fait que plusieurs sites ont été échantillonnés durant différentes saisons, exception faite de l'hiver. Ces valeurs concordent avec celles de Lum *et al.* (1991). Les valeurs relatives au cadmium en phase dissoute diffèrent légèrement.

Apports du secteur en aval de l'île d'Orléans

Plusieurs auteurs se sont intéressés à la contamination par les métaux-traces dans le moyen estuaire et l'estuaire maritime du Saint-Laurent (Soucy *et al.*, 1975; Cossa, 1990; Schafer *et al.*, 1990; Yeats, 1990; Gobeil, 1991). La première de ces études concluait en 1975 qu'il n'y avait pas de contamination importante des sédiments du chenal Laurentien par les métaux lourds; des mesures ont été

TABLEAU 1.41

Concentrations des métaux en phases dissoutes et particulaires du secteur Trois-Rivières–île d'Orléans de 1990 à 1992

Métaux	Phase dissoute (µg/L)	Phase particulaire (µg/L)
Cadmium	0,01 - 0,02	0,01 - 0,04
Cobalt	0,01 - 0,15	0,10 - 0,81
Chrome	< 0,01 - 0,13	< 0,05 - 3,02
Cuivre	< 0,008 - 0,49	0,44 - 1,36
Nickel	< 0,01 - 1,15	< 0,05 - 2,19
Plomb	< 0,04 - 0,17	0,22 - 0,79
Zinc	< 0,5 - 2,76	1,12 - 4,56

Source : À partir des données de Quémerais et al., *1994b.*

effectuées dans ces sédiments jusqu'à une profondeur de 35 cm à trois stations localisées entre Tadoussac et Baie-Comeau (Gobeil, 1991). Le tableau 1.42 résume les résultats obtenus au cours de cet échantillonnage.

Si l'on se rapporte au tableau 1.42, aucun métal retenu pour l'évaluation de la qualité des sédiments (cadmium, cuivre, mercure, plomb et zinc) n'avait une concentration supérieure au seuil de niveau 3, le seuil d'effets néfastes. Les plus fortes teneurs en cuivre, mercure, plomb et zinc dépassaient cependant le seuil de niveau 2, soit le seuil d'effets mineurs (tableau 1.42). Quant aux eaux de l'estuaire, des concentrations de mercure inférieures à $1{,}0 \times 10^{-3}$ µg/L y ont été mesurées en 1984, alors que des concentrations de cadmium de l'ordre de 0,011 à 0,025 µg/L (phase dissoute) et de 0,2 à 0,5 µg/g (phase particulaire) ont été rapportées (Cossa, 1990).

De nombreuses sources polluantes sont localisées dans la partie amont du Saguenay et rejettent des métaux lourds. Des observations ont montré que les sédiments de ce secteur étaient contaminés par du mercure, du plomb et du zinc (Cossa, 1990; Schafer *et al.*, 1990; Olivier et Bérubé, 1993). Dans le cas du mercure notamment, des concentrations allant jusqu'à 14,4 µg/g ont été mesurées dans des sédiments superficiels du bassin intérieur du Saguenay en 1962 (Olivier et Bérubé, 1993). En 1983, sept ans après la fermeture d'une usine de chlore et de soude caustique, les concentrations de mercure dans les sédiments de surface variaient entre 0,2 et 0,8 µg/g (Cossa, 1990). Dans la colonne d'eau au-dessus de ces sédiments, les concentrations de mercure enregistrées en 1983 variaient entre 2,2 et $2{,}9 \times 10^{-3}$ µg/L (Cossa, 1990). Quant au cadmium, sa concentration dans les eaux du fjord (phase entière) s'échelonnait de < 0,022 à 0,028 µg/L (Cossa, 1990).

TABLEAU 1.42

Concentrations des métaux lourds dans les sédiments de surface* du chenal Laurentien entre Tadoussac et Baie-Comeau

Métaux	Concentrations (µg/g)
Aluminium	73 400 à 95 000
Cadmium	0,09 à 0,23
Cuivre	15 à 30
Fer	43 700 à 58 200
Manganèse	730 à 5 720
Mercure	0,02 à 0,52
Plomb	15 à 58
Zinc	111 à 182

**Entre 0 et 35 cm.*

Source : Gobeil, 1991.

1.6.2.1 Importance relative des sources

Une connaissance de la quantité et de l'importance des principales sources de contaminants, de leur devenir dans le système ainsi que de leur biodisponibilité et de leur toxicité aide à mieux cerner le problème de la contamination du fleuve. Cependant, nos connaissances sur ces quatre aspects comportent encore des lacunes considérables. En particulier, les bilans actuels de la contamination du fleuve par les métaux-traces sont encore incertains en raison de la rareté des données.

Les principales sources de contamination des milieux aquatiques sont les retombées atmosphériques provenant des industries et incinérateurs ainsi que les effluents industriels et municipaux (Nriagu et Pacyna, 1988). Les contaminants entrent dans la partie québécoise du fleuve par le tronçon international à Cornwall, par les tributaires situés en aval de Cornwall ainsi que par les effluents industriels et municipaux rejetés directement dans le fleuve.

Deux études récentes, celles d'Asseau (1992a, 1992b, 1992c, 1992d) et de Proulx *et al.* (1993), ont tenté d'établir l'importance relative des principales sources de contaminants. Les tableaux 1.43 et 1.44 résument et comparent les principaux résultats de ces études.

Asseau (1992a, 1992b, 1992c, 1992d) a fourni des estimations des apports en provenance de différentes sources. Le tableau 1.43 résume les principaux résultats de cette étude.

Ces estimations ont des origines différentes selon le cas. La charge de métaux au niveau de Cornwall a été estimée uniquement pour 1989. Elle a été

TABLEAU 1.43
Charges annuelles moyennes de métaux-traces entre Cornwall et Québec

	Charges (kg/an)			
Métaux-traces	**Fleuve à Cornwall**	**Tributaires***	**Municipalités****	**Industries*****
Cadmium	13 452	93 705		1 414
Cuivre	261 908	1 726 398	32 690	151 469
Chrome	180 096	29 220		302 390
Nickel	235 402	247 019		93 869
Plomb	57 115	992 786	57 509	23 011
Zinc	856 487	2 963 638	120 930	200 121

**Presque la totalité des tributaires entre Cornwall et Québec ainsi que les apports municipaux et industriels rejetés dans le lac des Deux Montagnes et les rivières des Mille Îles et des Prairies.*
***Apport résidentiel ne tenant pas compte des effluents industriels rejetés directement dans le réseau municipal.*
****38 établissements industriels prioritaires du PASL.*

Sources : À partir des données de Asseau, 1992a, 1992b, 1992c, 1992d.

calculée à partir des concentrations de métaux extractibles mesurées aux stations NAQUADAT (Environnement Canada) et tient compte de la variabilité transversale dans le fleuve ainsi que des variations saisonnières. Les apports de contaminants des Grands Lacs et du tronçon international (Kingston-Cornwall) du fleuve ont été mesurés lors de six campagnes d'échantillonnage effectuées par Environnement Canada à Cornwall entre mai et novembre 1989. Les apports des tributaires incluent la presque totalité des tributaires entre Cornwall et Québec ainsi que les apports municipaux et industriels rejetés dans le lac des Deux Montagnes, la rivière des Mille Îles et la rivière des Prairies. Les valeurs rapportées par Asseau proviennent des concentrations mesurées par le ministère de l'Environnement du Québec et Environnement Canada entre 1984 et 1987. Cependant, une contamination des échantillons d'eau par les métaux (cadmium, chrome, cuivre, nickel, plomb et zinc) a été notée au cours des années 1984 à 1991 (Grimard, 1991). Ce problème, couplé à celui des limites de détection élevées, rend difficile l'interprétation des estimations fournies par Asseau pour les tributaires. Les évaluations des apports municipaux représentent un apport purement résidentiel et ne tiennent pas compte des effluents industriels rejetés directement dans le réseau municipal. Les apports industriels correspondent aux industries jugées prioritaires par le Plan d'action Saint-Laurent, comprises entre Cornwall et Québec. Les charges ont été estimées à partir de données acquises avant 1988.

Proulx *et al.* (1993) ont estimé de facon indépendante les charges annuelles moyennes en provenance de différentes sources pour sept métaux. Le tableau 1.44 résume les principaux résultats de leur étude. La charge au niveau

TABLEAU 1.44

Importance absolue et relative des sources de contaminants inorganiques dans le Saint-Laurent entre Cornwall et Québec en 1991

	Charges (kg/an)*				
Métaux	**Grands Lacs et tronçon international (mesurées à Cornwall)**	**Tributaires (mesurées à l'embouchure)**	**Industries prioritaires déversant directement dans le fleuve (mesurées à l'effluent)**	**Autres sources (déduites)**	**Exportées à l'estuaire (mesurées à Québec)**
Cadmium	4 206 (39 %)	3 282 (31 %)	3 028 (28 %)	162 (2 %)	10 678 (100 %)
Cobalt	43 690 (38 %)	29 930 (26 %)	1 607 (1 %)	39 541 (35 %)	114 769 (100 %)
Chrome	363 606 (54 %)	162 426 (24 %)	149 033 (22 %)	–2 174 (0 %)	672 891 (100 %)
Cuivre	168 015 (25 %)	159 088 (24 %)	34 933 (5 %)	312 460 (46 %)	674 496 (100 %)
Nickel	354 987 (63 %)	119 090 (21 %)	43 446 (8 %)	45 791 (8 %)	563 315 (100 %)
Plomb	51 135 (32 %)	83 555 (52 %)	3 338 (2 %)	22 682 (14 %)	160 710 (100 %)
Zinc	599 010 (58 %)	448 447 (44 %)	350 388 (34 %)	–367 840 (–36 %)	1 030 005 (100 %)
Contribution moyenne**	**44 %**	**32 %**	**14 %**	**10 %**	**100 %**

**La charge a été déterminée à partir d'une estimation basée sur trois saisons, pondérée en fonction du débit saisonnier.*

***Moyenne arithmétique de l'importance relative de chaque substance pour une source donnée mais ne tenant pas compte de la toxicité des contaminants.*

Remarques :

- *L'importance relative (entre parenthèses) est le pourcentage de la charge totale mesurée à Québec.*
- *Les tributaires représentent la charge en provenance de l'ensemble des tributaires étudiés entre Cornwall et Québec (environ une cinquantaine). Ces apports ont été mesurés à l'embouchure et incluent des sources industrielles, municipales, diffuses et autres en provenance de l'ensemble du bassin versant de chaque tributaire. Les autres sources peuvent inclure les apports atmosphériques, les effluents municipaux rejetés directement dans le fleuve, le recyclage biologique ainsi que la remise en suspension de sédiments potentiellement contaminés.*
- *Les établissements industriels prioritaires qui déversent directement leurs effluents dans le fleuve sont au nombre de 24.*

Source : Proulx et al.*, 1993.*

de Cornwall représente la charge en provenance des Grands Lacs et du tronçon international du fleuve, mesurée à Cornwall en aval de toutes les sources extra-québécoises. Les tributaires incluent la charge en provenance de l'ensemble des tributaires compris entre Cornwall et Québec (environ une cinquantaine). Ces apports ont été mesurés à l'embouchure et comprennent des sources industrielles, municipales, agricoles et autres en provenance de l'ensemble du bassin versant. Les apports des industries sont la somme des charges industrielles en provenance des établissements industriels prioritaires entre Cornwall et Québec et rejetées directement dans le Saint-Laurent (24). Ces charges ont été fournies par des études de caractérisation des effluents liquides des établissements industriels jugés prioritaires par le Plan d'action Saint-Laurent. Le total représente les charges en métaux exportées vers l'estuaire et mesurées au niveau de Québec. Les autres sources sont déduites de façon que la somme des sources mesurées soit égale aux charges exportées à Québec. Pour Cornwall, les tributaires et le total mesuré à Québec, les charges annuelles tiennent compte des variations

saisonnières et inter-annuelles et intègrent les résultats de campagnes d'échantillonnage saisonnières menées de l'été 1990 au printemps 1992. Les caractérisations industrielles, quant à elles, ont été faites à un moment précis dans le temps et ne rendent pas compte de variations possibles dans les quantités rejetées. Partout, les charges ont été évaluées à partir des concentrations totales de métaux.

Charges annuelles

Apports des Grands Lacs et du tronçon international

Les estimations des charges annuelles à Cornwall fournies par Asseau (1992a, 1992b, 1992c, 1992d) (tableau 1.43) et par Proulx *et al*. (1993) (tableau 1.44) sont relativement différentes, sauf dans le cas du plomb. Ces différences entre les charges annuelles rapportées par les deux études peuvent s'expliquer par le fait qu'elles ne sont pas entièrement comparables. Plusieurs facteurs, comme les périodes d'échantillonnage et d'analyse différentes, la faible quantité de données dans les deux cas, le traitement des concentrations non détectables et la méthode d'estimation des charges peuvent créer ces différences.

Apports des tributaires québécois

Proulx *et al*. (1993) et Asseau (1992a, 1992b, 1992c, 1992d) ont estimé les apports de métaux-traces des principaux tributaires situés entre Cornwall et Québec. À l'exception du chrome, les valeurs proposées par Asseau (1992a, 1992b, 1992c, 1992d) sont nettement plus élevées (2 à 40 fois) que celles avancées par Proulx *et al*. (1993). L'interprétation des données fournies par Asseau est difficile pour les raisons déjà mentionnées.

Dans le cas des données de Proulx *et al*. (1993), le problème des limites de détection se pose aussi. Il faut savoir cependant que, de facon générale, les apports de quelques tributaires principaux (des Outaouais, Saint-Maurice, Richelieu, Yamaska, Saint-François, Batiscan et L'Assomption; Proulx, 1993) représentent la majeure partie de l'ensemble des apports des tributaires. Ceci minimise l'impact des problèmes de détection dans certains autres tributaires selon les saisons.

Apports des municipalités

Il existe peu d'informations sur les quantités de métaux-traces rejetées directement dans le fleuve par les municipalités. Une compilation des apports municipaux entre Cornwall et Québec faite par Asseau (1992a, 1992b, 1992c, 1992d) pour le cuivre, le plomb et le zinc est présentée au tableau 1.43. Dans le cas de ces métaux-traces, les valeurs de rejet suggèrent un apport limité des effluents urbains à la contamination du fleuve. Cependant, ces valeurs sont probablement sous-estimées. En effet, les valeurs proposées par Asseau ont été obtenues de facon indirecte par extrapolation de mesures spécifiques effectuées par la Communauté urbaine de Québec (CUQ) dans des bassins typiquement résidentiels. Elles représentent donc un apport purement résidentiel et ne tiennent pas compte de tout apport industriel qui serait effectué directement au réseau

municipal. De plus, les données de la CUQ correspondent à des effluents urbains non traités. Les estimations faites pour les municipalités riveraines dotées d'infrastructures de traitement des eaux usées ont été faites en utilisant arbitrairement un facteur de 50 p. 100 de réduction de la charge brute estimée.

En l'absence de données suffisantes, il est difficile de commenter davantage les apports municipaux. Cet aspect devra être documenté davantage.

Apports industriels

Des évaluations des principaux apports industriels directs de métaux-traces peuvent être trouvées pour 38 établissements industriels prioritaires dans Asseau (1992a, 1992b, 1992c, 1992d) et pour 24 établissements prioritaires dans Proulx *et al*. (1993). Dans le premier cas (Asseau 1992a, 1992b, 1992c, 1992d), il s'agit de données colligées à partir des analyses de caractérisation existantes. Dans le second cas (Proulx *et al.*, 1993), il s'agit des résultats de la caractérisation des effluents de 24 industries de Cornwall à Québec faite dans le contexte du Plan d'action Saint-Laurent, donc de données récentes. De plus, seuls les effluents rejetés directement dans le fleuve ont été pris en compte, étant donné que les apports des établissements industriels prioritaires localisés dans les bassins versants des tributaires ou dont les effluents sont rejetés dans un tributaire sont déjà comptabilisés par Proulx *et al*. (1993) dans les charges en provenance des tributaires. Pour ces raisons, de facon à établir un lien entre les apports industriels et les charges mesurées à Québec entre 1990 et 1992, les estimations de Proulx *et al*. (1993) ont servi à établir un bilan des sources.

Bilan des sources

Les résultats de Proulx *et al*. (1993) suggèrent que, selon les différents métaux, les Grands Lacs et le tronçon international du fleuve fourniraient entre 25 p. 100 et 63 p. 100 de la quantité de substances inorganiques exportées annuellement à Québec. Les Grands Lacs et le tronçon international du fleuve représentent par conséquent une source importante d'apports en métaux-traces, et selon le métal, peuvent même constituer une source majeure.

La détermination des apports fluviaux en contaminants inorganiques totaux dans la phase entière constitue un point de départ dans l'établissement du bilan de la contamination du Saint-Laurent. La fraction anthropique représente une partie importante de la concentration totale. Comme cette fraction peut varier, les concentrations totales constituent une première évaluation de ce qui est potentiellement biodisponible. Les apports fluviaux mesurés à Cornwall représentent globalement 44 p. 100 des métaux transportés par le fleuve à Québec et sont donc une source importante pour les métaux considérés.

Les estimations proposées par Proulx *et al*. (1993) suggèrent que les tributaires dans leur ensemble fourniraient entre 21 p. 100 (nickel) et 52 p. 100

(plomb) des charges annuelles de métaux-traces exportées vers l'estuaire au niveau de Québec. Ces données indiquent que les tributaires contribuent à une fraction importante (32 p. 100 en moyenne) de la charge annuelle de métaux-traces dans le fleuve. Comme dans le cas des apports fluviaux, la partie anthropique est potentiellement remobilisable, et les tributaires représentent une source non négligeable de contamination par les métaux-traces.

Les charges industrielles citées au tableau 1.44 (Proulx *et al.*, 1993) suggèrent que les industries sont responsables d'environ 14 p. 100 des charges mesurées à Québec. Cette contribution relative varie selon les métaux : elle est faible pour le cobalt, le plomb, le cuivre et le nickel et de plus de 20 p. 100 pour le chrome, le cadmium et le zinc. La présence d'industries de chimie inorganique peut expliquer les résultats obtenus pour le chrome et le cadmium, tandis que la présence d'industries de métallurgie peut expliquer ceux obtenus pour le chrome et le zinc. Dans tous les cas, il s'agit d'une première estimation, étant donné que nombre de petites entreprises n'ont pas été considérées ici. Malgré tout, ces résultats indiquent que les industries prioritaires qui rejettent leurs effluents directement dans le fleuve jouent un rôle important mais non majeur dans les apports en métaux-traces au fleuve Saint-Laurent. Cependant, les effluents industriels contiennent des métaux davantage sous forme dissoute, et ces apports sont donc plus biodisponibles à la sortie de l'effluent.

La contribution moyenne des sources non mesurées (autres sources) est moins importante dans le cas des substances inorganiques (10 p. 100) que dans celui des substances organiques (31 p. 100). Le caractère généralement moins volatil des métaux dans l'environnement, couplé à un recyclage biologique moins important pour les métaux, peut expliquer ce résultat.

Globalement, les apports en métaux-traces varient selon les métaux. Les Grands Lacs et le tronçon international du fleuve constituent une source importante (44 p. 100), mais non la seule, des charges qui transitent à Québec vers l'estuaire. Les tributaires québécois et les établissements industriels prioritaires contribuent respectivement à 32 p. 100 et 14 p. 100 de la charge en métaux. Les sources de métaux-traces sont dispersées, mais les Grands Lacs et les tributaires sont les contributeurs majeurs. Dans le cas des contaminants organiques, les Grands Lacs et les autres sources sont les principaux contributeurs, suivis de près par les tributaires. Cependant, dans le cas des substances inorganiques, les industries s'avèrent plus importantes dans le bilan massique des charges que dans le cas des substances organiques.

1.6.2.2 Contribution des tributaires

Comme dans le cas des substances organiques, les charges de neuf substances inorganiques, soit le cadmium, le cobalt, le cuivre, le chrome, le fer, le nickel, le manganèse, le plomb et le zinc, ont été calculées pour les mêmes 51 tributaires. Le calcul de l'indice Chimiotox a été fait comme on l'a expliqué à la section 1.6.1.2.

Les résultats de l'indice Chimiotox inorganique annuel et les débits moyens annuels des 51 tributaires sont présentés au tableau 1.45.

Là encore, deux tributaires ressortent nettement, les rivières des Outaouais et Saint-Maurice. Ce sont celles qui ont les débits les plus élevés. D'une manière générale, les rivières ayant les plus grands débits sont celles qui ont les charges toxiques les plus élevées. Les charges supérieures à 5000 unités toxiques ont été trouvées dans les tributaires suivants : des Outaouais, Saint-Maurice, Richelieu, Saint-François, Batiscan, Yamaska et Bécancour. Les métaux responsables de ces charges sont le cuivre, le chrome, le fer et le manganèse (tableau 1.46). Ils représentent à eux seuls en moyenne 86 p. 100 de l'indice Chimiotox inorganique. Cependant, l'importance de chaque métal dans l'indice Chimiotox varie beaucoup d'un tributaire à l'autre.

1.6.3 APPORTS TOTAUX

Globalement, selon les valeurs proposées par Proulx *et al.* (1993), les contributions relatives des sources se chiffrent comme suit :

Ces pourcentages valent pour les contaminants analysés dans l'étude de Proulx *et al.* (1993) et représentent simplement la moyenne arithmétique des différentes contributions obtenues par contaminant ou classe de contaminants.

Sources	Nature	Contribution en 1991 (%)
Grands Lacs et tronçon international	Diffuse	42
Tributaires en sol québécois	Diffuse	29
Autres sources non mesurées	Diffuse et ponctuelle	20
Établissements industriels prioritaires	Ponctuelle	9

1.6.3.1 Importance relative des sources

D'une part, les apports en provenance des deux sources qui contribuent principalement au débit et à la charge sédimentaire, soit les Grands Lacs et les tributaires, sont les plus importants dans la contamination du fleuve par les substances toxiques.

D'autre part, les autres sources non mesurées ont également de l'importance, ce qui nécessiterait d'accorder une plus grande attention aux apports atmosphériques, aux rejets municipaux, à la remise en suspension de sédiments

TABLEAU 1.45

Indice Chimiotox inorganique et débits moyens annuels de 51 tributaires du Saint-Laurent en 1991

Tributaires	IC inorganique	Débit moyen (m^3/s)	Tributaires	IC inorganique	Débit moyen (m^3/s)
des Outaouais	119 958	1 152,25	Montmorency	517	17,70
Saint-Maurice	71 285	464,79	la Chaloupe	504	1,42
Richelieu	23 571	208,05	Petite riv. Yamachiche	504	0,5
Saint-François	12 614	61,49	du Chêne (Saint-Eustache)	501	0,83
Batiscan	7 3549	80,18	aux Saumons	495	11,76
Yamaska	6 946	22,55	Mascouche	391	3,16
Bécancour	6 664	21,99	Yamachiche	387	1,72
L'Assomption	3 805	27,55	Gentilly	341	2,53
Champlain	3 409	5,29	Saint-Charles (Varennes)	155	0,23
du Nord	2 651	14,00	du Cap Rouge	139	0,55
Malbaie	2 203	26,19	Rigaud	138	0,36
Nicolet	1 667	9,62	Delisle	135	0,58
Jacques-Cartier	1 587	38,16	à Bélisle	129	1,52
Portneuf	1 399	12,76	aux Chiens (Rosemère)	84	0,40
Bayonne	1 315	3,64	de la Tortue	69	0,46
Sainte-Anne	1 234	35,12	à la Scie	65	0,25
Chaudière	1 096	21,04	Saint-Louis	58	0,40
du Loup (Riv.-du-Loup)	1 062	9,54	Rouge	57	0,04
Maskinongé	1 057	7,15	Saint-Jacques	51	0,36
Saint-Régis (Cornwall)	958	19,95	Chicot (Saint-Eustache)	46	0,37
du Loup (Louiseville)	941	9,69	Raquette	32	0,09
Chicot (Berthierville)	926	2,08	Saint-Régis (Sainte-Catherine)	27	0,28
Châteauguay	920	6,74	Raisin River	24	0,34
Saint-Charles (Québec)	607	2,82	Quinchien	20	0,03
Etchemin	567	6,13	Beaudette	10	0,12
du Bois Blanc	566	0,34			

Sources : À partir des données de Couture, 1992; Pilon, 1992; Wegener, 1992; Bastien 1992 (pour les débits); Pigeon, 1992; Proulx, 1993 (pour l'indice Chimiotox) .

potentiellement contaminés et à tout autre processus susceptible d'introduire des contaminants dans l'environnement.

Finalement, la contribution des établissements industriels prioritaires joue un rôle, mais de façon moindre. Ces résultats montrent que les sources ponctuelles ont une moins grande importance que les sources diffuses dans la contamination du Saint-Laurent. Ce résultat est attribuable au fait que les débits des effluents des industries prioritaires ne représentent qu'une très faible proportion du débit total du fleuve à Québec.

TABLEAU 1.46

Indices Chimiotox calculés pour différents contaminants inorganiques trouvés dans 51 tributaires du Saint-Laurent en 1991

Tributaire	Cadmium	Cobalt	Chrome	Cuivre	Fer	Manganèse	Nickel	Plomb	Zinc	Total
des Outaouais	1 075	3 047	62 941	16 566	21 810	8 553	792	2 916	2 258	119 958
Saint-Maurice total	581	1 167	1 575	41 552	12 867	7 572	179	3 312	2 480	71 285
Richelieu	238	1 266	878	7 606	7 726	1 636	96	3 873	252	23 571
Saint-François	106	345	1 757	2 557	5 261	1 626	77	722	163	12 614
Batiscan	97	218	3 273	347	2 167	469	52	436	290	7 349
Yamaska	26	259	993	1 325	3 263	790	37	237	16	6 946
Bécancour	21	72	4 202	509	1 181	424	85	109	61	6 664
L'Assomption	32	143	20	1 507	1 486	432	10	150	25	3 805
Champlain	11	26	364	611	2 159	194	8	19	17	3 409
du Nord	22	72	335	433	1 191	308	8	234	48	2 651
Malbaie	28	117	0	686	615	628	5	3	120	2 202
Nicolet	20	68	87	594	542	278	5	53	20	1 667
Jacques-Cartier	99	97	0	313	675	326	3	33	41	1 587
Portneuf	76	86	0	365	632	124	8	31	77	1 399
Bayonne	5	37	183	272	734	39	3	26	16	1 315
Sainte-Anne	49	106	36	140	397	402	5	11	88	1 234
Chaudière	20	73	177	241	204	323	11	40	7	1 096
du Loup (Riv.-du-Loup)	18	42	0	196	227	525	2	21	31	1 062
Maskinongé	6	35	74	104	493	79	2	256	8	1 057
Saint-Régis (Cornwall)	41	60	0	121	374	225	6	37	94	958
du Loup (Louiseville)	18	36	71	270	362	112	2	39	31	941
Chicot (Berthierville)	3	15	128	89	602	58	1	19	11	925
Châteauguay	6	33	148	266	308	107	5	40	7	920
Saint-Charles (Québec)	6	12	1	53	275	242	2	5	11	607
Etchemin	9	37	0	109	88	310	3	8	3	567
du Bois Blanc	1	10	88	56	343	52	1	10	5	566
Montmorency	21	44	11	127	183	119	6	0	6	517
la Chaloupe	1	9	222	43	197	14	4	11	3	504
Petite riv. Yamachiche	3	13	38	117	285	33	1	8	6	504
du Chêne (Saint-Eustache)	2	11	86	71	246	28	2	51	4	501
aux Saumons	11	52	13	33	305	59	4	5	13	495
Mascouche	5	19	16	178	127	34	4	2	6	391
Yamachiche	10	15	26	98	160	76	1	1	0	387
Gentilly	4	15	37	46	173	51	1	6	6	341
Saint-Charles (Varennes)	1	3	34	21	80	9	1	5	1	155
du Cap Rouge	1	4	10	20	65	30	0	8	1	139
Rigaud	1	4	27	15	77	8	1	4	1	138
Delisle	1	7	23	31	50	16	1	5	1	135
à Bélisle	2	9	4	14	60	35	1	3	1	129
aux Chiens (Rosemère)	1	2	11	20	38	6	1	4	1	84
de la Tortue	1	3	7	21	24	6	0	6	1	69
à la Scie	0	1	2	6	18	36	0	2	0	65
Saint-Louis	1	2	4	14	27	6	0	3	1	58
Rouge	0	1	14	6	33	2	0	1	0	57
Saint-Jacques	0	2	5	15	20	5	0	3	1	51
Chicot (Saint-Eustache)	0	3	8	17	11	2	2	2	1	46
Raquette	0	1	5	3	15	7	0	1	0	32
Saint-Régis (Sainte-Catherine)	0	1	0	13	8	3	0	1	1	27
Raisin River	0	2	0	3	9	8	0	2	0	24
Quinchien	0	0	5	4	9	1	0	1	0	20
Beaudette	0	1	0	2	3	4	0	0	0	10

Sources : À partir des données de Pigeon, 1992; Proulx, 1993.

1.6.3.2 Priorisation des tributaires

L'indice Chimiotox total a été déterminé en additionnant les indices organiques et inorganiques calculés précédemment (sections 1.6.1.2 et 1.6.2.2). Les tributaires qui possèdent les débits moyens annuels les plus élevés sont ceux qui ont l'indice Chimiotox le plus important. Parmi ceux qui ont un indice Chimiotox de plus de 100 000 unités toxiques, on distingue les rivières Saint-Maurice, des Outaouais, Richelieu, Saint-François, Batiscan, Yamaska et Chaudière (tableau 1.47).

La rivière Saint-Maurice a un indice Chimiotox équivalent à celui de la rivière des Outaouais, mais avec un débit environ trois fois plus faible. Les concentrations de contaminants dans la rivière Saint-Maurice pourraient donc être environ trois fois plus élevées que dans la rivière des Outaouais. Dans le cas de la rivière Rouge, l'indice Chimiotox est élevé malgré un débit très faible. En fait, ce tributaire a des concentrations de matières en suspension très élevées (concentrations respectives pour l'été et l'automne : 44 et 103 mg/L). Or, la majorité des contaminants est adsorbée sur les particules. La grande concentration de matières en suspension dans ce tributaire amène donc une concentration de contaminants importante.

La somme des indices Chimiotox des 51 tributaires étudiés est de 7,65 millions d'unités. Les deux premiers tributaires ont une somme de 5,32 millions d'unités et représentent donc à eux seuls environ 70 p. 100 des apports toxiques au Saint-Laurent. Les 10 premiers tributaires ont une somme de 6,87 millions d'unités, soit 90 p. 100 des apports au fleuve, et les 20 premiers tributaires ont une somme de 7,43 millions d'unités, soit 97 p. 100 des apports toxiques au fleuve.

De plus, la charge toxique de chaque contaminant est basée sur la concentration du contaminant dans le milieu, le débit du tributaire et le facteur de toxicité du contaminant. Pour un tributaire donné, l'importance relative de chaque contaminant dans l'indice Chimiotox dépend donc de la concentration du contaminant et de son facteur de toxicité ($F^{tox.}$). Ainsi, un contaminant dont les concentrations sont faibles mais qui a un $F^{tox.}$ très élevé prendra une grande importance dans le calcul de l'indice Chimiotox. C'est le cas du DDT et de ses métabolites, substances considérées comme très toxiques, et dont le $F^{tox.}$ est beaucoup plus élevé que les autres contaminants. Par exemple :

$$F^{tox.}\ (o,p'\text{-DDT}) = 41{,}67 \times 10^6$$
$$F^{tox.}\ (\text{BPC}) = 12{,}66 \times 10^6$$
$$F^{tox.}\ (\text{plomb}) = 314$$

À concentrations égales, la charge toxique du *o,p'*-DDT est donc environ trois fois plus élevée que celle des BPC et environ 15 000 fois plus élevée que

TABLEAU 1.47

Indice Chimiotox total et débits moyens annuels de 51 tributaires du Saint-Laurent en 1991

Tributaires	IC total	Débit moyen* (m^3/s)	Tributaires	IC total	Débit moyen (m^3/s)
Saint-Maurice	2 892 274	464,79	Gentilly	12 635	2,53
des Outaouais	2 431 183	1 152,25	Bayonne	11 902	3,64
Richelieu	646 888	208,05	Châteauguay	11 363	6,74
Saint-François	251 286	61,49	Chicot (Berthierville)	10 195	2,08
Batiscan	133 813	80,18	Delisle	6 636	0,58
Yamaska	132 961	22,55	Mascouche	4 358	3,16
Chaudière	127 578	21,04	Petite riv. Yamachiche	4 267	0,57
Nicolet	93 449	9,82	Yamachiche	3 693	1,72
Bécancour	90 857	21,99	du Bois Blanc	3 382	0,34
Malbaie	74 370	26,19	Raquette	3 269	0,09
du Nord	72 941	14,00	du Chêne (Saint-Eustache)	3 060	0,83
Rouge	72 234	0,04	à Bélisle	2 654	1,52
Montmorency	70 614	17,70	la Chaloupe	2 405	1,42
Jacques-Cartier	65 449	38,16	Quinchien	2 283	0,03
Etchemin	57 249	6,13	Saint-Jacques	1 851	0,36
L'Assomption	56 503	27,55	aux Chiens (Rosemère)	1 515	0,40
Sainte-Anne	49 103	35,12	de la Tortue	1 065	0,46
du Loup (Riv.-du-Loup)	44 428	9,54	Saint-Charles (Varennes)	927	0,23
Portneuf	37 725	12,76	Saint-Louis	852	0,40
Saint-Régis (Cornwall)	32 346	19,95	à la Scie	742	0,25
Rigaud	27 710	0,36	Raisin River	594	0,34
Saint-Charles (Québec)	25 119	2,82	du Cap Rouge	561	0,55
Champlain	21 124	5,29	Chicot (Saint-Eustache)	556	0,37
aux Saumons	19 730	11,76	Saint-Régis (Sainte-Catherine)	510	0,28
Maskinongé	17 576	7,15	Beaudette	321	0,12
du Loup (Louiseville)	14 719	9,69			

**Débit moyen sur huit mois.*

Sources : À partir des données de Couture, 1992; Pilon, 1992; Wegener, 1992; Bastien, 1992 (pour les débits). Pigeon, 1992; Quémerais, 1993 (pour l'indice Chimiotox).

celle du plomb. Par exemple, pour la rivière des Outaouais, la charge toxique calculée pour le DDT et ses métabolites est de 1,7 million d'unités, soit 70 p. 100 de l'indice Chimiotox; pour la rivière Saint-Maurice, la charge toxique calculée pour ces mêmes contaminants est de 2,14 millions d'unités, soit 74 p. 100 de l'indice Chimiotox total. Il semble donc que le facteur de toxicité joue un rôle prépondérant dans le calcul de l'indice Chimiotox, et que certaines substances comme le DDT sont déterminantes dans la priorisation. Or, le facteur de toxicité est basé sur les critères de qualité du ministère de

l'Environnement du Québec (1990). Certains contaminants n'ont toutefois pas de facteur de toxicité, car ils n'ont pas de critère de qualité. C'est le cas en particulier de certains composés de HAP, comme le phénanthrène et le pyrène qui représentent pourtant environ 47 p. 100 de la concentration des HAP totaux (Pham *et al.*, 1993a). L'indice Chimiotox utilisé ici présente donc certaines imperfections et doit être considéré uniquement comme un indicateur et un outil de travail. Il a permis néanmoins de déterminer quelles étaient les sources principales d'apports toxiques au fleuve en provenance des tributaires.

1.6.3.3 Évaluation de la toxicité potentielle des effluents industriels

Un indice permettant d'évaluer et de comparer l'effet toxique potentiel des effluents industriels sur les organismes qui vivent dans le cours d'eau récepteur a été mis au point par les chercheurs du Centre Saint-Laurent. Tout comme le Chimiotox, le BEEP (ou barème d'effets écotoxiques potentiels) permet de caractériser n'importe quel effluent et autorise donc des comparaisons entre industries, entre usines et même entre les différents effluents d'une même usine. Alors que le Chimiotox renseignait sur la toxicité brute (facteur de toxicité et charge) de l'effluent, le BEEP informe sur la réaction des êtres vivants aux substances toxiques que l'effluent contient.

Le BEEP a permis l'évaluation et la comparaison, sur une même échelle de toxicité, des effluents des 50 établissements industriels prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent. Le BEEP offre la possibilité d'effectuer le suivi de la toxicité de ces effluents dans le temps. Il permet également d'évaluer la contribution relative de chaque effluent d'une usine à la toxicité globale d'un émissaire final. Toutefois, bien qu'il intègre l'ensemble des phénomènes écotoxiques, le BEEP ne fournit pas d'information sur la nature des éléments responsables des effets observés.

La stratégie d'évaluation et de comparaison du potentiel toxique des effluents repose principalement sur l'emploi d'un ensemble de bioessais (tests biologiques). En exposant divers organismes aquatiques (bactéries, algues et crustacés), représentatifs de trois paliers trophiques (décomposeurs, producteurs primaires, consommateurs), à des échantillons d'effluents industriels, les bioessais permettent de mesurer les effets toxiques potentiels de ces effluents. Plusieurs niveaux et types de toxicité sont analysés (létalité, toxicité aiguë, toxicité chronique).

Le BEEP intègre et quantifie l'information obtenue sur l'intensité des effets toxiques sur les organismes aquatiques, la persistance de la toxicité dans le temps, le caractère plus ou moins spécifique de l'agression toxique (nombre d'espèces affectées par l'effluent) et le débit de l'effluent. Les effets regroupent

l'ensemble des phénomènes antagonistes, additifs ou synergiques (interactions des substances).

Les bioessais ont été choisis en fonction de divers critères (sensibilité, coût, rapidité de réponse, représentativité des niveaux trophiques et seuils de toxicité, degré de standardisation, etc.) et incluent le test MICROTOX, le test d'inhibition de croissance d'une population algale de *Selenastrum capricornutum*, les tests de létalité et d'inhibition de la reproduction avec le microcrustacé *Ceriodaphnia dubia* et le test de génotoxicité avec le SOS CHROMOTEST.

Les résultats de ces bioessais sont intégrés en un indice gradué de 0 à 10, le BEEP. Plus l'indice BEEP est élevé (7 et plus), plus l'effet toxique sur les organismes testés en laboratoire est fort. L'augmentation d'une unité BEEP traduit un potentiel toxique multiplié par 10 (échelle logarithmique). Cet indice numérique est obtenu à l'aide d'une formule simple d'utilisation et d'interprétation, de structure suffisamment flexible pour permettre l'ajout ou le retrait éventuel de certains bioessais. Les éléments considérés sont intégrés selon la formule suivante :

$$\text{BEEP} = \log_{10} [1 + n \, (\sum_{i=1}^{k} T_i \, / \, N) \, Q]$$

où n : nombre de réponses indiquant une toxicité,
k : nombre de bioessais utilisés,
N : nombre total de réponses toxiques possibles,
T_i : résultats des bioessais avant et après biodégradation de l'échantillon d'effluent,
Q : débit de l'effluent (m^3/h).

La toximesure ($n \times \sum T_i \, / N$), soit l'importance relative de l'étendue et de l'intensité toxiques, multipliée par le débit (Q) détermine la toxicharge. Cette dernière permet alors de calculer la contribution relative d'un effluent à la toxicité d'ensemble. Le $\log_{10}$ de la toxicharge + 1 donne la valeur BEEP finale. On peut retourner à l'importance relative d'un effluent, c'est-à-dire sa contribution en pourcentage à la toxicité de l'ensemble des effluents, en éliminant du calcul la fonction log.

La méthode BEEP a été utilisée entre 1989 et 1992 afin d'évaluer la toxicité des effluents de 49 des 50 établissements industriels prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent. Une des usines a fermé ses portes avant que ses effluents aient été échantillonnés.

Les résultats de la première évaluation des effluents des 49 usines (tableau 1.48) indiquent que c'est le secteur des pâtes et papiers qui présente la plus grande contribution relative (57,1 p. 100), suivi du secteur de la chimie inorganique (39,1 p. 100), du secteur de la métallurgie (3,7 p. 100) et finalement du secteur de la chimie organique (0,1 p. 100). Dix établissements industriels ont des valeurs de 6 unités BEEP ou plus : sept fabriques de pâtes et papiers, deux usines de chimie inorganique et une usine de métallurgie. Le tableau 1.49 présente les valeurs de BEEP des charges cumulées par secteur du fleuve.

Tronçon fluvial

Le secteur du tronçon fluvial comprend 27 établissements industriels, et sa contribution à la charge toxique totale des 49 établissements atteint 42,9 p. 100.

Les six établissements situés dans les régions de Beauharnois et du lac Saint-Louis rejettent des charges toxiques cumulées équivalant à 5,7 et 4,9 unités BEEP, respectivement. Ces contributions équivalent à 0,4 p. 100 et 0,1 p. 100 des apports totaux des 49 établissements industriels.

Dans la région de Montréal-Varennes, les 16 usines caractérisées déversent une charge toxique cumulée de 6,9 unités BEEP ou 6,7 p. 100 des apports totaux. Cette contribution élevée s'applique principalement à l'usine de Kronos qui fournit à elle seule 6,6 p. 100 de la charge toxique.

La région du lac Saint-Pierre reçoit la plus forte charge toxique cumulée, soit 7,6 en unités BEEP ou 35,7 p. 100 des apports totaux. Cinq usines y déversent leurs effluents. La forte contribution provient principalement des usines Tioxide (32,1 p. 100) et Atlas (3,6 p. 100).

Estuaire fluvial

Ce secteur reçoit la deuxième plus grande charge toxique cumulée, soit 7,5 unités BEEP, ou 30,4 p. 100 de la contribution totale. Parmi les 10 usines caractérisées dans ce secteur, l'apport le plus élevé provient de la papeterie PFCP (26,4 p. 100). De plus, cette région reçoit une contribution significative de cinq autres papeteries, soit Daishowa (1,1 p. 100), Abitibi-Price (1,0 p. 100), Stone-Consolidated de Trois-Rivières (0,8 p. 100), Domtar (0,6 p. 100) et Kruger (0,5 p. 100).

Estuaire moyen et Saguenay

Cette région reçoit une charge toxique cumulée de 7,1 unités BEEP ou 10,7 p. 100 des apports de l'ensemble des industries. Des 10 usines caractérisées dans cette région, la papeterie Stone de La Baie fournit les charges les plus élevées (8,5 p. 100), suivie de la papeterie Donohue (1,0 p. 100).

Estuaire maritime et golfe

Cette région comprend deux usines qui rejettent des charges toxiques cumulées équivalant à 7,2 unités BEEP ou 16,0 p. 100 des apports totaux des 49 usines.

TABLEAU 1.48

BEEP des 50 usines prioritaires du PASL par secteur industriel et importance relative du potentiel toxique par secteur industriel de 1989 à 1992

Nom de l'usine	BEEP
Pâtes et papiers (57,1 %)	
Produits Forestiers Canadien Pacifique ltée, Trois-Rivières*	7,5
Corporation QUNO, Baie-Comeau	7,2
Stone-Consolidated inc, division Port-Alfred, La Baie	7,0
Daishowa inc., Québec	6,1
Abitibi-Price inc. (Papeterie Beaupré), Beaupré	6,0
Donohue inc. (Papeterie de Clermont), Clermont	6,0
Stone-Consolidated inc., division Wayagamack, Trois-Rivières	6,0
Domtar inc. (Papeterie Donnacona), Donnacona	5,8
Kruger inc. (Papeterie de Trois-Rivières), Trois-Rivières	5,8
F.F. Soucy inc., Rivière-du-Loup	5,7
Abitibi-Price inc. (Papeterie Kénogami), Jonquière	5,5
Cascades (Jonquière) inc., Jonquière	5,5
Abitibi-Price inc. (Papeterie Alma), Alma	5,4
Domtar inc. (Papeterie de Beauharnois), Beauharnois	4,8
Papiers Perkins ltée (Les), Candiac	4,3
Chimie inorganique (39,1 %)	
Tioxide Canada inc., Tracy	7,5
Kronos Canada inc., Varennes	6,9
Dominion Textile inc. (Usine de finition de Beauharnois), Saint-Timothée*	5,6
Albright & Wilson Amérique, Division de Tenneco Canada inc., Varennes*	4,8
PPG Canada inc., Beauharnois	3,8
Services T.M.G. inc. (Les) (mine Niobec), Saint-Honoré	3,8
Produits chimiques Expro inc., Saint-Timothée	3,4
ICI Canada inc., Bécancour	3,2
Héroux inc., Longueuil	2,7
Pratt & Whitney Canada inc. (Usines n°1, n° 2 et n° 5), Longueuil	2,3
Locweld inc., Candiac	1,7
Métallurgie (3,7 %)	
Aciers Inoxydables Atlas, Division de Sammi-Atlas inc., Tracy	6,6
Zinc Électrolytique du Canada ltée, Salaberry-de-Valleyfield	4,6
Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée (Usines Arvida, Vaudreuil et Saguenay), Jonquière	4,3
Sidbec-Dosco inc., Contrecoeur	4,0
QIT-Fer et Titane inc., Saint-Joseph-de-Sorel	3,9
Métallurgie du cuivre Noranda inc. (Affinerie CCR), Montréal-Est	3,3
Société canadienne de métaux Reynolds ltée (Usine de Baie-Comeau), Baie-Comeau	3,0
Aluminerie de Bécancour inc., Bécancour	2,8
Société d'Aluminium Reynolds du Canada ltée, Cap-de-la-Madeleine	2,2
Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée (Usine Beauharnois), Melocheville	2,0
Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée (Usine Isle-Maligne), Alma	1,9
Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée (Usine Grande-Baie), La Baie	1,3
Elkem Métal Canada inc., Beauharnois*	nd
Chimie organique (0,1 %)	
Pétromont, Société en commandite, Montréal-Est	4,5
Produits Nacan ltée, Boucherville	4,4
Monsanto Canada inc., LaSalle	4,3
Petro-Canada inc., Division des produits, Montréal	3,9
Pétromont inc., Varennes	3,8
Ultramar Canada inc., Saint-Romuald	3,4
Société Pétrochimique Kemtec inc. (Usines n^{os} 1 et 2), Montréal-Est*	3,4
Produits Shell Canada ltée, Montréal-Est	2,9
Alcools de commerce ltée (Les), Varennes*	1,8
Industries de Préservation du bois ltée (Les), Tracy	0,4
Produits Nacan ltée, Varennes	–

**Usine dont la production avait cessé en 1992. –: Non détectable. nd: non disponible.*

Source : Costan et Bermingham, 1993.

TABLEAU 1.49

BEEP des charges cumulées par secteur du fleuve et par secteur industriel et pourcentage de contribution relative à l'ensemble des rejets caractérisés

Secteur du fleuve	Secteur industriel (nombre d'usines)				BEEP des charges cumulées* de tous les secteurs ind.	Contribution relative** (%)
	Pâtes et papiers	Chimie inorganique	Métallurgie	Chimie organique		
Tronçon fluvial	5,0 (2)	7,6 (9)	6,6 (6)	5,0 (10)	7,7 (27)	42,9
Beauharnois	–	5,6 (1)	4,6 (1)	–	5,7 (2)	0,4
L. Saint-Louis	4,8 (1)	3,9 (2)	2,0 (1)	–	4,9 (4)	0,1
Montréal-Varennes	4,3 (1)	6,9 (5)	3,3 (1)	5,0 (9)	6,9 (16)	6,7
L. Saint-Pierre	–	7,5 (1)	6,6 (3)	0,4 (1)	7,6 (5)	35,7
Estuaire fluvial	7,5 (6)	3,2 (1)	2,9 (2)	3,4 (1)	7,5 (10)	30,4
Moyen estuaire et Saguenay	7,1 (6)	3,8 (1)	4,3 (3)	–	7,1 (10)	10,7
Estuaire maritime et golfe	7,2 (1)	–	3,0 (1)	–	7,2 (2)	16,0

** Les valeurs de BEEP résultent d'une campagne d'échantillonnage effectuée de 1989 à 1992 et ne peuvent être additionnées. Pour obtenir le BEEP des charges cumulées des quatre secteurs industriels d'un secteur du fleuve, il faut additionner les toxicharges de toutes les usines et ensuite faire le log de cette toxicharge.*

*** La contribution relative d'un secteur du fleuve est la somme des toxicharges des usines de ce secteur du fleuve par rapport à la somme des toxicharges des 49 établissements industriels.*

Source : À partir des données de Costan et Bermingham, 1993.

La contribution la plus importante est celle de la compagnie QUNO (15,9 p. 100).

Cette première évaluation du potentiel écotoxique des 49 usines prioritaires est fondée sur les résultats d'une campagne d'échantillonnage effectuée entre 1989 et 1992. Cette évaluation a permis de cibler les usines dont les effluents représentaient le plus grand danger pour les organismes du milieu récepteur.

Le potentiel écotoxique des effluents de ces établissements devrait être évalué régulièrement à l'aide de l'indice BEEP, afin d'instaurer un suivi de la toxicité des effluents. De plus, même si cet indice intègre l'ensemble des phénomènes antagonistes, additifs ou synergiques des substances toxiques d'un effluent, il peut se produire d'autres réactions de synergie lorsque l'effluent rentre en contact avec l'eau du milieu récepteur. Un barème similaire devrait être mis au point pour le milieu récepteur, afin de permettre un suivi des rejets toxiques dans le milieu récepteur même et non pas seulement à l'effluent.

1.6.4 FAITS SAILLANTS

En 1991, on a estimé que 42 p. 100 des apports totaux (substances organiques et inorganiques) au fleuve provenaient des Grands Lacs et du tronçon international, 29 p. 100 des tributaires, 20 p. 100 d'autres sources, dont les apports atmosphériques, les rejets municipaux et la remise en suspension de sédiments potentiellement contaminés, et 9 p. 100 des établissements industriels prioritaires qui rejettent leurs effluents directement dans le fleuve. Ces derniers, à titre de sources ponctuelles, auraient donc une moins grande importance que l'ensemble des sources diffuses relativement aux apports en contaminants au fleuve. Les très faibles débits des industries par rapport à celui du fleuve expliquent ce constat.

Les tributaires qui ont un indice Chimiotox total supérieur à 100 000 unités toxiques sont les rivières Saint-Maurice, des Outaouais, Richelieu, Saint-François, Batiscan, Yamaska et Chaudière. Ces tributaires ont également des débits moyens annuels plus élevés.

Les mesures effectuées avec le Barème d'effets écotoxiques potentiels (BEEP) sur les organismes exposés à un effluent industriel et non au milieu naturel, signalent des indices de toxicité potentielle plus élevés pour les secteurs des pâtes et papiers et de la chimie inorganique. Parmi les quatre secteurs du fleuve, la contribution du tronçon fluvial à la somme des charges toxiques des 49 usines est la plus élevée, soit 43 p. 100 (7,7 unités BEEP).

1.7

Intégration et conclusions

1.7.1 SYNTHÈSE DES CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES

Le système hydrographique du Saint-Laurent et des Grands Lacs est un système d'une grande complexité qui possède des caractéristiques lacustres et fluviales à son extrémité amont et des caractéristiques océaniques à son extrémité aval. Avec ses affluents, ce système draine plus de 25 p. 100 des réserves mondiales d'eau douce et se classe au 13e rang pour l'étendue de son bassin versant (1 610 000 km^2) et au 17e rang pour sa longueur (3260 km depuis l'extrémité ouest du lac Supérieur jusqu'au détroit de Cabot). Le Saint-Laurent se classe au 16e rang pour son débit moyen annuel de 12 600 m^3/s à la hauteur de Québec. Il est, de ce fait, impossible de présenter un portrait complet du Saint-Laurent sur une seule carte-synthèse. Tout au plus pouvons-nous rassembler les principales variables physico-chimiques qui caractérisent ce système (figure 1.56).

Ainsi, les eaux qui empruntent le Saint-Laurent depuis Kingston, à la sortie du lac Ontario, parcourent une distance approximative de 1600 km avant d'atteindre l'océan Atlantique et de 1900 km avant de rejoindre la mer du Labrador. Le long de ce trajet, les caractéristiques physiographiques et hydrographiques du Saint-Laurent varient beaucoup, et on différencie nettement quatre secteurs au point de vue des courants, des marées, de la salinité des eaux et de la forme des bassins. Ces grandes divisions définissent le tronçon fluvial, l'estuaire fluvial, le moyen estuaire (incluant le Saguenay), l'estuaire maritime et le golfe.

Entre Cornwall et Baie-Comeau, le débit moyen annuel du Saint-Laurent passe de 7800 à 16 800 m^3/s avec la contribution de ses tributaires, dont les plus importants sont la rivière des Outaouais, le Saguenay, les rivières Manicouagan, Saint-Maurice et aux Outardes.

FIGURE 1.56

Principaux éléments structurants physico-chimiques du Saint-Laurent

Eau

9700 Débit moyen annuel (m^3/s)[a]

Courant principal (surface)[b]

Courant principal de forte intensité (surface)[b]

1 Niveau moyen de l'eau (m)[c]

1-2 Concentration des matières en suspension (mg/L)[d]

14 Salinité moyenne en surface (‰)[e]

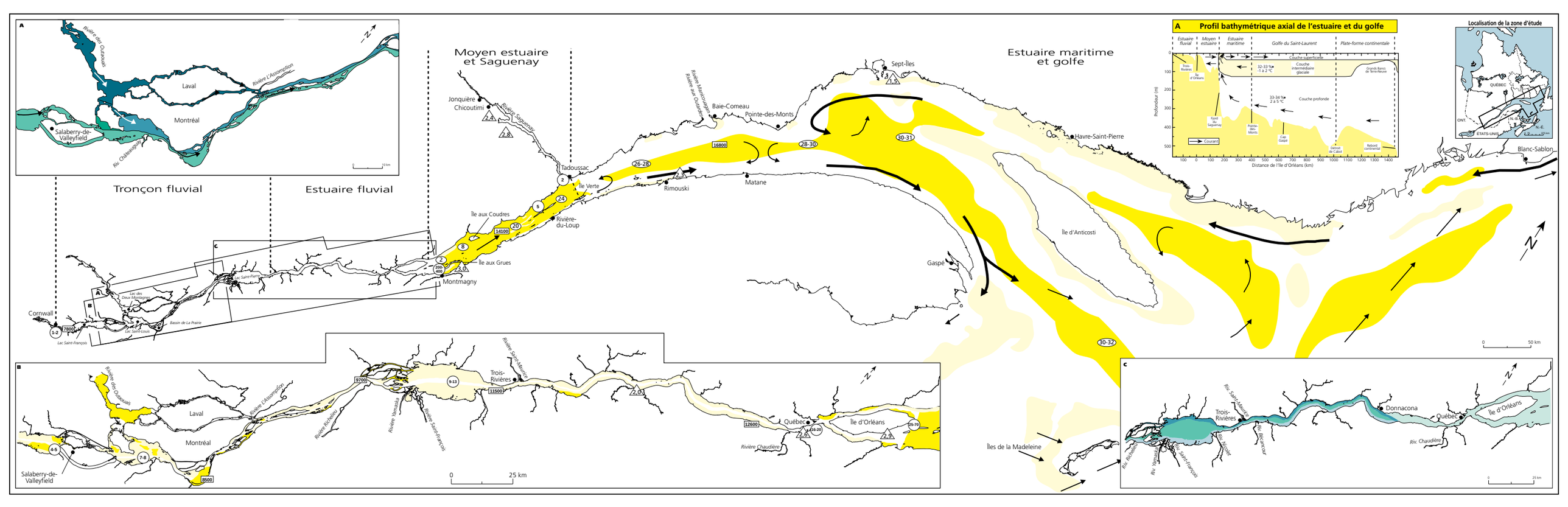
Masses d'eau de Cornwall à Québec[f]

- Grands Lacs
- Rivière des Outaouais
- Mélange des Outaouais et rive nord (des Outaouais-Grands Lacs)
- Gyre du lac Saint-Louis
- Mélange Grands Lacs et rive sud
- Région de Québec
- Autre tributaire

Lit du fleuve

- Zone de sédimentation[g]
- Zone d'érosion et de transport[h]
- A Profil bathymétrique axial de l'estuaire et du golfe[i]

Sources : [a]MENVIQ, 1992. [b]À partir des données de CSL et Université Laval, 1991b. [c]Pêches et Océans, 1992b. [d]À partir des données de Frenette et al., *1989; Frenette et Verrette, 1976. [e]Koutitonsky et Bugden, 1991; Ingram et El-Sabh, 1990. [f]À partir des données de Verrette, 1990. [g]À partir des données de Carignan* et al., *1993; Hardy* et al., *1991; Frenette* et al., *1989; d'Anglejan et Brisebois, 1978; Loring et Nota, 1973. [h]À partir des données de Carignan* et al., *1993; Frenette* et al., *1989; d'Anglejan et Brisebois, 1978; Loring et Nota, 1973. [i]À partir des données de Brunel, 1970.*


A
Rivière des Outaouais
Laval
Rivière l'Assomption
Montréal
Salaberry-de-Valleyfield
Riv. Châteauguay
0
10 km
Tronçon fluvial
Estuaire fluvial
Moyen estuaire et Saguenay
Estuaire maritime et golfe
Jonquière
Chicoutimi
Rivière Saguenay
Rivière Mamicouagan
Rivière aux Outardes
Baie-Comeau
Pointe-des-Monts
Sept-Îles
Havre-Saint-Pierre
Tadoussac
Île Verte
Rimouski
Matane
Rivière-du-Loup
Île aux Coudres
Île aux Grues
Montmagny
Gaspé
Île d'Anticosti
Îles de la Madeleine
Cornwall
Lac des Deux Montagnes
Lac Saint-Pierre
Lac Saint-Louis
Bassin de La Prairie
Lac Saint-François
B
Rivière des Outaouais
Laval
Rivière l'Assomption
Montréal
Salaberry-de-Valleyfield
Rivière Richelieu
Rivière Yamaska
Rivière Saint-François
Rivière Saint-Maurice
Trois-Rivières
Rivière Chaudière
Québec
Île d'Orléans
0
25 km
C
Riv. Saint-Maurice
Trois-Rivières
Riv. Jacques-Cartier
Riv. Montmorency
Donnacona
Québec
Île d'Orléans
Riv. Chaudière
0
25 km
A Profil bathymétrique axial de l'estuaire et du golfe
Estuaire fluvial
Moyen estuaire
Estuaire maritime
Golfe du Saint-Laurent
Plate-forme continentale
Trois-Rivières
Île d'Orléans
Fjord du Saguenay
Pointe-des-Monts
Cap Gaspé
Détroit de Cabot
Rebord continental
Couche superficielle
Couche intermédiaire glaciale
Couche profonde
Grands Bancs de Terre-Neuve
32-33 ‰ -1 à 2 °C
33-34 ‰ 2 à 5 °C
Courant
Profondeur (m)
Distance de l'Île d'Orléans (km)
Localisation de la zone d'étude
QUÉBEC
ONT.
ÉTATS-UNIS
Blanc-Sablon
0
50 km

Un observateur qui parcourt le Saint-Laurent d'amont en aval, depuis Cornwall jusqu'au golfe, constate les changements physiographiques et géologiques importants qui marquent les différents secteurs fluviaux et estuariens. Le cours d'eau s'approfondit et s'élargit de façon telle qu'il devient une véritable mer à la hauteur de Pointe-des-Monts. Cette physiographie particulière laisse place à des phénomènes complexes où les apports fluviaux, les marées et les événements météorologiques interagissent pour donner lieu à des schémas locaux et régionaux de circulation, de transport sédimentaire et de mélange des diverses masses d'eau qui s'écoulent dans le Saint-Laurent. Ainsi, les eaux des différents tributaires ne se mélangent à peu près pas dans le tronçon fluvial, alors qu'un mélange important est observé dans la région de Québec, principalement à cause de l'action de la marée. Des remontées d'eau profonde, des fronts, des marées internes et des courants gyratoires, phénomènes caractérisés par une grande variabilité, sont couramment observés dans le moyen estuaire et l'estuaire maritime.

Le transport et l'accumulation des différents contaminants organiques et inorganiques détectés dans les eaux et les sédiments du Saint-Laurent dépendent, quant à eux, de l'importance des rejets de ces diverses substances, de leurs propriétés physico-chimiques, de leur persistance en milieu fluvial ou marin ainsi que des différentes variables hydrologiques et océanographiques discutées antérieurement.

On dénote quatre sources principales de contaminants, soit les Grands Lacs, les tributaires, les effluents industriels et les autres sources comprenant notamment les effluents municipaux et les apports atmosphériques. Les principaux contaminants que l'on retrouve dans l'eau et les sédiments sont de type organique (HAP, BPC, mirex, DDT, HCB) et inorganique (métaux lourds comme le cadmium, le cuivre, le fer, le chrome, le manganèse, le nickel, le plomb et le zinc). Selon leurs propriétés physico-chimiques respectives, ces éléments se retrouvent en phase dissoute ou particulaire dans le milieu aqueux ainsi que dans les sédiments. Certains contaminants sont parfois transportés sur de grandes distances, loin de leur site d'émission. Entre Cornwall et l'estuaire maritime, les zones les plus contaminées correspondent généralement aux endroits où il y a accumulation de matériaux sédimentaires comme les aires de sédimentation des lacs Saint-Louis et Saint-Pierre ainsi que les zones portuaires abritées.

Les tributaires québécois contribuent à une fraction importante (32 p. 100 en moyenne) de la charge annuelle de métaux-traces dans le fleuve. Quant aux substances toxiques d'origine organique, leur présence est associée à la fabrication et à l'utilisation de ces produits entre les années 1950 et 1980.

Plusieurs de celles-ci, comme le mirex, les BPC et le DDT, ne sont plus en usage aujourd'hui, mais on en retrouve toujours dans les sédiments des milieux lacustres. Toutefois, la concentration de ces contaminants a généralement diminué au cours de la dernière décennie.

1.7.2 CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES RETENUES POUR DÉTERMINER L'ÉTAT DU SAINT-LAURENT

Comprendre tous les mécanismes physico-chimiques, hydro-sédimentaires et biologiques qui régissent un système comme celui du Saint-Laurent constitue un défi de taille pour tous les chercheurs qui travaillent dans le domaine des sciences de l'eau. Depuis maintenant un siècle, des chercheurs ont rassemblé un à un les milliers d'éléments qui forment ce casse-tête, et nous commençons à voir poindre une image de plus en plus précise du Saint-Laurent, image qui sera cependant toujours en évolution comme le sont nos connaissances. Nous avons développé une méthode d'intégration des informations environnementales (complément d'information *Méthode d'intégration des informations environnementales*), inspirée de celles déjà existantes, qui nous aidera à déterminer l'état de santé du fleuve. Il s'agit d'un effort particulier pour faire progresser les outils actuellement disponibles visant à améliorer le suivi de l'état de l'environnement et à poser des diagnostics périodiques et précis. Dans ce but, l'application de cette méthode a abouti notamment à la sélection de 14 caractéristiques de l'écosystème du Saint-Laurent (complément d'information *Caractéristiques retenues pour déterminer l'état du Saint-Laurent*) qui permettent d'évaluer la multiplicité et l'intensité des stress qu'il subit et des effets qu'il enregistre. Parmi celles-ci trois sont liées aux aspects physico-chimiques : la qualité des sédiments, la qualité de l'eau du fleuve et la qualité de l'eau des tributaires. Nous vous présenterons ici les principales justifications liées à la sélection de chacune de ces caractéristiques.

1.7.2.1 Qualité des sédiments

À l'échelle du fleuve, les sédiments jouent un rôle important dans l'écosystème en fournissant une niche aux organismes benthiques et à d'autres espèces dont un stade de croissance est relié aux sédiments. Les organismes benthiques, maillons d'une chaîne alimentaire, constituent une voie de transfert des contaminants entre les sédiments et les niveaux trophiques supérieurs.

Le transport des matières en supension contribue à la dispersion des contaminants. Les conditions hydrodynamiques et physiographiques, qui prévalent dans certaines zones, favorisent la sédimentation des matières en suspension fines auxquelles sont associés les contaminants.

Ainsi, les différents contaminants organiques et inorganiques, qui sont rejetés dans le Saint-Laurent notamment par les effluents urbains, industriels et agricoles et les nombreux tributaires du fleuve, se trouvent en concentrations appréciables dans la plupart des bassins de sédimentation du Saint-Laurent (lacs

Complément d'information

MÉTHODE D'INTÉGRATION DES INFORMATIONS ENVIRONNEMENTALES

La méthode d'analyse utilisée pour intégrer les connaissances de nature physico-chimique, biologique et socio-économique est l'approche systémique. Cette approche est une façon d'appréhender et d'organiser les connaissances, de manière à dégager les structures, les fonctions, les processus, l'évolution et l'organisation d'un système. Dans cette approche, les chercheurs ont fait un effort délibéré pour : 1) identifier toutes les caractéristiques importantes du système Saint-Laurent en vue de diagnostiquer son état; et 2) identifier le réseau d'influences existant entre elles. Pour ce faire, ils ont employé la méthode Delphi combinée à un outil d'analyse, les matrices d'influences, de façon à en arriver à mieux connaître le fonctionnement du système.

L'application de l'approche systémique à la connaissance du Saint-Laurent s'est faite en trois temps. Dans un premier temps, une équipe multidisciplinaire de scientifiques a collaboré à la rédaction des trois premières parties de ce document, qui font la synthèse des connaissances physico-chimiques, biologiques et socio-économiques sur le Saint-Laurent. Chaque partie a été revue par un scientifique (ou intégrateur) chargé de faire l'intégration et de tirer des conclusions.

Dans un deuxième temps, pour choisir les caractéristiques les plus importantes et définir le réseau d'influences existant entre elles, l'équipe des trois intégrateurs, responsables de chacune des parties, a adopté la méthode Delphi. Les résultats ont ensuite été validés auprès d'autres membres de la communauté scientifique. Non seulement le choix des caractéristiques les plus pertinentes constitue un défi, mais le nombre de caractéristiques retenues doit aussi être restreint, afin de pouvoir poser un diagnostic concret et réaliste. Dans cette démarche, les chercheurs ont appliqué quatre critères de sélection :

1. la caractéristique doit évoluer dans le temps et dans l'espace; elle ne doit pas être une constante;
2. la caractéristique doit être présente à l'échelle du Saint-Laurent;
3. la caractéristique doit influencer l'écosystème fluvial directement;
4. l'existence de données historiques favorisait mais n'excluait pas le choix d'une caractéristique par rapport à l'autre.

Une fois les caractéristiques retenues, une matrice des influences directes connues entre les caractéristiques a été complétée pour chaque secteur et pour l'ensemble du Saint-Laurent afin de mieux comprendre son fonctionnement. Le lecteur peut se référer à la partie 4 du présent ouvrage pour obtenir plus d'informations à ce sujet.

Complément d'information

CARACTÉRISTIQUES RETENUES POUR DÉTERMINER L'ÉTAT DU SAINT-LAURENT

ASPECT	CARACTÉRISTIQUE
Physico-chimique	Qualité des sédiments Qualité de l'eau du fleuve Qualité de l'eau des tributaires
Biologique	Biodiversité Milieux naturels et espèces protégés Condition des ressources
Socio-économique	Transport maritime Modifications du fond et de l'hydrodynamique Modifications des rives Rejets d'eaux urbaines usées Rejets d'eaux industrielles usées Pêche commerciale Chasse et pêche sportives Accessibilité aux rives et au fleuve

Saint-Louis et Saint-Pierre, zones portuaires). Même si les apports toxiques dans l'environnement n'ont cessé de diminuer depuis la fin des années 1970, les substances comme les pesticides organochlorés, les BPC, les HAP et les métaux lourds persistent dans les sédiments longtemps après la disparition des sources polluantes. Toutefois, les études les plus récentes montrent que la concentration de la plupart des contaminants dans les sédiments a diminué au cours des dernières décennies.

La situation est encourageante, certes, mais il n'en demeure pas moins qu'il faut poursuivre ces recherches, continuer d'accumuler des données sur l'évolution spatio-temporelle de la contamination sédimentaire pour mieux définir les relations entre les zones contaminées et les sources polluantes et mieux comprendre les processus d'accumulation et d'élimination des substances toxiques, afin de prendre des décisions plus éclairées dans la gestion des sédiments contaminés.

1.7.2.2 Qualité de l'eau du fleuve

L'eau est un gage de survie pour tous les organismes vivants : flore, faune et être humain. Sa qualité affecte directement toutes les composantes de l'écosystème, peu importe leur place ou leur rôle.

La qualité de l'eau du fleuve, en faisant référence à l'eau non traitée, peut être définie selon des indices établis pour la vie aquatique, la consommation humaine directe et les activités récréatives de contact. Elle varie grandement selon les lieux et les saisons et évolue constamment selon les ajustements apportés aux critères de qualité avec l'évolution des connaissances.

Une rémission est amorcée depuis quelques années, et le nombre de stations de traitement d'eaux urbaines usées ne cesse de croître. Plusieurs des industries les plus polluantes ont entrepris d'éliminer leurs rejets toxiques ou, dans certains cas, ont cessé toute activité, ce qui se répercute sur la qualité des eaux du fleuve, qualité que l'on devra suivre avec le plus de régularité possible au cours des prochaines années afin d'identifier les signes d'amélioration, de dégradation ou de maintien.

1.7.2.3 Qualité de l'eau des tributaires

Les tributaires qui ont un débit suffisamment élevé constituent des masses d'eau du Saint-Laurent dans sa partie amont et ont été considérés dans l'évaluation de la qualité des principales masses d'eau du Saint-Laurent pour divers usages. Toutefois, les tributaires du Saint-Laurent, dans leur ensemble, contribuent à l'apport de substances toxiques au fleuve. L'amélioration de la qualité des eaux du fleuve ne peut donc se faire sans l'amélioration de la qualité des eaux de ses affluents. Il est donc nécessaire qu'un suivi des tributaires soit effectué à leur embouchure sur une base régulière, afin de constater l'évolution temporelle et spatiale de la qualité de leurs eaux en fonction de leurs effets sur les ressources biologiques et les usages du Saint-Laurent.

1.7.3 INFLUENCE DES CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES RETENUES

Toutes les caractéristiques retenues pour déterminer l'état du Saint-Laurent sont interdépendantes dans une large mesure. Chaque caractéristique peut être considérée tantôt comme agent perturbateur des autres caractéristiques du fleuve, tantôt comme agent perturbé par une ou plusieurs autres caractéristiques. La méthode Delphi, appliquée pour compléter les matrices d'influences, a permis d'identifier et de jauger l'importance des interactions entre les caractéristiques retenues. En ce qui a trait aux caractéristiques physico-chimiques, voici les principales conclusions qui ont émergé quant à leur niveau d'influence et selon l'échelle d'analyse considérée.

1.7.3.1 Caractéristiques influentes

Il ressort de l'analyse effectuée à la partie 4 du présent ouvrage que, parmi les caractéristiques physico-chimiques, la qualité de l'eau à l'embouchure des tributaires est celle qui exerce le plus d'influence sur les autres caractéristiques à

l'échelle du Saint-Laurent. Cette caractéristique influence directement la qualité de l'eau et des sédiments du Saint-Laurent de même que la condition des ressources biologiques et l'accessibilité aux rives et au fleuve. À cet égard, le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial sont les secteurs les plus intensément touchés. On note également qu'aucune influence sur les ressources biologiques n'est exercée par la qualité de l'eau des tributaires. Cette situation découle du fait que seules les influences directes sont considérées. Ainsi, la qualité de l'eau des tributaires influence la qualité de l'eau du Saint-Laurent qui, à son tour, cause un stress sur les ressources biologiques. Puisque le stress direct lié à la qualité de l'eau du Saint-Laurent est considéré, le stress indirect causé par la qualité de l'eau des tributaires n'est pas retenu.

Avec peu d'écart, la qualité de l'eau du fleuve arrive en second lieu. Elle affecte directement trois caractéristiques : la qualité des sédiments, la condition des ressources biologiques qui en dépendent et l'accessibilité aux rives et au fleuve.

En comparaison des caractéristiques biologiques et socio-économiques, les caractéristiques physico-chimiques occasionnent plus de stress que les premières et moins que les dernières.

1.7.3.2 Caractéristiques influencées

Parmi les caractéristiques physico-chimiques retenues pour diagnostiquer l'état du fleuve, deux enregistrent des effets ou subissent des influences dans le milieu à l'échelle du Saint-Laurent. Par ordre décroissant d'importance, ce sont la qualité des sédiments et la qualité de l'eau du fleuve. On note que dans les deux cas, cinq caractéristiques les influencent. Dans le premier cas, il s'agit de la qualité de l'eau du fleuve, de celle des tributaires, des modifications du fond et de l'hydrodynamisme et des rejets d'eaux urbaines et industrielles usées. Dans le second cas, ce sont les mêmes caractéristiques qui ont une influence à un changement près : le transport maritime remplace la qualité de l'eau du fleuve. Au niveau spatial, on note également que pour la qualité des sédiments et celle de l'eau du fleuve, les influences sont plus marquées dans les deux tronçons amont. Pour sa part, la qualité de l'eau des tributaires n'est pas directement influencée par les autres caractéristiques du Saint-Laurent mais plutôt par leur bassin versant respectif. C'est ce qui explique que cette caractéristique ne subisse aucune influence.

Il est intéressant de noter que les caractéristiques «qualité de l'eau du fleuve» et «qualité des sédiments» se trouvent simultanément à influencer d'autres caractéristiques et à subir l'influence des autres. En ce sens, on les qualifie de caractéristiques «hybrides»; elles présentent donc un intérêt additionnel pour suivre l'état du Saint-Laurent.

Dans la partie 4 du présent ouvrage, l'ensemble des caractéristiques du Saint-Laurent et des influences qu'elles exercent les unes sur les autres sont présentées plus en détail. Quant au diagnostic sur l'état du Saint-Laurent établi à partir, entre autres, des caractéristiques physico-chimiques retenues, il est présenté dans le second volume du présent ouvrage intitulé *L'état du Saint-Laurent*.

RÉFÉRENCES

OUVRAGES CITÉS

ANDERSON, J. et H. BIBERHOFER. 1992. *Water, Effluent, and Suspended Sediment Quality in the St. Lawrence River at Cornwall/Massena, 1988*. St. Lawrence River Remedial Action Plan Data Report.

ASSEAU. 1992a. *Bilan des apports toxiques et inventaire des usages du fleuve Saint-Laurent. Volume 1. Secteur Cornwall à Beauharnois. ZIP 1, 2, 3 et 4*. Préparé en collaboration avec l'INRS-Eau pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Rapport d'étude.

ASSEAU. 1992b. *Bilan des apports toxiques et inventaire des usages du fleuve Saint-Laurent. Volume 2. Secteur Beauharnois-Lanoraie. ZIP 5, 6, 7, 8, 9 et 10.* Préparé en collaboration avec l'INRS-Eau pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Rapport d'étude.

ASSEAU. 1992c. *Bilan des apports toxiques et inventaire des usages du fleuve Saint-Laurent. Volume 3. Secteur lac Saint-Pierre. ZIP 11*. Préparé en collaboration avec l'INRS-Eau pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Rapport d'étude.

ASSEAU. 1992d. *Bilan des apports toxiques et inventaire des usages du fleuve Saint-Laurent. Volume 4. Secteur Trois-Rivières à Québec. ZIP 12, 13 et 14*. Préparé en collaboration avec l'INRS-Eau pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Rapport d'étude.

BARBEAU, C. 1989a. *Fleuve Saint-Laurent : Évaluation du transport des substances toxiques dans l'eau et les solides en suspension*. Hydrotech inc. pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Tome 1, Texte et figures.

BARBEAU, C. 1989b. *Fleuve Saint-Laurent : Évaluation du transport des substances toxiques dans l'eau et les solides en suspension.* Hydrotech inc. pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Tome 2, Données.

BARBEAU, C., R. BOUGIE et J.-E. CÔTÉ. 1981. «Temporal and spatial variations of mercury, lead, zinc and copper in sediments of the Saguenay fjord», *Canadian Journal of Earth Sciences*, *18* : 1065-1074.

BASCOM, W. 1980. *Waves and Beaches, the Dynamics of the Ocean Surface.* Anchor Press, Garden City, New York.

BASTIEN, C. 1992. Communication personnelle. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

BLACK, W.A. 1972. «Sea-ice as an environment factor, coastal zone». *Seminar Proceedings*. Pêches et Océans, Institut océanographique de Bedford, Dartmouth, Nouvelle-Écosse, vol. 1, pp. 3-18.

BROCHU, M. 1961. *Déplacement de blocs et d'autres sédiments par la glace sur les estrans du Saint-Laurent en amont de Québec*. Ministère des Mines et des Relevés techniques, Ottawa. Étude géographique, n° 30.

BROCHU, M. 1960. *Dynamique et caractéristiques des glaces de dérive de l'estuaire et de la partie nord-est du golfe Saint-Laurent, hiver 1957-1958*. Ministère des Mines et des Relevés techniques, Ottawa. Étude géographique, n° 24.

BRODEUR, D. 1987a. «Le rôle des processus périglaciaires dans l'érosion des rives du haut-estuaire du Saint-Laurent», dans D.L. FORBES (édit.), *Comptes rendus – Conférence canadienne sur le littoral*, Université Memorial, Saint-Jean, Terre-Neuve, 13-16 août 1985, pp. 411-427.

BRODEUR, D. 1987b. «L'influence de la glaciellisation et des processus cryergiques sur le modelé des plates-formes littorales du haut-estuaire du Saint-Laurent», dans R. RAYNAL (édit.), *Bulletin de régionalisation du périglaciaire*. Comptes rendus de la réunion de la Commission pour l'étude des phénomènes périglaciaires, Fontainebleau, France, 11-12 janvier 1986, pp. 5-17.

BROWN, A.H. 1959. «New St. Lawrence seaway opens the Great Lakes to the world», *The National Geographic Magazine*, *115*(3) : 299-339.

BRUNEL, P. 1970. «Les grandes divisions du Saint-Laurent; 3e commentaire». *La revue de géographie de Montréal, 24*(3) : 291-294.

BUGDEN, G.L. 1981. «Salt and heat budgets for the Gulf of St. Lawrence», *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 38* : 1153-1167.

BUGDEN, G.L, B.T. HARGRAVE, M.M. SINCLAIR, C.L. TANG, J.-C. THERRIAULT et P.A. YEATS. 1982. *Freshwater runoff effects in the marine environment: the Gulf of St. Lawrence example*. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 1078.

BUREAU, J. et H. SLOTERDIJK. 1992. *Bioaccumulation de certains contaminants chez les poissons juvéniles, région de Cornwall–Saint-Régis–lac Saint-François et ses principaux effluents*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

BUREAU DE LA STATISTIQUE DU QUÉBEC. 1972. «Le milieu physique», *Annuaire du Québec*. Gouvernement du Québec.

CADRIN, G. 1990. «Entre l'eau douce et l'eau saline : redonner vie au fleuve. Portrait synthèse du fleuve Saint-Laurent dans la région de Québec». Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal.

CAMPBELL, W.J., R.O. RAMSEIER, R.J. WEAVER et W.F. WEEKS. 1977. *Skylab Floating Ice Experiment*. Pêches et Environnement Canada, Service des pêches et de la marine, Ottawa. Publication n° 34.

CARIGNAN, R. 1992. Données non publiées. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

CARIGNAN, R., S. LORRAIN et K.R. LUM. 1994. «A 50-year record of pollution by nutrients, trace metals and organic chemicals in the St. Lawrence River». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 51* : 1088-1100.

CARIGNAN, R., S. LORRAIN et K.R. LUM. 1993. «Sediment dynamics in the fluvial lakes of the St. Lawrence River: Accumulation rates, and residence time of mobile sediments». Soumis à *Geochimica et Cosmochimica Acta*.

CATALIOTTI-VALDINA, D. et B.F. LONG. 1984. «Évolution estuarienne d'une rivière régularisée en climat sub-boréal : la rivière aux Outardes (côte nord du golfe du Saint-Laurent, Québec)», *Canadian Journal of Earth Sciences*, *21*(1) : 25-34.

CCMRE – CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DES RESSOURCES ET DE L'ENVIRONNEMENT. 1992. *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada (mise à jour). Documentation pour les ateliers sur les objectifs et les recommandations pour la qualité des eaux*. Ottawa.

CCMRE – CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DES RESSOURCES ET DE L'ENVIRONNEMENT. 1987. *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Documentation pour les ateliers sur les objectifs et les recommandations pour la qualité des eaux*. Ottawa.

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, Direction des eaux intérieures, Montréal.

CHAN, C.H. 1980. *St. Lawrence River Water Quality Surveys, 1977*. Environnement Canada, Région de l'Ontario, Direction générale des eaux intérieures, Burlington, Ontario. Scientific Series No. 113.

CHAN, C.H. et L.H. PERKINS. 1983. «Lake Superior wet deposition, 1983». Présenté à l'International Association for Great Lakes Research, 1986.

CLUIS, D., G. BOURGAULT, C. LABERGE, C. GUIMONT et D. POTVIN. 1990. *Analyse statistique des données de qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent (1987-1988)*. INRS-Eau pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction des eaux intérieures, Montréal. Rapport scientifique, n° 289.

CODERRE, S. et B. LAMOUREUX. 1990. *Caractérisation des eaux usées. Petro-Canada*. Enviroservices inc. pour Petro-Canada, Environnement Canada et Ministère de l'Environnement du Québec. Dossier n° 790-8.

CODERRE, S., B. LAMOUREUX et S. LACOSTE. 1989. *Caractérisation des eaux usées. Les Produits Nacan ltée. Municipalité de Boucherville*. Enviroservices inc. pour Environnement Canada. Dossier n° 663-8.

COMBA, M.E., R.J. NORSTROM, C.R. MACDONALD et K.L.E. KAISER. 1993. «A Lake Ontario – Gulf of St. Lawrence dynamic mass budget for MIREX». *Environmental Science and Technology*, *27*(10) : 2198-2206.

COMBA, M.E., V.S. PALABRICA, J. WASSLEN, G.A. BENGERT et K.L.E. KAISER. 1989. *St. Lawrence River Trace Organic Contaminants Study, Part II, 1986*. Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington, Ontario. NWRI Report 89-51.

COMBA, M.E., V.S. PALABRICA, J. WASSLEN et K.L.E. KAISER. 1990. *St. Lawrence River Trace Organic Contaminants Study, Part III, 1987*. Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington, Ontario. NWRI Report 90-1.

COMITÉ D'ÉTUDE SUR LE FLEUVE SAINT-LAURENT. 1978. *Étude sur le fleuve Saint-Laurent*. Québec.

COSSA, D. 1990. «Chemical contaminants in the St. Lawrence Estuary and Saguenay Fjord», dans M.I. EL-SABH et N. SILVERBERG (édit.), *Oceanography of a Large-scale Estuarine System. The St. Lawrence. Coastal and Estuarine Studies*. Springer-Verlag, Berlin, *39* : 239-268.

COSTAN, G. et N. BERMINGHAM, 1993. *Barème d'effets écotoxiques potentiels (BEEP) : une mesure synthétique du danger associé aux effluents industriels*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

COUTURE, R. 1992. Communication personnelle. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction du réseau hydrique, Québec.

CSL – CENTRE SAINT-LAURENT. 1993a. Données non publiées. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction Écotoxicologie et écosystèmes, Montréal.

CSL – CENTRE SAINT-LAURENT. 1993b. *Le fleuve… en bref*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent», Capsules-éclair sur l'état du Saint-Laurent.

CSL – CENTRE SAINT-LAURENT. 1990. *Les toxiques dans le Saint-Laurent, une menace invisible, mais réelle*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent», Feuillet d'information sur l'état du Saint-Laurent.

CSL et MENVIQ – CENTRE SAINT-LAURENT et MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1992a. *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal.

CSL et MENVIQ – CENTRE SAINT-LAURENT et MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1992b. *Guide méthodologique de caractérisation des sédiments*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec et Ministère de l'Environnement du Québec.

CSL – CENTRE SAINT-LAURENT et UNIVERSITÉ LAVAL. 1993. *Des berges douces aux littoraux escarpés : les formes et la dynamique des rives du Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal (version préliminaire). Coll. «BILAN Saint-Laurent», Atlas environnemental du Saint-Laurent.

CSL – CENTRE SAINT-LAURENT et UNIVERSITÉ LAVAL. 1991a. *Les milieux humides : des habitats au contact de la terre et de l'eau*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent», Atlas environnemental du Saint-Laurent.

CSL – CENTRE SAINT-LAURENT et UNIVERSITÉ LAVAL. 1991b. *Un fleuve, des estuaires, un golfe : les grandes divisions hydrographiques du Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent», Atlas environnemental du Saint-Laurent.

CSSA CONSULTANTS et ENVIRONNEMENT ILLIMITÉ inc. 1988. *Centrale hydroélectrique Les Cèdres. Étude d'impact sur le choix de la variante – Milieu biophysique*. Préparé pour Hydro-Québec, Vice-présidence Environnement, Montréal (version préliminaire).

CUM – COMMUNAUTÉ URBAINE DE MONTRÉAL. 1988. *Sédiments, granulométrie, métaux et contaminants organiques*. Service de l'environnement, réseau de surveillance écologique.

D'ANGLEJAN, B.-F. 1990. «Recent sediments and sediment transport processes in the St. Lawrence Estuary», dans M.I. EL-SABH et N. SILVERBERG (édit.), *Oceanography of a Large-scale Estuarine System. The St. Lawrence. Coastal and Estuarine Studies*. Springer-Verlag, Berlin, *39* : 109-129.

D'ANGLEJAN, B.-F. et M. BRISEBOIS. 1978. «Recent sediments of the St. Lawrence Middle Estuary». *Journal of Sedimentary Petrology, 48*(3) : 951-964.

D'ANGLEJAN, B.-F. et R.G. INGRAM. 1982. *Investigation of Natural Sediment and Dredge Spoil Movement in the Vicinity of Gros-Cacouna Harbour (St. Lawrence Estuary)*. Environnement Canada.

D'ANGLEJAN, B.-F., R.G. INGRAM et J.-P. SAVARD. 1981. «Suspended sediment exchanges between the St. Lawrence Estuary and a coastal embayment». *Marine Geology, 40* : 85-100.

DAWSON, W.B. 1913. *The Currents in the Gulf of St. Lawrence*. Department of Naval Service, Ottawa.

DÉSILETS, L. et C. LANGLOIS. 1989. *Variabilité spatiale et saisonnière de la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

DÉSILETS, L., C. LANGLOIS, A. LAMARCHE et D. CLUIS. 1988. «Tendances temporelles de la qualité physico-chimique de l'eau du fleuve Saint-Laurent (tronçon Cornwall-Québec) au cours de la période 1955 à 1986». *Water Pollution Research Journal of Canada, 23*(4) : 542-555.

DIONNE, J.-C. 1989. «The role of ice and frost in tidal marsh development – A review with particular reference to Quebec, Canada». *Essener Geographisch Arbeiten, 18* : 171-210.

DIONNE, J.-C. 1988a. «Characteristic features of modern tidal flats in cold regions», dans P.L. DE BOER *et al*. (édit.), *Tide-influenced Sedimentary Environments and Faciès*, Dordrecht, Pays-Bas. pp. 301-332.

DIONNE, J.-C. 1988b. «Ploughing boulders along shorelines with particular reference to the St. Lawrence Estuary». *Geomorphology, 1*(4) : 297-308.

DIONNE, J.-C. 1987. «La charge sédimentaire glacielle des rivages du haut-estuaire du Saint-Laurent», dans D.L. FORBES (édit.), *Comptes rendus – Conférence canadienne sur le littoral*, Université Memorial, Saint-Jean, Terre-Neuve, 13-16 août 1985, pp. 67-96.

DIONNE, J.-C. 1985a. «Formes, figures et faciès sédimentaires glaciels des estrans vaseux des régions froides». *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology, 51* : 415-451.

DIONNE, J.-C. 1985b. «Les formations glacielles des rivages du Saint-Laurent». *GEOS, 14*(2) : 23-25.

DIONNE, J.-C. 1984. «An estimate of ice-drifted sediments based on the mud content of the ice cover at Montmagny, middle St. Lawrence Estuary». *Marine Geology, 57* : 149-166.

DIONNE, J.-C. 1983. «Observations sur le glaciel de la région de Neuville». *Annales de l'Association canadienne française pour l'avancement des sciences* (ACFAS), *50* : 129.

DIONNE, J.-C. 1981a. «Données préliminaires sur la charge sédimentaire du couvert de glace dans la baie de Montmagny, Québec». *Géographie physique et Quaternaire, 35*(2) : 277-282.

DIONNE, J.-C. 1981b. «Observations sur le déplacement de méga-blocs par la glace sur les rivages du Saint-Laurent», dans J.-C. DIONNE (édit.), *Comptes rendus – Atelier sur l'action des glaces sur les rivages*, Rimouski, 5-6 mai 1981. Conseil national de recherches du Canada, Comité associé de recherche sur l'érosion et la sédimentation littorales.

DIONNE, J.-C. 1971. «Érosion glacielle de la slikke, estuaire du Saint-Laurent». *Revue de Géomorphologie dynamique*, *20*(1) : 5-21.

DIONNE, J.-C. et D. BRODEUR. 1988a. «Érosion des plates-formes rocheuses littorales par affouillement glaciel». *Zeitschrift für Geomorphologie*, *32*(1) : 101-115.

DIONNE, J.-C. et D. BRODEUR. 1988b. «Frost weathering and ice action in shore platform development with particular reference to Québec, Canada». *Zeitschrift für Geomorphologie*, *Supplementband 71* : 117-130.

DIRECTION DE LA PROTECTION. 1993a. *La contamination des sédiments de la zone portuaire de Montréal – État de la situation et solutions envisagées.* Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal.

DIRECTION DE LA PROTECTION. 1993b. *La contamination des sédiments de la zone portuaire de Québec – État de la situation et solutions envisagées*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal.

DIRECTION DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT. 1993. Résultats analytiques de 1990, 1991 et 1992. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal.

DIRECTION DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT. 1992. Données non publiées du Programme de salubrité des eaux coquillières. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal.

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES. 1990. *De l'eau ici, là-bas, partout de l'eau*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Ottawa. Fiche d'information 2 – L'eau.

DOLSKE, D.A. et H. SILVERING. 1979. «Trace element loading of southern Lake Michigan by dry deposition of atmospheric aerosol». *Water, Air and Soil Pollution*, pp. 485-502.

DRAPEAU, G. 1992. «Dynamique des sédiments littoraux de l'estuaire du Saint-Laurent, Québec», *Géographie physique et Quaternaire*, *46* : 233-242.

DRAPEAU, G. 1990. «Nearshore sediment dynamics in the St. Lawrence Estuary», dans M.I. EL-SABH et N. SILVERBERG (édit.), *Oceanography of a Large-scale Estuarine System. The St. Lawrence. Coastal and Estuarine Studies*. Springer-Verlag, Berlin, *39* : 130-154.

DRAPEAU, G. et G. FORTIN. 1978. «Tidal sedimentation in Gros-Cacouna harbour», *Proceedings, 16th International Conference on Coastal Engineering*. American Society of Civil Engineers, pp. 1986-2000.

DRYADE (Le Groupe). 1981. *Analyse des pertes de végétation riveraine le long du Saint-Laurent de Cornwall à Matane (1945-1976)*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec. Rapport n° 3683.

DUNBAR, M.J., D.C. MACLELLAN, A. FILION et D. MOORE. 1980. *The Biogeographic Structure of the Gulf of St. Lawrence*. Université McGill, Marine Sciences Centre, Montréal. Manuscript No. 32.

EISENREICH, S.J. et R.A. HITES. 1987. «In-sources and fates of aquatic pollutants». *Advances in Chemistry, 216*. American Chemical Society. Washington DC.

EL-SABH, M.I. 1979. «The lower St. Lawrence Estuary as a physical oceanographic system». *Naturaliste canadien, 106*(1) : 55-73.

EL-SABH, M.I. 1976. «Surface circulation pattern in the Gulf of St. Lawrence». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 33* : 124-138.

EL-SABH, M.I. et T.S. MURTY. 1990. «Mathematical modelling of tides in the St. Lawrence Estuary», dans M.I. EL-SABH et N. SILVERBERG (édit.), *Oceanography of a Large-scale Estuarine System. The St. Lawrence, Coastal and Estuarine Studies*. Springer-Verlag, Berlin, *39* : 10-50.

EMR – ÉNERGIE, MINES ET RESSOURCES. 1975. Cartes topographiques NL-18, NL-19, NM-19 et NM-20 à l'échelle de 1 : 1 000 000. Direction des levés et de la cartographie, Ottawa.

ENTRACO inc. (Groupe Conseil). 1990. *Évaluation de l'apport au fleuve Saint-Laurent des substances toxiques en provenance des tributaires québécois (Recherche complémentaire)*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

ENVIROLAB. 1989. *Caractérisation des eaux de procédé. Kruger inc., Division de Papier journal, Trois-Rivières*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.

ENVIRONNEMENT ILLIMITÉ inc. 1990. *Caractérisation du port de Montréal. Rapport final*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.

ENVIRONNEMENT ILLIMITÉ inc. et LAVALIN ENVIRONNEMENT. 1992. *Secteurs aquatiques contaminés du port de Montréal : volumes des sédiments contaminés – Phase 2. Volume 1. Rapport-synthèse*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.

ENVIRONNEMENT ILLIMITÉ inc. et LAVALIN ENVIRONNEMENT. 1991. *Secteurs aquatiques contaminés du port de Montréal : plans d'intervention – Phase 1. Rapport final – Volume 1*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.

FARMER, D., O.M. JOHANNESSEN, J.E. KEYS, E.R. POUNDER et H. SERON. 1970. «Observations of ice drift from a manned drifting station in the Gulf of St. Lawrence». *Journal of Geophysical Research, 75* : 863-867.

FARQUHARSON, W.I. 1970. *Tides, Tidal Streams and Currents in the Gulf of St. Lawrence, 2nd Edition: Part 1, Tides and Tidal Streams*. Pêches et Océans, Institut océanographique de Bedford, Dartmouth, Nouvelle-Écosse. Rapport n° 1970-5.

FERNANDEZ, A. et A. DUMOUCHEL. 1990. *Caractérisation chimique des effluents issus de l'usine des pâtes et papiers de la Compagnie Stone Consolidated, Division Wayagamack*. Technitrol-Éco inc., Pointe-Claire.

FORRESTER, W.D. 1983. *Manuel canadien des marées*. Pêches et Océans, Service hydrographique du Canada, Direction de l'information et des publications scientifiques, Ottawa.

FORRESTER, W.D. et P.E. VANDALL Jr. 1968. *Ice volumes in the Gulf of St. Lawrence*. Pêches et Océans, Institut océanographique de Bedford, Dartmouth, Nouvelle-Écosse. Rapport n° 68-7.

FÖRSTNER, U. et G.T.W. WITTMAN. 1983. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer-Verlag, Berlin.

FORTIN, G. et G. DRAPEAU. 1979. «Envasement du port de Gros-Cacouna situé sur l'estuaire du Saint-Laurent». *Naturaliste canadien, 106*(1) : 175-188.

FORWARD, C.N. 1954. «Ice distribution in the Gulf of St. Lawrence during break-up season». *Geography Bulletin, 6* : 45-84.

FRENETTE, M. et R. FRENETTE. 1992. *Modélisation des bilans sédimentaires du Saint-Laurent tronçon aval : Montréal-Montmagny (modèle BI-LAVSED)*. Société canadienne de Génie civil, Québec.

FRENETTE, M. et J.-L. VERRETTE. 1976. «Environnement physique et dynamique du fleuve Saint-Laurent». *L'Ingénieur, 312* : 13-24.

FRENETTE, M., C. BARBEAU et J.-L. VERRETTE. 1989. *Aspects quantitatifs, dynamiques et qualitatifs des sédiments du Saint-Laurent*. Hydrotech inc. Experts-conseils pour Environnement Canada et Gouvernement du Québec, Projet de mise en valeur du Saint-Laurent.

G.D.G. ENVIRONNEMENT ltée. 1990. *Caractérisation de la qualité des sédiments du port de Trois-Rivières. Rapport final*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.

GEARING, J.N. et R. POCKLINGTON. 1990. «Organic geochemical studies in the St. Lawrence Estuary», dans M.I. EL-SABH et N. SILVERBERG (édit.), *Oceanography of a Large-scale Estuarine System. The St. Lawrence, Coastal and Estuarine Studies*. Springer-Verlag, Berlin, *39* : 170-201.

GERMAIN, A. et C. LANGLOIS. 1988. «Contamination des eaux et des sédiments en suspension du fleuve Saint-Laurent par les pesticides organochlorés, les biphényles polychlorés et d'autres contaminants organiques prioritaires». *Water Pollution Research Journal of Canada, 23*(4) : 602-614.

GHANIMÉ, L., J.-L. DESGRANGES, S. LORANGER *et al.* 1990. *Les régions biogéographiques du Saint-Laurent*. Lavalin Environnement inc. pour Environnement Canada et Pêches et Océans, Région du Québec. Rapport final.

GILBERT, L. et L. BARIBEAU. 1990. *Caractérisation de la qualité des sédiments du port de Trois-Rivières*. G.D.G. Environnement ltée, Cap-de-la-Madeleine.

GOBEIL, C. 1991. *Inventaire de la contamination des sédiments du chenal Laurentien : Données sur les métaux et les éléments nutritifs*. Pêches et Océans, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli. Rapport statistique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 854.

GOBEIL, C. et D. COSSA. 1984. *Profils des teneurs en mercure dans les sédiments et les eaux interstitielles du fjord du Saguenay (Québec) : données acquises au cours de la période 1978-1983*. Pêches et Océans, Centre Champlain des Sciences de la Mer. Rapport technique canadien sur l'hydrographie et les sciences océaniques, n° 53.

GOBEIL, C. et N. SILVERBERG. 1989. «Early diagenesis of lead in Laurentian trough sediments». *Geochimica et Cosmochimica Acta, 53* : 1889-1895.

GODIN, G. 1979. «La marée dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent», *Naturaliste canadien, 106*(1) : 105-121.

GOUVERNEMENT DU CANADA. 1991. *Les produits chimiques toxiques dans les Grands Lacs et leurs effets connexes. Résumé*. Environnement Canada, Pêches et Océans et Santé et Bien-être social Canada, Ottawa.

GREISMAN, P. et R.G. INGRAM. 1977. «Nutrient distribution in the St. Lawrence Estuary». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 34* : 2117-2123.

GRIMARD, Y. 1991. Communication personnelle. Ministère de l'Environnement du Québec. Direction de la qualité des cours d'eau.

GUILCHER, A. 1981. «Cryoplanation littorale et cordons glaciels de basse mer dans la région de Rimouski, côte sud de l'estuaire du Saint-Laurent, Québec». *Géographie physique et Quaternaire, 35*(2) : 155-169.

HARDY, B., J. BUREAU, L. CHAMPOUX et H. SLOTERDIJK. 1991. *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, Montréal.

HARDY, B., J. BUREAU, L. CHAMPOUX et H. SLOTERDIJK. 1990. *Caractérisation des sédiments de fond du lac Saint-Pierre, fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

HART, B.S. et B.F. LONG. 1990. «Recent evolution of the Outardes Estuary, Québec, Canada : Consequences of dam construction on the river». *Sedimentology, 37* : 495-507.

HEEZEN, B.C. et C. HOLLISTER. 1964. «Deep-sea current evidence from abyssal sediments». *Marine Geology, 1* : 141-174.

HJULSTRÖM, F. 1939. «Transportation of detritus by moving water», dans P. D. TRASK (édit.), *Recent Marine Sediments. A Symposium*. The Society of Economic Paleontologists and Mineralogists, Special Publication No. 4, Tulsa, Oklahoma, pp. 5-31.

HOLDRINET, M.V.H., R. FRANK, R.L. THOMAS et L.J. HETLING. 1978. «Mirex in the sediment of Lake Ontario», *Journal of Great Lakes Research, 4*(1) : 69-74.

HOLEMAN, J.N. 1968. «The sediment yield of major rivers of the world», *Water Resources Research, 4*(4) : 737-747.

HOROWITZ, A.J. 1991. *A Primer on Sediment-Trace Element Chemistry*. 2nd Edition. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.

HUERTA-DIAZ, M.A., R. CARIGNAN et A. TESSIER. 1993. *Géochimie d'éléments traces dans les sédiments des lacs Saint-Louis et Saint-François, fleuve Saint-Laurent*. INRS-Eau pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

HYDRO-QUÉBEC. 1983. *Projet Archipel – Modélisation numérique du mélange des eaux dans le lac Saint-Louis*. Service hydraulique.

INGRAM, R.G. 1985. «Frontal characteristics at the head of the Laurentian Channel», *Naturaliste canadien, 112* : 32-38.

INGRAM, R.G. 1976. «Characteristics of a tide-induced estuarine front». *Journal of Geophysical Research, 81* : 1951-1959.

INGRAM, R.G. 1975. «Influence of tidally-induced vertical mixing on primary productivity in the St. Lawrence Estuary». *Mémoire de la Société royale des Sciences, Liège, Belgique*, 7 : 59-74.

INGRAM, R.G. et M.I. EL-SABH. 1990. «Fronts and mesoscale features in the St. Lawrence Estuary», dans M.I. EL-SABH et N. SILVERBERG (édit.), *Oceanography of a Large-scale Estuarine System. The St. Lawrence. Coastal and Estuarine Studies*. Springer-Verlag, Berlin, *39* : 71-93.

INGRAM, R.G., O.M. JOHANNESSEN et R.E. POUNDER. 1969. «Pilot study on ice drift in the Gulf of St. Lawrence». *Journal of Geophysical Research, 74* : 5453-5459.

JAAGUMAJI, R. 1992. *Development of the Ontario Provincial Sediment Quality Guidelines for Arsenic, Cadmium, Chromium, Copper, Iron, Lead, Manganese, Mercury, Nickel and Zinc*. Ontario Ministry of the Environment, Water Ressources Branch, Toronto.

KAISER, K.L.E., K.R. LUM, M.E. COMBA et V.S. PALABRICA. 1990. «Organic trace contaminants in St. Lawrence River water and suspended sediments, 1985-1987». *The Science of the Total Environment, 97/98* : 23-40.

KAUSS, P.B., Y.S. HAMDY et B.S. HAMMA. 1988. *St. Lawrence River Environmental Investigations. Vol. 1 – Background: Assessment of Water, Sediment and Biota in the Cornwall, Ontario and Massena, New York Section of the St. Lawrence River, 1979-1982*. Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch, Toronto.

KEIGHAN, E. 1977. *Caractérisation du niveau d'enrichissement et de la toxicité des eaux du bassin du fleuve Saint-Laurent*. Pêches et Environnement Canada pour le Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent. Rapport technique, n° 6.

KOUTITONSKY, V.G. et G.L. BUGDEN. 1991. «The physical oceanography of the Gulf of St. Lawrence: A review with emphasis on the synoptic variability of the motion», dans J.-C. THERRIAULT (édit.), *Comptes rendus – Le Golfe du Saint-Laurent : petit océan ou grand estuaire ?* Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli, 14-17 mars 1989. Pêches et Océans. Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques, n° 113, 57-90.

KRAUSKOPF, K.B. 1967. *Introduction to Geochemistry*. McGraw-Hill Inc., New York.

LAMARCHE, A. 1992. *Qualité de l'eau : consommation humaine directe. Évaluation de la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent. Tronçon Cornwall – île d'Orléans, entre 1978 et 1988*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent», Rapport thématique sur l'état du Saint-Laurent.

LANDRY, B. et M. MERCIER. 1983. *Notions de géologie*. 2e édition, Modulo Éditeur, Outremont.

LANGLOIS, C. et H. SLOTERDIJK. 1989. «Contamination du lac Saint-Pierre (fleuve Saint-Laurent) par certains polluants organiques et inorganiques», *Revue des sciences de l'eau, 2* : 659-679.

LAPEL (Groupe Conseil). 1989. *Conséquences du changement climatique sur le Saint-Laurent – Évaluation potentielle des impacts physiques, biologiques, chimiques et sociaux*. Préparé pour Environnement Canada, Région du Québec, Service de l'environnement atmosphérique, Ville Saint-Laurent.

LAVALIN ENVIRONNEMENT (1991) inc. 1992. *Secteurs aquatiques contaminés du port de Montréal : plans d'intervention – Phase 3. Rapport final*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.

LEBEL, J., E. PELLETIER, M. BERGERON, N. BELZILE et G. MARQUIS. 1983. «Le panache du Saguenay». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 40* : 52-60.

LEEDER, M.R. 1982. *Sedimentology, Process and Product*. George Allen & Unwin, London.

LEMIEUX, C., B. QUÉMERAIS et K.R. LUM. 1994. «Sources, distribution and transport of atrazine in the St. Lawrence River». Soumis à *Water, Air and Soil Pollution*.

LEMIEUX, C., T.T. PHAM et B. QUÉMERAIS. 1993. «Identification des sources de pollution le long du fleuve Saint-Laurent et leur importance relative». Communication (séance d'affichage) présentée au 61e Congrès de l'Association canadienne française pour l'avancement des sciences (ACFAS), 18-20 juin 1993, Rimouski.

LEMIEUX, C., B. QUÉMERAIS et K.R. LUM. 1992. «Tendances temporelles de l'atrazine et du diazinon dans le fleuve Saint-Laurent et certains de ses tributaires». 8e Congrès régional de l'Est, Association canadienne pour la recherche sur la pollution de l'eau et sa maîtrise, 26-27 octobre 1992, Québec.

LEPAGE, S. et M. LUCOTTE. 1986. *Transport de sédiments et relevés géophysiques aux îles de la Madeleine*. CSSA Consultants pour Hydro-Québec, région Matapédia, Rimouski.

LEPAGE, S. et J.-P. SAVARD. 1992. *Étude de la dynamique du littoral de la presqu'île de Penouille, parc national Forillon*. CSSA Consultants pour Environnement Canada, Service canadien des parcs, Québec. Version préliminaire.

LÉVEILLÉ, G. 1992. *Historique du classement des plages par région administrative et par municipalité, 1992*. Ministère de l'Environnement du Québec (éditions de 1987, 1988, 1989, 1990 et 1991 également consultées).

L'ITALIEN, S. et L. HEDLEY. 1992. *Organic Contaminants in the Great Lakes 1986-1990*. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa. Version préliminaire.

LONG, B.F. 1983. «Evolution of the Outardes Estuary after the hydraulic power regulation», dans B.J. HOLDEN (édit.), *Comptes rendus – Conférence canadienne sur le littoral*, Vancouver, Colombie-Britannique, 11-14 mai 1983, pp. 327-328.

LORING, D.H. 1979. «Geochemistry of cobalt, nickel, chromium, and vanadium in the sediments of the Estuary and open Gulf of St. Lawrence». *Canadian Journal of Earth Sciences, 16* : 1196-1209.

LORING, D.H. 1978a. «Geochemistry of zinc, copper and lead in the sediments of the Estuary and Gulf of St. Lawrence». *Canadian Journal of Earth Sciences, 15* : 757-772.

LORING, D.H. 1978b. «Industrial and natural inputs, levels, behavior, and dynamics of biologically toxic heavy metals in the Saguenay Fjord, Gulf of St. Lawrence, Canada», dans W.E KRUMBEIN (édit.), Comptes rendus – Third International Symposium on Environmental Biogeochemistry, Wolfenbüttel, Allemagne, 1977. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan. *Environmental Biochemistry Ecological Bulletin, 3* : 1025-1040.

LORING, D.H. 1975. «Mercury in the sediments of the Gulf of St. Lawrence». *Canadian Journal of Earth Sciences, 12*: 1219-1237.

LORING, D.H. et J.M. BEWERS 1978. «Geochemical mass balances for mercury in a Canadian fjord». *Chemical Geology, 22*: 309-330

LORING, D.H. et D.J.G. NOTA. 1973. *Morphology and Sediments of the Gulf of St. Lawrence*. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, No. 182.

LORING, D.H., R.T.T. RANTALA et J.N. SMITH. 1983. «Response time of Saguenay Fjord sediments to metal contamination», dans R. HALLBERG (édit.), *Environmental Biogeochemistry Ecological Bulletin, 35*: 59-72. Comptes rendus – Fifth International Symposium on Environmental Biogeochemistry, Stockholm, Suède, 1-5 juin, 1981. Ecological Bulletins Publishing House.

LORRAIN, S. et V. JARRY. 1993. *Répartition spatiale des métaux-traces, pesticides organochlorés, chlorobenzènes et hydrocarbures aromatiques polycyliques dans les sédiments du lac Saint-François–1989*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

LORRAIN, S. et M. PELLETIER. 1993. Données non publiées de contamination des sédiments par les métaux-traces et les contaminants organiques dans le lac Saint-Louis; secteur nord-ouest. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

LORRAIN, S., D.D. ADAMS, D. SAINT-LAURENT, K.R. LUM et C. BLAISE. 1994a. «Sediment pore water toxicants and gases in sediments of the St. Lawrence River near Montreal, Canada», 37th Conference of the International Association for Great Lakes Research, 5-9 juin 1994, University of Windsor, Ontario.

LORRAIN, S., R. CARIGNAN et K.R. LUM. 1994b. «Historical trends in trace metal pollution of sediments in the St. Lawrence River: A spatial and temporal perspective». En préparation.

LORRAIN, S., R. CARIGNAN et K.R. LUM. 1993a. «Métaux-traces dans les sédiments du Saint-Laurent», 20e Colloque annuel de toxicologie aquatique, 17-21 octobre 1993, Québec.

LORRAIN, S., V. JARRY et K. GUERTIN. 1993b. *Répartition spatiale et évolution temporelle des biphényles polychlorés et du mercure dans les sédiments du lac Saint-François – 1979-1989*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

LUCOTTE, M. et B.-F. D'ANGLEJAN. 1986. «Seasonal control of the St. Lawrence maximum turbidity zone by tidal-flat sedimentation», *Estuaries, 9*(2): 84-94.

LUM, K.R., K.L.E. KAISER et C. JASKOT. 1991. «Distribution and fluxes of metals in the St. Lawrence River from the outflow of Lake Ontario to Quebec City». *Aquatic Sciences, 53*(1): 1015-1621.

MALO, D. 1978. *Les sources de polluants. Rapport d'étude sur le tronçon aval de Montmagny*. Services de protection de l'environnement du Québec pour le Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent. Vol. 4, pp. 821-882.

MALO, D. et D. GOUIN. 1977. *Caractérisation des apports*. Services de protection de l'environnement du Québec pour le Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent. Rapport technique, n° 14.

MARKHAM, W.E. 1980. *Atlas des glaces de l'Est canadien*. Environnement Canada, Service de l'environnement atmosphérique, Ottawa.

MARKHAM, W.E. 1973. «Ice conditions during severe winters in the Gulf of St. Lawrence», dans M.I. EL-SABH (édit.), *Proceedings of Workshop of Physical Sciences in the Gulf and Estuary of St. Lawrence, 11-12 octobre 1973*, Université du Québec à Rimouski, pp. 56-72.

MASSICOTTE, B. 1993. Communication personnelle, Association des armateurs du Saint-Laurent.

MATHESON, K.M. 1967. *The Meteorological Effect on Ice in the Gulf of St. Lawrence*. Université McGill, Marine Sciences Centre, Montréal, Marine Sciences Report No. 3.

McNAUGHTON, W.J.W. 1964. «Beauharnois, la réalisation d'un rêve». *Canadian Geographical Journal*.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1993a. *Critères de la qualité de l'eau (mise à jour)*. Direction de la qualité des cours d'eau, Québec.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1993b. Données non publiées de la Banque de qualité du milieu aquatique (BQMA). Québec.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1992. Données non publiées. Direction du milieu hydrique.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1990a. *Critères de la qualité de l'eau*. Direction de la qualité des cours d'eau, Québec (rév. 1992).

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1990b. *Méthodologie de calcul de critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques*. Direction de l'expertise scientifique, Service d'évaluation des rejets toxiques, Québec.

MER – MINISTÈRE DE L'ÉNERGIE ET DES RESSOURCES DU QUÉBEC. 1987. *Le Québec en relief*. Service de la cartothèque, Québec. Carte à l'échelle de 1 : 2 000 000.

MERRIMAN, J.C. 1987. *Trace Organic Contaminants in Sediment of the International Section of the St. Lawrence River, 1981*. Environnement Canada, région de l'Ontario, Direction générale des eaux intérieures, Burlington, Ontario. Technical Bulletin No. 148.

MERTZ, G. et M.I. EL-SABH. 1989a. «An autumn instability event in the Gaspé current». *Journal of Physical Oceanography, 19* : 148-156.

MERTZ, G. et M.I. EL-SABH. 1989b. «Thermal variability of the Gaspé current» *Workshop/ Symposium, The Gulf of St. Lawrence: Small Ocean or Big Estuary?* Pêches et Océans, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli.

MERTZ, G., M.I. EL-SABH, D. PROULX et A.R. CONDAL. 1988. «Instability of a buoyancy-driven coastal jet: The Gaspé current and its St. Lawrence precursor», *Journal of Geophysical Research, 93* : 6885-6893.

MICHEL, B. 1976. «Les problèmes de glace du Saint-Laurent». *L'Ingénieur, 312* : 28-33.

MICHEL, B. et D. BÉRENGER. 1972. «L'hiver glaciologique le long du fleuve Saint-Laurent», dans Canadian National Committee for the International Hydrological Decade (édit.), *Comptes rendus – International Symposia on the Role of Snow and Ice in Hydrology*, Banff, Alberta, 6-20 septembre 1972. Organisation météorologique mondiale et Unesco, vol. 2, pp. 1251-1283.

MILLIMAN, J.D. et R. H. MEADE. 1993. «Worldwide delivery of river sediment to the oceans». *Journal of Geology, 91* : 1-21.

MINISTÈRE DU CONSEIL EXÉCUTIF. 1985. *Le Saint-Laurent, ressource nationale prioritaire. Rapport du Projet Saint-Laurent*. Secrétariat Général, Québec.

MINISTÈRE DU TOURISME DU QUÉBEC et ASSOCIATIONS TOURISTIQUES RÉGIONALES. 1991. Guides touristiques du Québec. Régions consultées: Montréal, Laval, Laurentides, Lanaudière, Montérégie, Cœur-du-Québec, Chaudière-Appalaches, Québec, Charlevoix, Saguenay–Lac-Saint-Jean, Bas-Saint-Laurent, Gaspésie, Manicouagan, Duplessis, Îles-de la-Madeleine.

MUIR, L.R. 1979. «Internal tides in the middle Estuary of the St. Lawrence», *Naturaliste canadien, 106*(1) : 27-36.

NRIAGU, J.O. et J.M. PACYNA. 1988. «Quantitative assessment of world wide contamination of air, water and soils by trace metals». *Nature, 333* : 134-139.

OLIVER, B.G. et K.D. NICOL. 1982. «Chlorobenzenes in sediments, water and selected fish from lakes Superior, Huron, Erie and Ontario». *Environmental Science and Technology, 16*(8) : 532-536.

OLIVIER, L. et J. BÉRUBÉ. 1993. *Qualité des sédiments et bilan des dragages sur le Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

OUELLET, Y. et J. CERCEAU. 1976. «Mélange des eaux douces et salées du Saint-Laurent : circulation et salinité». *Les cahiers de CENTREAU*, Université Laval, Québec. Vol. 1, n° 4.

OUELLET, Y. et J. LLAMAS. 1979. «Complément et analyse des hauteurs de vagues dans le golfe du Saint-Laurent». *Naturaliste canadien, 106*(1) : 123-139.

OUELLET, Y. et J.-B. SÉRODES. 1984. «Problèmes d'agitation et de sédimentation dans les ports de refuge», Assises annuelles de l'Association québécoise des techniques de l'eau (AQTE), pp. 113-141.

PARENT, M. et C. BOISVERT. 1979. *Programmes des plages. Région de Montréal 1969-1978*. Bessette, Crevier, Parent, Tanguay et associés, pour le Gouvernement du Québec, Services de Protection de l'environnement, Direction générale de la nature, Montréal.

PÊCHES ET OCÉANS. 1992a. *Table des marées et courants du Canada 1993. Volume 2, Golfe du Saint-Laurent*. Service hydrographique du Canada, Direction de l'information et des publications scientifiques, Ottawa.

PÊCHES ET OCÉANS. 1992b. *Tables des marées et courants du Canada 1993. Volume 3, Fleuve Saint-Laurent et rivière Saguenay*. Service hydrographique du Canada, Direction de l'information et des publications scientifiques, Ottawa.

PÊCHES ET OCÉANS. 1990. *Tables des marées et courants du Canada 1991. Volume 3, Fleuve Saint-Laurent et rivière Saguenay*. Service hydrographique du Canada, Direction de l'information et des publications scientifiques, Ottawa.

PELLETIER, E. et G. CANUEL. 1988. «Trace metals in surface sediment of the Saguenay Fjord, Canada». *Marine Pollution Bulletin, 19*(7) : 336-338.

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, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.

PELLETIER, M., R. VAILLANCOURT, S. HÉBERT, R. GREENDALE et Y. VIGNEAULT. 1990. *Habitats côtiers perturbés dans le réseau Saint-Laurent en aval de l'île d'Orléans*. Pêches et Océans. Rapport technique canadien des sciences halieutiques aquatiques, n° 1754.

PHAM, T.T., K.R. LUM et C. LEMIEUX. 1993a. «Sources of PAHs in the St. Lawrence River and their relative importance». *Chemosphere, 27*(7) : 1137-1149.

PHAM, T.T., K.R. LUM et C. LEMIEUX. 1993b. «The occurrence, distribution and sources of DDT in the St. Lawrence River, Québec (Canada)». *Chemosphere, 26*(9) : 1595-1606.

PIGEON, B. 1992. *Un indicateur de rejets toxiques : l'indice CHIMIOTOX. Principes méthodologiques appliqués aux 50 établissements industriels prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent*. BPC Environnement pour Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec, Équipe d'intervention Saint-Laurent, Montréal.

PILON, R. 1992. Communication personnelle. Raisin River Conservation Authority, Martintown, Ontario.

PLANAS, D., M. SYLVESTRE et C. VANIER. 1992. *Bioaccumulation and Biotransformation of PCBs by Periphyton. Preliminary Report on Bottom Sediment PCB Concentrations in Lake St. Francis and Plans for 1992-93*. Université du Québec à Montréal, GEOTOP et Institut National de Recherche – Santé, pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Version préliminaire.

PLOEG, J. et G.W.T. ASHE. 1971. *Wave Climate Study – Great Lakes and Gulf of St. Lawrence*. Conseil national de recherches du Canada, Division du Génie mécanique, Ottawa.

POISSON, A., J. LEBEL et C. BRUNET. 1980. «Influence of the local variations in the ionic ratios of seawater in the St. Lawrence's area». *Deep-Sea Research, 27* : 763-781.

POULTON, D.J., K.J. SIMPSON, D.R. BARTON et K.R. LUM. 1988. «Trace metals and benthic invertebrates in sediments of nearshore Lake Ontario at Hamilton harbour», *Journal of Great Lakes Research, 14*(1) : 52-65.

POUNDER, R.E., O.M. JOHANNESSEN et B.D. WRIGHT. 1973. «Ice movement in the Gulf of St. Lawrence», dans M.I. EL-SABH (édit.), *Proceedings of Workshop of Physical Sciences in the Gulf and Estuary of St. Lawrence, October 11-12, 1973*, Université du Québec à Rimouski, pp. 73-105.

PROCÉAN inc. 1992a. *Plan d'intervention des secteurs aquatiques contaminés du Port de Québec. Secteur PIQ1, Phase 2. Estuaire de la rivière Saint-Charles – Caractérisation détaillée*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.

PROCÉAN inc. 1992b. *Plan d'intervention des secteurs aquatiques contaminés du Port de Québec. Secteur PIQ2, Phase 2. Bassin Louise – Caractérisation détaillée*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.

PROCÉAN inc. 1991a. *Plan d'intervention des secteurs aquatiques contaminés du Port de Québec. Secteur PIQ1, Phase 1. Estuaire de la rivière Saint-Charles*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.

PROCÉAN inc. 1991b. *Plan d'intervention des secteurs aquatiques contaminés du Port de Québec. Secteur PIQ2, Phase 1. Bassin Louise intérieur et extérieur.* Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.

PROCÉAN inc. 1990. *Caractérisation de la qualité des sédiments du Port de Québec. Rapport final*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.

PROULX, S. 1993. *Évaluation des sources d'apports toxiques en provenance des tributaires du fleuve Saint-Laurent. Priorisation des tributaires*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

PROULX, S., C. LEMIEUX et B. QUÉMERAIS. 1993. *Évaluation des sources d'apports toxiques au fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Rapport de données.

QUÉMERAIS, B. 1993. Communication personnelle. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Direction Écotoxicologie et écosystème, Montréal.

QUÉMERAIS, B., C. LEMIEUX et K.R. LUM. 1994a. «Concentrations and sources of PCBs and organochlorine pesticides in the St. Lawrence River (Canada) and its tributaries», *Chemosphere*, *29*(3) : 591-610.

QUÉMERAIS, B., C. LEMIEUX et K.R. LUM. 1994b. «Concentrations and transport of nine trace metals in the St. Lawrence River». Soumis à *Aquatic Sciences*.

QUÉMERAIS, B., C. LEMIEUX et K.R. LUM. 1994c. «Distribution and fate of chlorophenols in the St. Lawrence River basin, Canada». *Chemosphere*, *28*(11) : 1943-1960.

QUÉMERAIS, B., C. LEMIEUX et K.R. LUM. 1994d. «Temporal variation of PCB concentrations in the St. Lawrence River (Canada) and four of its tributaries». *Chemosphere*, *28*(5) : 947-959.

QUON, C., F.K. KEYTE et A. PEARSON. 1965. *Comparison of Five Years Hindcast Wave Statistics in the Gulf of St. Lawrence and Lake Superior*. BIO Report 63-2, Halifax, Nouvelle-Écosse.

REID, S.J. 1977. *Circulation and Mixing in the St. Lawrence Estuary near Ilet Rouge*. Institut océanographique de Bedford, Dartmouth, Nouvelle-Écosse. Rapport BI-R 77-1.

RONDEAU, B. 1993. *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent (1985-1990). Tronçon Cornwall-Québec*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

SBSC – SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL CANADA. 1993. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*. Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail, 5e édition.

SCHAFER, C.T., J.N. SMITH et R. CÔTÉ. 1990. «The Saguenay Fjord: A major tributary to the St. Lawrence Estuary», dans M.I. EL-SABH et N. SILVERBERG (édit.), *Oceanography of a Large-scale Estuarine System. The St. Lawrence. Coastal and Estuarine Studies*, Springer-Verlag, Berlin, *39* : 378-420.

SÉRODES, J.-B. 1978. *Qualité des sédiments de fond du fleuve Saint-Laurent entre Cornwall et Montmagny*. Pêches et Environnement Canada, Direction régionale des eaux intérieures pour le Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent. Rapport technique n° 15.

SÉRODES, J.-B. et L. TALBOT. 1978. *Projet de restauration du sud du lac Saint-Louis contaminé par le mercure*. Pêches et Environnement Canada, Direction régionale des eaux intérieures, Québec.

SHEPARD, F. P. 1954. «Nomenclature based on sand-silt-clay ratios.» *Journal of Sedimentary Petrology*. *24*(3) : 151-158.

SILVERBERG, N., H.V. HGUYEN, G. DELIBRIAS, M. KOIDE, B. SUNDBY, Y. YOKOYAMA et R. CHESSELET. 1986. «Radionuclide profiles, sedimentation rates, and bioturbation in modern sediments of the Laurentian trough, Gulf of St. Lawrence». *Oceanologica Acta*, *9*(3) : 285-290.

SLOTERDIJK, H. 1985. «Toxic substances in Lake St. Francis sediments». *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, 1368* : 249-264.

SMITH, J.N. et D.H. LORING. 1981. «Geochronology for mercury pollution in the sediments of the Saguenay Fjord, Quebec». *Environmental Science and Technology*, *15*(8) : 944-951.

SNC inc. 1985. *Liaison sous-marine CCHT, îles de la Madeleine–Micmac*. Montréal. Rapport d'avant-projet définitif, vol. 2.

SOUCY, A., J.-B. SÉRODES, C. BARBEAU, R. LEDOUX et M.P. CESCAS. 1975. *Étude de la qualité des sédiments et suspensions entre Québec et Trois-Pistoles. Tome 1*. Université Laval, Centre de recherches sur l'eau (CENTREAU) pour Environnement Canada, Services de protection de l'environnement du Québec et ministère des Richesses naturelles du Québec.

SYLVESTRE, A. L. CHAMPOUX et D. LECLAIR. 1992. *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du lac Saint-Pierre*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

SYLVESTRE, A., K.W. KUNTZ et N.D. WARRY. 1987. *Qualité de l'eau à son entrée dans le fleuve Saint-Laurent, de 1977 à 1983*. Environnement Canada, région de l'Ontario, Direction générale des eaux intérieures et des terres et Direction de la qualité des eaux, Burlington. Rapport technique, n° 142.

TANG, C.L. 1980. «Observation of wave-like motion of the Gaspé current». *Journal of Physical Oceanography*, *13* : 468-1481.

TANG, C.L. et A.S. BENNET. 1981. *Physical Oceanographic Observations in the Northwestern Gulf of St. Lawrence*. Pêches et Océans, Institut océanographique de Bedford, Dartmouth, Nouvelle-Écosse. Data series BI-D-81-6.

TEE, K.-T. 1990. «Meteorologically and buoyancy induced subtidal salinity and velocity variations in the St. Lawrence Estuary», dans M.I. EL-SABH et N. SILVERBERG (édit.), *Oceanography of a Large-scale Estuarine System. The St. Lawrence. Coastal and Estuarine Studies*, Springer-Verlag, Berlin, *39* : 51-70.

THERRIAULT, J.-C. et G. LACROIX. 1976. «Nutrients, chlorophyll and internal tides in the St. Lawrence Estuary». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 33* : 747-2757.

TRITES, R.W. 1972. «The Gulf of St. Lawrence from a pollution point of view», dans Fishing News (édit.), *La pollution des mers et les ressources biologiques*. Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture, Londres, pp. 59-72.

TROUDE, J.-P. et Y. OUELLET. 1987. «Phénomènes contribuant à l'envasement du port de Rivière-du-Loup», dans D.L. FORBES (édit.), *Comptes rendus – Conférence canadienne sur le littoral*, Université Memorial, Saint-Jean, Terre-Neuve, 13-16 août 1985, pp. 297-311.

TROUDE, J.-P. et J.-B. SÉRODES. 1988. «Le rôle des glaces dans le régime morpho-sédimentologique d'un estran de l'estuaire moyen du Saint-Laurent». *Canadian Journal of Civil Engineering, 15* : 348-354.

VERRETTE, J.-L. 1990. *Délimitation des principales masses d'eau du Saint-Laurent (Beauharnois à Québec)*. Les Consultants Hydriques pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

VERRETTE, J.-L. et F. AUBERT. 1977. *Diffusion des affluents dans le fleuve Saint-Laurent*. Centre de recherches sur l'eau (CENTREAU), Université Laval, Québec.

VIGEANT, G. 1987. *Température mensuelle de l'eau en surface dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent*. Environnement Canada, Région du Québec, Service de l'environnement atmosphérique, Ville Saint-Laurent.

VIGEANT, G. 1984. *Cartes climatologiques du Saint-Laurent (fleuve et golfe)*. Environnement Canada, Région du Québec, Service de l'environnement atmosphérique, Ville Saint-Laurent.

WATLING, L. 1991. «The sedimentary milieu and its consequences for resident organisms», *American Zoologist, 31* : 789-796.

WATTS, A.B. 1972. «Geophysical investigations east of the Magdalen Islands, southern Gulf of St. Lawrence». *Canadian Journal of Earth Sciences, 9* : 1504-1528.

WEGENER, L. 1992. Communication personnelle. U.S. Geological Survey, Water Resources Division.

WEILER, J.D.M. et J.R. KEELEY. 1980. *Monthly Sea Surface Temperature for the Gulf of St. Lawrence*. Pêches et Océans, Marine Environmental Data Service, Ottawa, Technical Report No. 7.

WIEGEL, R.L. 1964. *Oceanographical Engineering*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.

YEATS, P.A. 1990. «Reactivity and transport of nutrients and metals in the St. Lawrence Estuary». dans M.I. EL-SABH et N. SILVERBERG (édit.), *Oceanography of a Large-scale Estuarine System. The St. Lawrence. Coastal and Estuarine Studies*. Springer-Verlag, Berlin, *39* : 155-169.

YEATS, P.A. 1988. «Distribution and transport of suspended particulate matter». *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences, 200* : 15-28.

AUTRES OUVRAGES CONSULTÉS

BELZILE, N. et J. LEBEL. 1986. «Capture of arsenic by pyrite in near-shore marine sediments». *Chemical Geology*, *54*: 279-281.

BRODEUR, D. et M. ALLARD. 1983. «Les plates-formes littorales de l'île aux Coudres, moyen estuaire du Saint-Laurent, Québec». *Géographie physique et Quaternaire*, *37*(1): 179-195.

BRODEUR, D. et J.-C. DIONNE. 1985. *Les plates-formes littorales du Saint-Laurent : un type particulier de strandflat*. Association canadienne des géographes, réunion annuelle, résumés et programme, Trois-Rivières, p. 31.

D'ANGLEJAN, B.-F. et M. BRISEBOIS. 1978. «Recent sediments in the St. Lawrence middle Estuary». *Journal of Sedimentary Petrology*, *48*(3): 951-964.

ENVIROLAB. 1989. *Caractérisation des effluents industriels. Société canadienne de métaux Reynolds ltée., Baie-Comeau*. Groupe Conseil Roche ltée, pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.

ENVIRONNEMENT ILLIMITÉ inc. 1987. *Révision du mode d'exploitation des ouvrages compensateurs du fleuve Saint-Laurent de Coteau à Pointe-des-Cascades*. Préparé pour Hydro-Québec, Direction Environnement, Montréal.

FORTIN, G. et D. DESROCHERS. 1990. *Échantillonnage et caractérisation des sédiments du lac Saint-François 1989*. Services d'Interprétation Sismique H.R. inc. et Environnement Illimité inc. pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

G.D.G. ENVIRONNEMENT ltée. 1993. *Caractérisation additionnelle des secteurs aquatiques du Port de Trois-Rivières. Tome 1*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.

G.D.G. ENVIRONNEMENT ltée. 1993. *Caractérisation additionnelle des secteurs aquatiques du Port de Trois-Rivières. Tome 2. Annexes 1-22.* Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.

G.D.G. ENVIRONNEMENT ltée. 1993. *Caractérisation additionnelle des secteurs aquatiques du Port de Trois-Rivières. Tome 3. Annexes 23-25.* Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.

GHANIMÉ, L. 1990. *Étude sur le développement d'indicateurs de l'état du Saint-Laurent.* Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

HÉBERT, S. 1993. *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent, 1990-1991*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau.

HYDRO-QUÉBEC. 1989. *Nouvel aménagement Les Cèdres*. Vice-présidence Information et Affaires publiques, Bulletin d'information n° 2, février.

LORANGER, S. 1989. *Compilation des données sur la qualité des sédiments du fleuve Saint-Laurent*. MESIQ inc. pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Rapport final.

McNEELY, R.N., V.P. NEIMANIS et L. DWYER. 1981. *Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux*. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa.

MÉDIA SCIENCE (Le Groupe). 1989. *La caractérisation et la surveillance des apports toxiques et des écosystèmes du Saint-Laurent*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Rapport de consultation scientifique.

MERTZ, G., V.G. KOUTITONSKY et Y. GRATTON. 1991. «On the seasonal cycle of the Gaspé current», dans J.-C. THERRIAULT (édit.), *Le Golfe du Saint-Laurent : petit océan ou grand estuaire ?* Comptes rendus d'un atelier-symposium tenu à l'Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli, 14-17 mars 1989. Pêches et Océans. Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques, n° 113, pp. 149-152.

RUKAVINA, N. 1992. «Évaluation SIG du volume des sédiments contaminés dans les lacs Saint-Louis, Saint-Pierre; fleuve Saint-Laurent», 8e Congrès régional de l'Est, Association canadienne pour la recherche sur la pollution de l'eau et sa maîtrise, 26-27 octobre 1992, Québec.

SBSC – SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL CANADA. 1992. *Chloration des eaux potables*. Direction générale de la protection de la santé, Ottawa. Série «Actualité».

SBSC – SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL CANADA. 1978. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Pièces à l'appui*. Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail. Ottawa.

SINCLAIR, M., M.I. EL-SABH et J.R. BRINDLE. 1976. «Seaward nutrient transport in the lower St. Lawrence Estuary». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 33*: 1271-1277.

SODES – SOCIÉTÉ DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUE DU SAINT-LAURENT. 1992. *Le Saint-Laurent, un géant économique*. Québec.

SOUCY, A., M. FRENETTE, J.-B. SÉRODES et J.-L. VERRETTE. 1974. *Aspects physiques et sédimentologiques entre Varennes et Montmagny*. Université Laval, Centre de recherches sur l'eau (CENTREAU), pour le ministère des Affaires municipales et de l'Environnement du Québec, Direction des services de protection de l'environnement.

SOUCY, A., J. LLAMAS, J.-L. VERRETTE, M. FRENETTE, M.P. CESCAS, O. GÜBELI, J.C. ROY, J.-B. SÉRODES et J.G. BERNARD. 1973. *Aspects physiques et sédimentologiques entre Cornwall et Varennes*. Université Laval, Centre de recherches sur l'eau (CENTREAU), pour Environnement Canada, ministère des Transports, Régie des eaux du Québec et ministère des Richesses naturelles du Québec.

SUNDBY, B., N. SILVERBERG et R. CHANCELET. 1981. «Pathways of manganese in an open estuarine system». *Geochimica et Cosmochimica Acta, 45*: 293-307.

TREMBLAY, G.H., J.N. GEARING et M. NOËL. 1992. *Méthodes d'analyse et résultats sur les concentrations en hydrocarbures aliphatiques dans les sédiments du fleuve Saint-Laurent*. Pêches et Océans, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli. Rapport statistique canadien sur l'hydrographie et les sciences océaniques, n° 103.

U.S. E.P.A. – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1980. «Water quality criteria documents: Availability». *Federal Register*, *45*(231) : 79318-79379.

WORLD RESOURCES INSTITUTE et INTERNATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT. 1988. *World Resources 1988-89*. *Basic Books*. En collaboration avec le Programme environnemental des Nations unies, New York.

PARTIE 2

Biologie



Parcs Canada, D. Rosset



Marcel Houle



Parcs Canada, M. St-Amour

RÉDACTION

Biologie

CONSORTIUM GAUTHIER & GUILLEMETTE CONSULTANTS ET COMMUNICATIONS SCIENCE-IMPACT

Rédacteur principal:	Jean-Hugues Bédard
Collaborateurs et collaboratrice:	Pierre Béland Edwin Bourget René Drolet Gilles Gauthier Jean-François Giroux Michel Harvey Jean Painchaud Jocelyne Pellerin-Massicotte Jean Robitaille

ENVIRONNEMENT CANADA – RÉGION DU QUÉBEC

Centre Saint-Laurent

Rédacteur et rédactrices:	Alain Armellin Christiane Hudon Chantal Ménard
Collaborateur et collaboratrice:	Louise Quilliam Pascal Millet

Service canadien de la faune

Collaborateurs:	Jean-Pierre Savard Jean-Luc DesGranges Gilles Chapdelaine

AUTRE CONSULTANT

Rédacteur:	Jean Caumartin

TABLE DES MATIÈRES

Liste des figures vii

Liste des tableaux x

Introduction 1

2.1 Caractéristiques biologiques des quatre secteurs du fleuve 5

2.2 Plancton 9

2.2.1 Bactéries et levures 9

2.2.1.1 Tronçon fluvial 11

2.2.1.2 Estuaire fluvial 12

2.2.1.3 Moyen estuaire 12

2.2.1.4 Estuaire maritime et golfe 13

2.2.2 Phytoplancton 13

2.2.2.1 Tronçon fluvial 14

2.2.2.2 Estuaire fluvial 20

2.2.2.3 Moyen estuaire 22

2.2.2.4 Estuaire maritime et golfe 23

2.2.3 Zooplancton 27

2.2.3.1 Tronçon fluvial 27

2.2.3.2 Estuaire fluvial 28

2.2.3.3 Moyen estuaire 28

2.2.3.4 Estuaire maritime et golfe 30

2.2.4 Faits saillants 34

2.3 Plantes vasculaires 36

2.3.1 Espèces en difficulté 46

2.3.2 Productivité des plantes vasculaires 47

2.3.2.1 Productivité biologique 47

2.3.2.2 Facteurs influençant la productivité 49

2.3.2.3 Exportation de la production végétale vers l'aval 52

2.3.2.4 Bilan des éléments nutritifs 52
2.3.3 Agents externes perturbateurs de la végétation 53
2.3.3.1 Assimilation des métaux lourds par la végétation 53
2.3.3.2 Effets d'agents mécaniques et anthropiques sur les milieux humides 54
2.3.4 Tronçon fluvial 55
2.3.5 Estuaire fluvial 60
2.3.6 Moyen estuaire 62
2.3.7 Estuaire maritime et golfe 66
2.3.8 Faits saillants 68

2.4 Benthos 70
2.4.1 Périphyton 71
2.4.1.1 Tronçon fluvial, estuaire fluvial et moyen estuaire 75
2.4.1.2 Estuaire maritime et golfe 77
2.4.2 Zoobenthos 81
2.4.2.1 Espèces introduites 82
2.4.2.2 Tronçon fluvial 83
2.4.2.3 Estuaire fluvial 98
2.4.2.4 Moyen estuaire 103
2.4.2.5 Estuaire maritime et golfe 104
2.4.3 Faits saillants 125

2.5 Poissons 127
2.5.1 Tronçon fluvial 128
2.5.1.1 Contamination par des substances toxiques 131
2.5.1.2 Pêches 142
2.5.1.3 Modifications physiques de l'habitat 143
2.5.1.4 Espèces exotiques 148
2.5.2 Estuaire fluvial 149
2.5.2.1 Contamination par des substances toxiques 151
2.5.2.2 Pêches 152
2.5.2.3 Modifications physiques de l'habitat 152
2.5.2.4 Espèces exotiques 156

2.5.3 Moyen estuaire 156
2.5.3.1 Contamination par des substances toxiques 156
2.5.3.2 Pêches 158
2.5.3.3 Modifications physiques de l'habitat 159
2.5.4 Estuaire maritime et golfe 159
2.5.4.1 Contamination par des substances toxiques 166
2.5.4.2 Pêches 166
2.5.4.3 Modifications physiques de l'habitat 168
2.5.4.4 Algues toxiques 170
2.5.5 Faits saillants 170

2.6 Amphibiens et reptiles 172
2.6.1 Tronçon fluvial 174
2.6.2 Estuaire fluvial 176
2.6.3 Moyen estuaire 176
2.6.4 Estuaire maritime et golfe 176
2.6.5 Faits saillants 179

2.7 Oiseaux 180
2.7.1 Tendances démographiques des principales espèces 181
2.7.1.1 Espèces rares et menacées 187
2.7.1.2 Exploitation 190
2.7.2 Contamination des populations 192
2.7.3 Tronçon fluvial et estuaire fluvial 198
2.7.4 Moyen estuaire 201
2.7.5 Estuaire maritime et golfe 202
2.7.6 Faits saillants 206

2.8 Mammifères 207
2.8.1 Mammifères semi-aquatiques 207
2.8.2 Mammifères marins 211
2.8.2.1 État des populations 211
2.8.2.2 Contamination par des substances toxiques 215
2.8.2.3 Tronçon fluvial et estuaire fluvial 218
2.8.2.4 Moyen estuaire 218
2.8.2.5 Estuaire maritime et golfe 221

2.8.3 Faits saillants 224

2.9 Intégration et conclusions 226

2.9.1 Synthèse des caractéristiques biologiques 226

2.9.2 Caractéristiques biologiques retenues pour déterminer l'état du Saint-Laurent 229

2.9.2.1 Biodiversité 229

2.9.2.2 Milieux naturels et espèces protégés 233

2.9.2.3 Conditions des ressources biologiques : abondance et contamination 235

2.9.3 Influence des caractéristiques biologiques retenues 239

2.9.3.1 Caractéristiques influentes 240

2.9.3.2 Caractéristiques influencées 240

Références 243

LISTE DES FIGURES

2.1 Exemples de chaînes alimentaires du Saint-Laurent 3

2.2 Régions hydrographiques du Saint-Laurent 7

2.3 Tronçon international du Saint-Laurent..... 16

2.4 Chlorophylle *a*, biomasse et diversité du phytoplancton du lac Saint-Pierre en 1976 19

2.5 Division du golfe du Saint-Laurent en quatre secteurs selon leurs caractéristiques hydrodynamiques et topographiques 26

2.6 Milieux humides du Saint-Laurent 38

2.7 Cartographie des milieux humides de Cornwall à Montmagny, en 1990-1991..... 42

2.8 Pertes de milieux humides entre 1945 et 1976 par type de modifications le long du Saint-Laurent 54

2.9 Limites de la plaine d'inondation autour du lac Saint-Pierre 56

2.10 Étagement de la végétation littorale aquatique dans le tronçon fluvial 58

2.11 Étagement de la végétation littorale dans un marais à Scirpe d'Amérique de la partie amont du moyen estuaire 63

2.12 Hydrosère représentative de la partie aval du moyen estuaire et de l'estuaire maritime 65

2.13 Étagement de la végétation littorale dans les marais à Spartine du golfe selon la texture du substrat 67

2.14 Étages des domaines benthique et pélagique des eaux douces et salées du Saint-Laurent 72

2.15 Stations d'étude de la succession des communautés benthiques de la zone intertidale de la rive sud de l'estuaire maritime et du golfe..... 80

2.16 Densités moyennes de Moules zébrées fixées sur les bouées de navigation en 1991 (nombre au mètre carré)..... 84

2.17 Masses d'eau autour de l'archipel de Montréal 87

2.18 Composition de la faune benthique du lac Saint-Pierre 97

2.19 Densité totale et fréquence des principaux groupes taxonomiques benthiques entre le lac Saint-Pierre et Montmagny..... 99

2.20 Succession longitudinale des principales espèces d'invertébrés benthiques dans l'estuaire fluvial 100

2.21 Changements dans la biomasse totale des organismes et dans le nombre d'espèces d'invertébrés benthiques recueillis en 1975 et 1976 sur les bouées de navigation dans l'estuaire et le golfe 106

2.22 Zones biogéographiques de la faune épibenthique fixée sur les bouées de navigation dans l'estuaire maritime et le golfe de 1975 à 1984 107

2.23 Abondance de la Moule bleue *Mytilus edulis* dans l'estuaire maritime et le golfe entre 1975 et 1985 110

2.24 Habitats des invertébrés benthiques 111

2.25 Sites d'échantillonnage de la faune benthique de la zone intertidale de la rive sud de l'estuaire maritime 112

2.26 Abondance des principaux mollusques de la rive sud de l'estuaire maritime récoltés pour la consommation 119

2.27 Le Saint-Laurent et la mytiliculture 121

2.28 Contamination des mollusques par les algues 123

2.29 Répartition en eau douce des frayères des principales espèces de poissons du Saint-Laurent 132

2.30 Cartographie de la qualité des habitats du poisson au lac Saint-Pierre en fonction des facteurs physiques qui favorisent sa survie 134

2.31 Contamination des poissons adultes par le mercure 137

2.32 Contamination des poissons adultes par les BPC 138

2.33 Comparaison de l'activité moyenne des oxygénases à fonctions multiples (OFM) chez trois espèces de poissons du tronçon fluvial en 1989 141

2.34 Caractérisation des frayères des principales espèces de poissons de Cornwall à Montmagny 147

2.35 Captures annuelles de quatre espèces de poissons de la pêche fixe de l'Aquarium du Québec 153

2.36 Secteurs biophysiques de l'estuaire maritime et du golfe 162

2.37 Habitats du Hareng, du Capelan et du Maquereau 163

2.38 Répartition du Flétan et de la Morue 164

2.39 Répartition des observations d'amphibiens et de reptiles du tronçon fluvial 175

2.40 Répartition des observations d'amphibiens et de reptiles de l'estuaire fluvial 177

2.41 Répartition des observations d'amphibiens et de reptiles du moyen estuaire 178

2.42 Répartition des observations d'amphibiens et de reptiles de l'estuaire maritime et du golfe 179

2.43 Estimation de la population de sauvagine de Cornwall à Blanc-Sablon entre 1974 et 1978 182

2.44 Population printanière de la Grande Oie des neiges dans la vallée du Saint-Laurent de 1969 à 1992 184

2.45 Teneurs en DDE et en BPC des œufs de Fous de Bassan de l'île Bonaventure entre 1969 et 1989 193

2.46 Teneurs en BPC des œufs de Cormorans à aigrettes de l'île aux Pommes entre 1972 et 1992 197

2.47 Colonies de Grand Héron du Saint-Laurent 199

2.48 Le régime alimentaire principal des oiseaux marins 204

2.49 Caractéristiques des Cétacés habituellement ou couramment observés dans le Saint-Laurent 213

2.50 Distribution estivale du Béluga du Saint-Laurent 219

2.51 Principaux éléments structurants biologiques du Saint-Laurent 228

2.52 Évolution du nombre d'espèces fauniques et végétales prioritaires qui ont un statut désigné par le CSEMDC 234

2.53 Milieux naturels riverains protégés de Montréal à Blanc-Sablon 236

LISTE DES TABLEAUX

2.1 Bactéries et levures du Saint-Laurent 10

2.2 Biovolumes et chlorophylle *a* estivals de 30 tributaires du Saint-Laurent en 1976 21

2.3 Importance relative des milieux humides du Saint-Laurent entre 1980 et 1986 41

2.4 Superficie des milieux humides sur une bande riveraine de 1 km identifiés par télédétection aéroportée dans le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial 41

2.5 Plantes vasculaires prioritaires des milieux humides riverains du Saint-Laurent 47

2.6 Phytomasses aériennes moyennes mesurées dans des communautés dulcicoles le long du Saint-Laurent au terme de la saison de croissance 48

2.7 Phytomasses aériennes et souterraines moyennes mesurées dans des communautés de l'estuaire du Saint-Laurent au terme de la saison de croissance 49

2.8 Principales communautés végétales des quatre grands types de milieux humides du tronçon fluvial 59

2.9 Périphyton des eaux brunes et des eaux vertes au lac Saint-Louis 76

2.10 Nombre et proportion de taxons selon les trois grandes divisions d'algues benthiques macroscopiques sur les côtes du Québec et de l'est du Canada 78

2.11 Densités des Moules zébrées sur les bouées de navigation du lac Saint-François à Sault-au-Cochon entre 1990 et 1992 85

2.12 Densités des Moules zébrées accumulées dans des stations benthiques le long du fleuve entre Cornwall et l'île d'Orléans entre 1991 et 1992 85

2.13 Habitats préférentiels de la faune benthique dans les bassins de la région de Montréal 88

2.14 Habitats préférentiels des principales communautés d'invertébrés benthiques de la région de Montréal 90

2.15 Structure de la communauté épibenthique infralittorale à une localité du moyen estuaire (Port-au-Saumon) et à cinq localités de l'estuaire maritime 115

2.16 Modifications physiques subies par l'habitat du poisson entre 1945 et 1988 : superficie touchée par types d'habitats et de modifications 129

2.17 Liste partielle des espèces de poissons présentes dans le tronçon fluvial 130

2.18 Liste des espèces de poissons jugées prioritaires par le Plan d'action Saint-Laurent 135

2.19 Modifications physiques subies par l'habitat du poisson entre 1945 et 1988 : superficie touchée par type d'habitats du tronçon fluvial 146

2.20 Liste partielle des espèces de poissons présentes dans l'estuaire fluvial 150

2.21 Modifications physiques subies par l'habitat du poisson entre 1945 et 1988 : superficie touchée par type d'habitats de l'estuaire fluvial 154

2.22 Liste partielle des espèces de poissons présentes dans le moyen estuaire 157

2.23 Proportion des poissons adultes capturés avec des yeux opaques ou des parasites dans leur cavité abdominale dans le moyen estuaire du Saint-Laurent en 1991 158

2.24 Modifications physiques subies par l'habitat du poisson entre 1945 et 1988 : superficie touchée par type d'habitats du moyen estuaire 159

2.25 Liste partielle des espèces de poissons présentes dans l'estuaire maritime et le golfe 160

2.26 Habitats des poissons démersaux 165

2.27 Principales espèces commerciales pêchées en 1990 dans l'estuaire maritime et le golfe 167

2.28 Modifications physiques subies par l'habitat du poisson entre 1945 et 1988 : superficie touchée par type d'habitats de l'estuaire maritime et du golfe 168

2.29 Liste des espèces prioritaires de l'herpétofaune du Plan d'action Saint-Laurent 173

2.30 Liste des espèces d'oiseaux prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent 190

2.31 Teneurs moyennes en mercure, en BPC et en DDE des muscles de la sauvagine du Nord québécois et du Saint-Laurent en 1988 et 1991 195

2.32 Nombre moyen de mammifères semi-aquatiques enregistrés dans les municipalités riveraines des eaux de l'archipel de Montréal entre 1980 et 1984 210

2.33 Présence des Cétacés et des Pinnipèdes dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent 212

2.34 Contaminants chez certains mammifères marins du Saint-Laurent 216

2.35 Concentrations de contaminants chez le Béluga du Saint-Laurent et le Béluga de l'Arctique canadien 217

2.36 Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur la condition des diverses ressources biologiques du Saint-Laurent selon le tronçon 227

Introduction

Il y a quatre siècles, les Basques et les Français venaient dans cette partie du monde charger les soutes de leurs navires de poisson et d'huile de baleine. Les eaux glacées de l'Atlantique, de Terre-Neuve et du golfe du Saint-Laurent présentaient bien des dangers, mais les navigateurs européens n'avaient jamais trouvé d'eaux aussi riches.

Plus tard, ceux qui choisirent de s'établir le long du Saint-Laurent tinrent pour acquis que les ressources biologiques étaient inépuisables. Même si, vers la fin du siècle dernier, les grandes baleines commençaient à montrer des signes de surexploitation après des décennies de chasse dans tous les océans du monde, les riverains du Saint-Laurent n'en prirent probablement pas note. À l'île aux Coudres, les Bélugas entraient encore par centaines dans les pièges de perches tendus sur les battures. De Saint-Roch-des-Aulnaies à Blanc-Sablon, tout village respectable avait son quai et sa flottille de barques de pêche; bon an mal an, on remplissait les bariques de hareng salé, et les vigneaux se couvraient de morue séchant au soleil. Aux Éboulements, on ne pêchait le hareng et le capelan que pour engraisser le sol pendant que dans les eaux douces du fleuve, entre Québec et Valleyfield, on sortait l'anguille et l'esturgeon à pleines charrettes pour en tirer souvent un prix dérisoire.

Vers le milieu du 20^{e} siècle, plusieurs signes avant-coureurs de changement sont apparus. Après avoir été chassés à la dynamite et à la carabine, pour l'huile, le cuir et le sport, les Bélugas disparaissaient presque totalement du moyen estuaire; la volée de Grandes Oies des neiges, soumise aux conditions du Saint-Laurent pendant ses migrations et exclusive à l'est du pays, était déjà décimée. Puis, à la fin des années 1950, vint le déclin de l'Alose et du Bar rayé et de bien d'autres espèces. L'Éperlan cessait de mordre à Montmagny tandis que les populations d'amphibiens diminuaient dans la plaine d'inondation du lac

Saint-Pierre. Ainsi, en 30 ans à peine, plusieurs de ces ressources que l'on avait toujours cru abondantes s'épuisaient et de nombreuses autres en présentaient des symptômes.

Le vocabulaire utilisé ici aurait été incompréhensible à nos ancêtres. Déstabilisation des stocks, espèces prioritaires, vulnérables ou menacées, interdiction de la pêche commerciale, création d'aires protégées... Dans le cas de plusieurs espèces animales et végétales, la situation est effectivement critique. Ce qui ne revient pas à dire que le Saint-Laurent est irrémédiablement détruit. Plusieurs bases de l'écosystème sont encore relativement intactes : l'énergie est toujours là pour l'approvisionner; les tributaires en amont et les courants dans la partie aval charrient toujours les indispensables sels nutritifs, tandis que les organismes à la base des réseaux alimentaires sont toujours présents pour profiter de ces conditions favorables. Nous ferons donc ici un survol des connaissances en examinant successivement les différents échelons trophiques qui structurent l'ensemble de ces ressources biologiques ainsi que la condition actuelle de ces ressources, en partant de l'amont de l'écosystème jusqu'à l'aval, c'est-à-dire des eaux douces jusqu'aux eaux salées.

Les organismes étudiés seront présentés selon la nature des liens alimentaires qui les unissent. Ces liens forment le réseau trophique par lequel se fait la circulation de la matière et le transfert d'énergie sous forme biochimique entre les divers organismes du Saint-Laurent.

Selon leurs fonctions écologiques, trois catégories d'organismes peuvent être décrites. En premier lieu, viennent la plupart des végétaux chlorophylliens, c'est-à-dire les algues microscopiques des milieux aquatiques et les plantes vasculaires des milieux humides ou terrestres. Viennent ensuite les consommateurs. Ils dépendent entièrement des producteurs qui constituent la seule source d'énergie directement utilisable par les herbivores (consommateurs primaires) ou indirectement utilisable par les carnivores (consommateurs secondaires et supérieurs). Les bactéries, les levures, les champignons et quelques protozoaires sont des consommateurs qui agissent à tous les niveaux trophiques en utilisant la matière organique morte (détritus, végétaux, excréments et cadavres) pour en assurer la minéralisation.

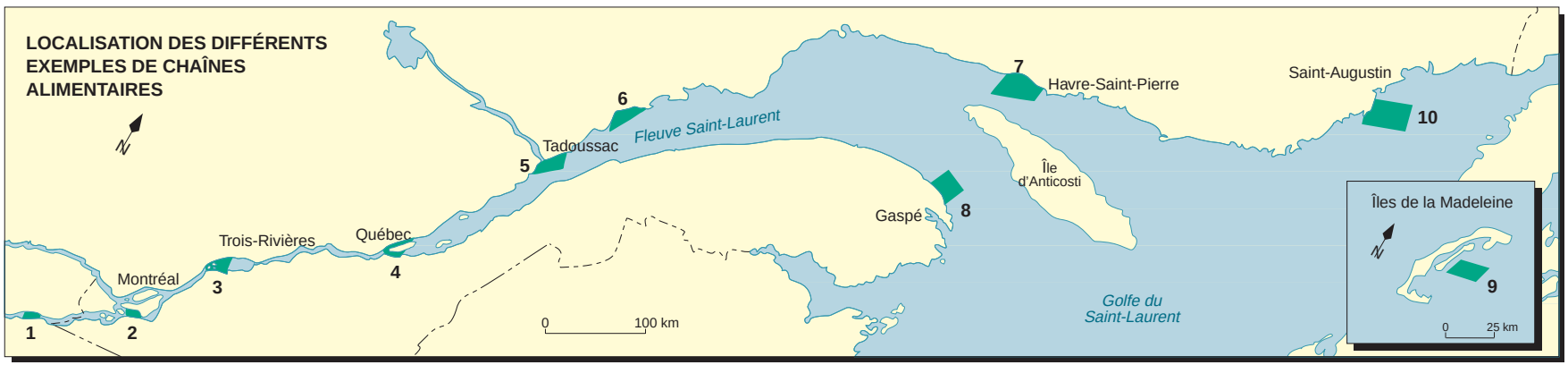
Du plancton aux mammifères, des reptiles aux oiseaux, ce document est structuré en regard des différents échelons trophiques, dont plusieurs exemples sont présentés à la figure 2.1.

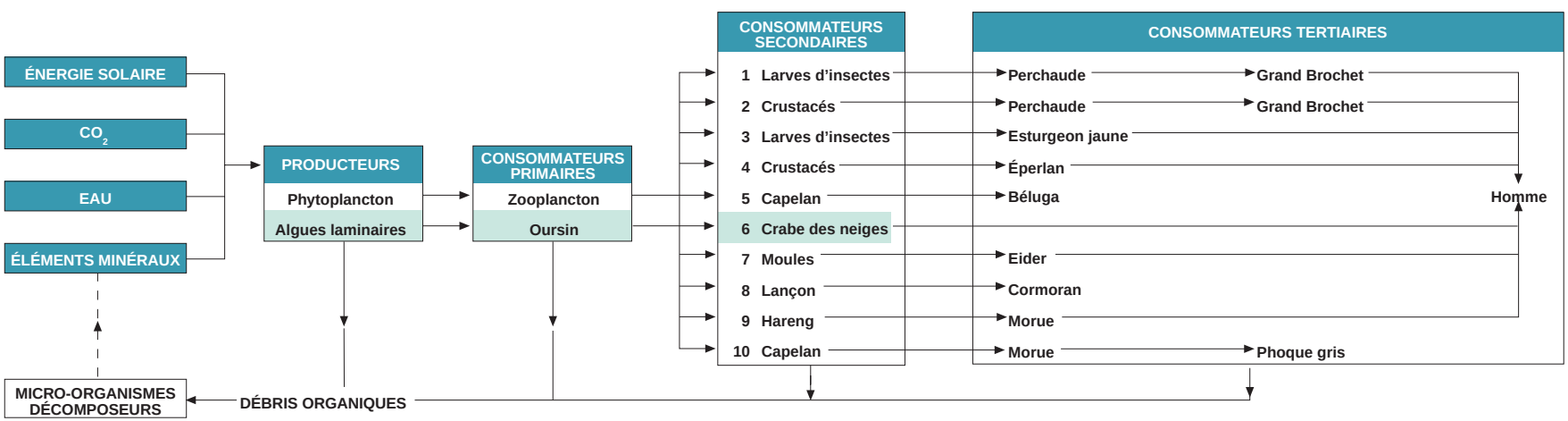
La présente étude a pour but de faire le point sur la condition des ressources biologiques du Saint-Laurent. Cependant, nos connaissances sont

FIGURE 2.1

Exemples de chaînes alimentaires du Saint-Laurent

Les êtres vivants sont unis par des liens de nature alimentaire. L'ensemble de ces liens constitue la chaîne alimentaire ou réseau trophique. Elle assure la circulation de la matière et par conséquent le transfert d'énergie sous forme biochimique entre les divers organismes de l'écosystème. Les producteurs à la base de toute chaîne alimentaire utilisent l'énergie solaire, le gaz carbonique, l'eau et les éléments minéraux pour synthétiser la matière organique.





Les substances toxiques rejetées dans l'environnement peuvent s'accumuler dans les organismes vivants. Ainsi les teneurs en substances toxiques, souvent infimes dans le milieu aquatique, peuvent atteindre des valeurs très élevées dans les organismes vivants (bioconcentration). La teneur en substances toxiques peut d'autre part augmenter dans un organisme tout au long de son existence (bioaccumulation). Elle peut aussi augmenter d'un maillon à l'autre de la chaîne alimentaire (bioamplification).

Source : Adapté de CSL, 1993.

inégales à cause, notamment, de l'importance socio-économique et écologique accordée à certaines ressources et du niveau d'intérêt des chercheurs pour certaines problématiques. À titre d'exemple, les scientifiques ont fait plus de recherches sur la biologie d'une seule espèce de mammifère marin, le Béluga du Saint-Laurent, que sur la quinzaine d'espèces de reptiles et d'amphibiens qui peuplent les eaux douces du fleuve ! Aussi, le lecteur doit-il s'attendre à des inégalités dans le traitement accordé à l'un ou à l'autre des groupes d'organismes.

Puisque les conditions physico-chimiques changent tellement le long du Saint-Laurent, ce dernier a été divisé en quatre unités hydrographiques que nous allons d'abord décrire en fonction de leurs particularités biologiques.

2.1

Caractéristiques biologiques des quatre secteurs du fleuve

En traversant tant d'espace et une si grande partie du continent, le fleuve Saint-Laurent change de visage plusieurs fois. Quiconque en parcourt les rives le perçoit quand il passe des ormaies de Valleyfield ou des Érablières argentées du lac Saint-Pierre aux peuplements d'épinettes coiffant les massifs de Charlevoix. Les changements ne sont pas moins marquants dans les eaux mêmes du fleuve.

S'il coulait d'ouest en est, le Saint-Laurent n'aurait pas cette belle complexité qui le caractérise. Mais le Saint-Laurent descend vers le nord... Cette apparente contradiction dans les termes souligne plutôt l'enrichissement qu'il subit en traversant autant de territoires. Il en parcourt tellement qu'il n'est jamais à la même saison d'un bout à l'autre au même moment. Il gèle à pierre fendre à Grandes-Bergeronnes, alors que les pommetiers fleurissent autour des Grands Lacs qui l'approvisionnent.

Les biogéographes ont accordé beaucoup d'importance à ce changement graduel de visage du Saint-Laurent et ont compilé de longues listes d'espèces végétales et animales. Ainsi, Ghanimé *et al.* (1990) se sont penchés sur cette question complexe et ont proposé un découpage du Saint-Laurent en plusieurs régions biogéographiques. Les frontières de ces régions biogéographiques correspondent souvent à des frontières hydrographiques, où divers facteurs physiques imposent d'importantes contraintes aux organismes : salinité, marais, type de sédiments, température hivernale de l'eau, relief sous-marin (bathymétrie). Aussi, les quatre grandes régions du Saint-Laurent que nous décrivons ici sont-elles délimitées d'abord et avant tout par des facteurs hydrographiques (voir la partie Physico-chimie).

La première région, le *tronçon fluvial*, s'étend de la région de Cornwall, un peu à l'ouest de la frontière du Québec, jusqu'au lac Saint-Pierre (figure 2.2).

Ce tronçon inclut les lacs Saint-François, Saint-Louis et des Deux Montagnes ainsi que les rivières des Outaouais, des Prairies et des Mille Îles. Cette région est caractérisée par un écoulement unidirectionnel vers l'aval, la présence d'une plaine de débordement plus ou moins étendue qui permet un développement considérable de milieux littoraux humides, importants pour les organismes vivants. Souvent, les masses d'eaux provenant de divers tributaires se réunissent dans le tronc principal mais sans se mélanger : elles coulent alors côte à côte et présentent, dans un même tronçon, des contrastes écologiques fort intéressants. Le caractère méridional des conditions qui prévalent explique la grande diversité biologique qu'on y retrouve. Amphibiens et poissons sont très diversifiés. C'est également la région où l'urbanisation et l'industrialisation sont le plus prononcées, entraînant les stress les plus marqués : contaminants de diverses origines, empiétements et dégradations de toutes sortes affectent singulièrement le milieu.

Entre l'exutoire du lac Saint-Pierre et l'île d'Orléans, le Saint-Laurent est influencé par un phénomène nouveau : un courant de marée qui se dissipe graduellement pour disparaître au niveau du lac Saint-Pierre mais qui provoque un renversement périodique plus ou moins important du courant (perceptible jusqu'à Portneuf). C'est l'*estuaire fluvial*. Si l'on fait exception du lac Saint-Pierre, le flot est contenu entre des rives bien dessinées et généralement escarpées, où le développement littoral de milieux humides y est peu prononcé. Cette section du fleuve se caractérise par des conditions physiques (température, profondeur de l'eau, matières en suspension et vitesse du courant) qui fluctuent de façon très rapide. Même si le phénomène est moins prononcé que dans la région précédente, les influences anthropiques sont majeures, et la contamination du milieu y est souvent élevée.

La troisième région, celle du *moyen estuaire*, prend naissance à la hauteur de l'île d'Orléans et s'étend jusqu'à l'embouchure du Saguenay. Des transitions majeures s'observent dans cette région. La physico-chimie de l'eau varie de façon prononcée; une vaste bande de turbidité, le bouchon vaseux, marque la zone de contact entre les eaux fluviales et les eaux marines. L'étranglement du fleuve s'accompagne d'une accentuation extrême de l'effet des marées et, dans la partie amont, celles-ci atteignent plus de 6 m avec des effets marqués sur les milieux littoraux et sur les organismes. Une enclave caractérisée par plusieurs particularités biogéographiques fait également partie de ce tronçon : il s'agit du fjord du Saguenay. C'est une zone de transition majeure qui a retenu l'attention des scientifiques.

La dernière région, celle de l'*estuaire maritime* et du *golfe*, s'apparente à la mer : les eaux sont stratifiées, très froides et très salées. La bathymétrie change abruptement, et les influences maritimes ne sont plus équivoques à partir de la

FIGURE 2.2

Régions hydrographiques du Saint-Laurent



région des Escoumins sur la rive nord et de Rimouski sur la rive sud. Des vagues internes d'une grande amplitude et d'une grande complexité contribuent à influencer la colonne d'eau. Des habitudes migratoires caractérisent un bon nombre des poissons (Maquereaux, Morue franche), des oiseaux (Fous de Bassan, Petits Pingouins, Mouettes tridactyles, etc.) et des mammifères marins (Cétacés et Pinnipèdes). Les îles de la Madeleine et la zone côtière du golfe du Saint-Laurent proprement dite font partie de cette région.

C'est dans ce cadre géographique (figure 2.2) que nous examinerons, de la bactérie à la Baleine bleue, les ressources biologiques de ce vaste écosystème aquatique que constitue le Saint-Laurent. Entre les herbiers à vallisnérie du lac Saint-François et les herbiers à laminaires de l'île du Bic, il y a, selon le point de vue, autant de différences que de ressemblances : les conditions écologiques diffèrent profondément, et les espèces dominantes, les communautés et leurs formes et leurs interactions avec l'homme, aussi.

2.2

Plancton

Le plancton est un groupe hétérogène d'organismes caractérisés par une faculté locomotrice limitée ou inexistante. Les bactéries et levures, les algues flottantes (phytoplancton) et les animaux flottants (zooplancton) composent le plancton. Il constitue la base même de la chaîne alimentaire du monde aquatique. À des fins de discussion, les rares informations disponibles sur les plantes vasculaires flottantes ont été incluses dans la section qui traite du phytoplancton. De la même façon, les larves de poissons, souvent appelées ichtyoplancton, ont été traitées dans la section sur le zooplancton.

2.2.1 BACTÉRIES ET LEVURES

Les bactéries et les levures sont des composantes essentielles de tout écosystème. C'est leur activité métabolique qui permet la réduction de la matière organique morte et le recyclage des éléments qui la composent. Les bactéries et les levures sont généralement considérées comme des décomposeurs. Certaines bactéries peuvent participer de façon notable à la production de certains milieux. Paradoxalement, il n'existe pratiquement pas d'information sur l'écologie des communautés bactériennes présentes naturellement dans le Saint-Laurent.

L'abondance de matières organiques dans les écosystèmes fluviaux et estuariens permet de croire que les bactéries y tiennent une place prépondérante dans la chaîne trophique. Les eaux usées d'origine domestique déversées dans le Saint-Laurent y apportent cependant une flore microbienne qui a été l'objet de bon nombre d'études. Ainsi, certaines bactéries potentiellement pathogènes peuvent avoir un impact considérable sur la santé humaine et animale. Des rejets d'eaux usées, particulièrement importants en aval des grandes agglomérations urbaines de Montréal et de Québec, affectent beaucoup la qualité de l'eau. L'Italien *et al.* (1991) ont démontré, par exemple, que la contamination bactérienne dépassait largement les limites acceptables pour l'alimentation en eau

potable et les activités récréatives sur de longues distances en aval de tous les émissaires de la Communauté urbaine de Montréal.

Une des méthodes de dépistage des bactéries dans l'eau, l'énumération des bactéries coliformes, généralement réalisée de façon sporadique à proximité des plages et des prises d'eau municipales, fournit un indice de contamination fécale (Burton, 1991) mais ne permet pas d'évaluer l'état réel de la contamination bactérienne du milieu. En effet, plusieurs espèces de bactéries potentiellement pathogènes détectées dans divers cours d'eau et estuaires sont considérées comme des constituants naturels des communautés de microorganismes caractéristiques de ces habitats (tableau 2.1).

TABLEAU 2.1
Bactéries et levures du Saint-Laurent

Bactéries potentiellement pathogènes	**Levures prédominantes (par ordre décroissant d'importance)**
Acinetobacter calcoaceticus	*Rhodotorula glutinis*
Aeromonas hydrophila	*Candida* spp.
Clostridium botulinum	*Cryptococcus albidus*
Enterobacter cloacæ	*Rhodotorula marina*
Flavobacterium meningosepticum	*Rhodotorula graminis*
Klebsiella pneumoniæ	*Torulopsis famata*
Legionella pneumophila	*Pullularia pullulans*
Listeria monocytogenes	*Rhodotorula lactosa*
Plesiomonas shigelloides	*Candida tenuis*
Pseudomonas aeruginosa	*Candida muscorum*
Vibrio choleræ	*Hansenula holstii*
*Vibrio parahaemolyticus**	*Debaromyces marama*
*Vibrio vulnificus**	*Rhodotorula aurantiaca*

**Espèces trouvées en eau saumâtre seulement.*

Sources : Grimes, 1991 (bactéries); Simard et Blackwood, 1971b (levures).

Par ailleurs, la mise en place d'équipements majeurs d'épuration des eaux ne signifie pas que la contamination bactérienne soit un problème définitivement résolu. La Communauté urbaine de Québec s'est dotée en 1992 de deux usines d'épuration. Une fois équipées de bassins auxiliaires pour capter les eaux pluviales qui taxaient leur capacité, ces usines permettront de réduire considérablement les concentrations de coliformes, de streptocoques et autres microorganismes présents dans les eaux usées urbaines. D'autre part, la Communauté urbaine de Montréal, qui possède des installations d'épuration depuis 1988, ne procède pas à la désinfection des effluents.

Jusqu'à maintenant, l'abondance, la répartition, la composition particulière et la dynamique des bactéries ont principalement été examinées dans le cadre de programmes d'évaluation de la qualité de l'eau, et il n'existe presque pas d'études écologiques portant sur ces organismes. Toutefois, en mesurant l'activité des organismes hétérotrophes, Painchaud et Therriault (1985) ont émis l'hypothèse que les bactéries se répartissaient dans trois zones écologiques distinctes le long du gradient de salinité de l'estuaire : les zones d'eau douce (salinité de 0,1 p. 1000), d'eau saumâtre (salinité entre 0,1 à 10 p. 1000) et d'eau salée (salinité de plus de 10 p. 1000).

Simard et Blackwood (1971a, 1971b) ont rapporté une grande concentration de levures dans tout le Saint-Laurent, légèrement supérieure à celle des Grands Lacs. Les mêmes espèces (tableau 2.1) se retrouvaient en aussi grand nombre dans chaque portion du fleuve, spécialement *Rhodotorula glutinis* qui représente près de la moitié du nombre de levures recensées dans chaque région du fleuve.

2.2.1.1 Tronçon fluvial

Au milieu de la décennie de 1970, plusieurs travaux ont été réalisés entre Cornwall et Québec à l'occasion d'une vaste enquête sur la condition du Saint-Laurent (Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, 1978a). De façon générale, les relevés effectués reflétaient une bonne qualité bactérienne des eaux situées en amont de la région montréalaise et une qualité variant de moyenne à mauvaise en aval. La qualité bactérienne des rivières des Prairies et des Mille Îles était uniformément mauvaise. Ces données, de nature strictement descriptive et limitées à la pollution fécale, pourraient servir de base de référence pour tenter de cerner, globalement et à long terme, l'évolution de la pollution bactérienne du Saint-Laurent. À cette époque, cette pollution était considérée comme très élevée dans la région de Sorel (Simard et Blackwood, 1971a, 1971b). En 1971, les concentrations de levures semblaient être étroitement liées à celles des bactéries, puisqu'elles augmentaient en aval des grands centres urbains de même qu'avec la hausse saisonnière des températures. Entre mai et septembre 1968, ces concentrations ont atteint des valeurs moyennes de 480 et 850 levures par 100 mL dans le lac Saint-Louis et le lac Saint-Pierre respectivement (Simard et Blackwood, 1971a, 1971b). Dans chacun de ces lacs, le genre *Rhodotorula* dominait. Juillet et septembre se sont avérés être les mois où la densité mesurée des levures était maximale. Le lac Saint-Pierre supportait près de deux fois plus d'individus que ne le faisait le lac Saint-Louis, bien que les genres aient été pratiquement les mêmes. L'augmentation de la densité perçue en septembre était nettement plus marquée dans le lac Saint-Louis.

2.2.1.2 Estuaire fluvial

Au début des années 1970, la qualité microbiologique des eaux en aval de Montréal était plutôt considérée comme mauvaise, spécialement dans les régions de Trois-Rivières, Donnacona et Québec (Simard et Blackwood, 1971a, 1971b; Pellerin, 1975; Delisle *et al.*, 1978).

Depuis 1990, Painchaud (Département de biologie, Université Laval) a échantillonné les bactéries totales (numération en microscopie à épifluorescence) et les coliformes totaux de façon synoptique, à intervalles de 10 km entre Sorel et l'île aux Coudres. Ces variables ont également été échantillonnées en station fixe, à haute fréquence (10 min), pendant un demi-cycle de marée à la hauteur de Québec. L'abondance des bactéries coliformes présente souvent un pic à Québec, pic correspondant à la position d'un des deux diffuseurs (celui de l'est) des eaux usées de la Communauté urbaine de Québec. C'est dans cette région que Simard et Blackwood (1971a, 1971b) ont retrouvé le plus grand nombre de levures (1090 par 100 mL en moyenne). Ces auteurs ne pouvaient toutefois pas expliquer ce phénomène par la présence de rejets d'eaux domestiques. Les densités du mois de juillet contribuaient dans une proportion de 83 p. 100 à cette valeur moyenne, et les densités totales des autres mois étaient similaires à celles obtenues dans le tronçon fluvial. Les genres *Rhodotorula* et *Candida* dominaient ces communautés. L'abondance des bactéries était relativement faible entre Québec et la région de Sorel, où l'on a observé un autre pic. L'échantillonnage ponctuel indiquait par ailleurs une importante variation spatiale dans l'abondance des bactéries.

2.2.1.3 Moyen estuaire

Plusieurs études ont été réalisées dans la zone de transition saline (en aval de l'île d'Orléans) sur l'écologie des bactéries, en particulier leur sort, et l'importance relative de leur biomasse par rapport à celle du phytoplancton (Painchaud et Therriault, 1985, 1989; Painchaud *et al.*, 1987, 1990). Dans cette zone, plusieurs caractéristiques du peuplement bactérien changent rapidement entre l'amont et l'aval : l'activité hétérotrophe totale et spécifique ainsi que l'abondance des cellules diminuent, la taille des bactéries augmente, la proportion de bactéries associées aux matières particulaires devient maximale dans le bouchon vaseux pour diminuer par la suite et devenir nulle en aval de l'île aux Coudres. Ces observations suggèrent que la communauté bactérienne dulcicole s'éteint graduellement pour être remplacée par une communauté marine. En effet, Painchaud *et al.* (1990) mentionnaient que des résultats de recherches en laboratoire suggéraient que les bactéries d'eau douce croissent bien jusqu'à des salinités de 10 p. 1000. Ces résultats sont corroborés par des analyses effectuées sur des communautés provenant du Fraser (Canada) de même que par des observations provenant de l'estuaire de la Gironde (France). Par contre, la communauté de levures trouvée par Simard et Blackwood, (1971a, 1971b) à Rivière-du-Loup semblait similaire en nombre et en genres à celles qu'ils avaient identifiées

en amont, les genres *Rhodotorula* et *Cryptococcus* dominant ces communautés, tout spécialement en juillet. La concentration moyenne des levures de cette région s'élevait à 650 par 100 mL, atteignant le même ordre de grandeur que les teneurs observées en amont.

2.2.1.4 Estuaire maritime et golfe

Peu de travaux ont porté sur l'écologie des bactéries marines du Saint-Laurent. Painchaud et Therriault (1985) ont décrit la répartition de l'activité des organismes hétérotrophes dans l'estuaire maritime. Les bactéries y avaient une répartition et une dynamique jumelées à celles du phytoplancton, ce qui suggère que, comme dans la plupart des écosystèmes marins, les bactéries dépendent essentiellement des substrats organiques produits par le phytoplancton pour ses besoins métaboliques et sa croissance. Par ailleurs, les coliformes fécaux des secteurs coquilliers de la Côte-Nord, de la Gaspésie et des îles de la Madeleine font l'objet d'une surveillance (voir la partie Physico-chimie). Les principaux facteurs environnementaux influant sur la contamination bactérienne de ces secteurs, quand elle est présente, sont les précipitations, la salinité, la turbidité, la température de l'eau et les débits des tributaires (Procéan inc., 1990). Il est peu probable que la contamination bactérienne soit significative ailleurs que dans des zones côtières très restreintes, le milieu marin n'étant favorable ni au développement, ni à la survie des bactéries coliformes.

De la même façon que dans le moyen estuaire, la communauté de levures ne diffère ni en nombre (560 par 100 mL), ni en genres d'avec les communautés dulçaquicoles. *Rhodotorula* et *Pullularia* sont les genres les plus importants. Les mois de juillet et septembre sont ceux où les plus fortes concentrations de levures ont été atteintes. Toutefois, ce sont encore des espèces du genre *Rhodotorula* qui représentent plus de la moitié de la densité observée durant chaque mois (Simard et Blackwood, 1971a, 1971b).

2.2.2 PHYTOPLANCTON

Les algues flottantes, qu'elles croissent en eau libre ou qu'elles vivent sur un substrat, forment un maillon important dans l'utilisation et le recyclage des éléments nutritifs de sources naturelles et(ou) anthropiques. Leur petite taille et le taux élevé de broutage de ces algues font en sorte que leur biomasse accumulée (mesurée à un instant donné) est souvent très faible par rapport à la quantité totale de carbone fixée par ces organismes. Il est donc nécessaire d'évaluer l'importance de la microflore dans le cycle annuel de la production de matières organiques dans le Saint-Laurent.

Si l'on fait exception de quelques travaux portant sur l'abondance et la composition des communautés, l'information publiée sur l'écologie du phytoplancton de la zone fluviale du Saint-Laurent fait défaut. On ignore à peu près tout de leur production, leurs cycles et leur devenir, leur place dans la structure

de l'écosystème et leur rôle dans le fonctionnement de celui-ci. Il est toutefois possible de tracer un tableau général des principaux facteurs qui déterminent la composition et la biomasse du phytoplancton dans le Saint-Laurent. La succession saisonnière des espèces suit généralement le même modèle tout le long du corridor fluvial. On note la prédominance des Diatomées filamenteuses de novembre à mai, formant souvent des pics de biomasse au printemps et à l'automne. Au cours de la période estivale, la biomasse est faible, mais la diversité des groupes taxonomiques augmente au cours de l'été par l'addition de Chlorophycées, Cyanophycées et Cryptophycées, dont les espèces sont de petite taille, parfois coloniales. Les eaux brunes du Saint-Laurent sont caractérisées par une composition spécifique différente et une biomasse inférieure à celle des eaux vertes du Saint-Laurent. Les tributaires peuvent apporter une biomasse phytoplanctonique non négligeable au fleuve, particulièrement ceux desservant des bassins versants dont la pollution organique est élevée. La transition du secteur fluvial au secteur tidal (en aval de Trois-Rivières) et au secteur estuarien (en aval de Québec) engendre aussi certaines modifications de la composition taxonomique, du type de succession saisonnière et de l'abondance des espèces. En somme, la composition, la biomasse et la dynamique saisonnière du phytoplancton du fleuve semblent varier spatialement en fonction de l'identité, de la distribution et du mélange des masses d'eau principales.

Cependant, bien que l'on dispose d'informations qualitatives sur la composition et la biomasse du phytoplancton, il n'existe que peu d'études quantitatives et une seule traitant de la production primaire. Il importe de connaître les modèles saisonniers et les secteurs où s'effectue la production, pour déterminer si le phytoplancton produit dans le fleuve est retenu localement, ou si la biomasse produite est constamment exportée vers l'aval. L'évaluation de la rétention et de l'advection du phytoplancton constitue la première étape dans l'estimation de l'importance relative de ce groupe pour établir le bilan annuel des producteurs primaires du Saint-Laurent et, éventuellement, leur contribution à l'assimilation et au transfert des contaminants dans la chaîne alimentaire.

2.2.2.1 Tronçon fluvial

Dans le tronçon fluvial, la composante lotique (eaux courantes) domine, et ce, même dans l'élargissement du lac Saint-François. Le phytoplancton ne trouve pas dans un tel milieu des conditions idéales de croissance. Même si la lumière est surabondante et la disponibilité des éléments nutritifs ordinairement plus qu'adéquate, l'agitation incessante de la colonne d'eau, l'exportation continuelle des cellules vers l'aval et leur court temps de séjour entraînent probablement une productivité biologique relativement faible. Cependant, aucune mesure directe n'est disponible. Certes, quelques études taxonomiques ont été réalisées. Ainsi, Mills *et al*. (1981) ont décrit la composition particulière et la biomasse du phytoplancton hivernal d'une partie de la section internationale du Saint-Laurent.

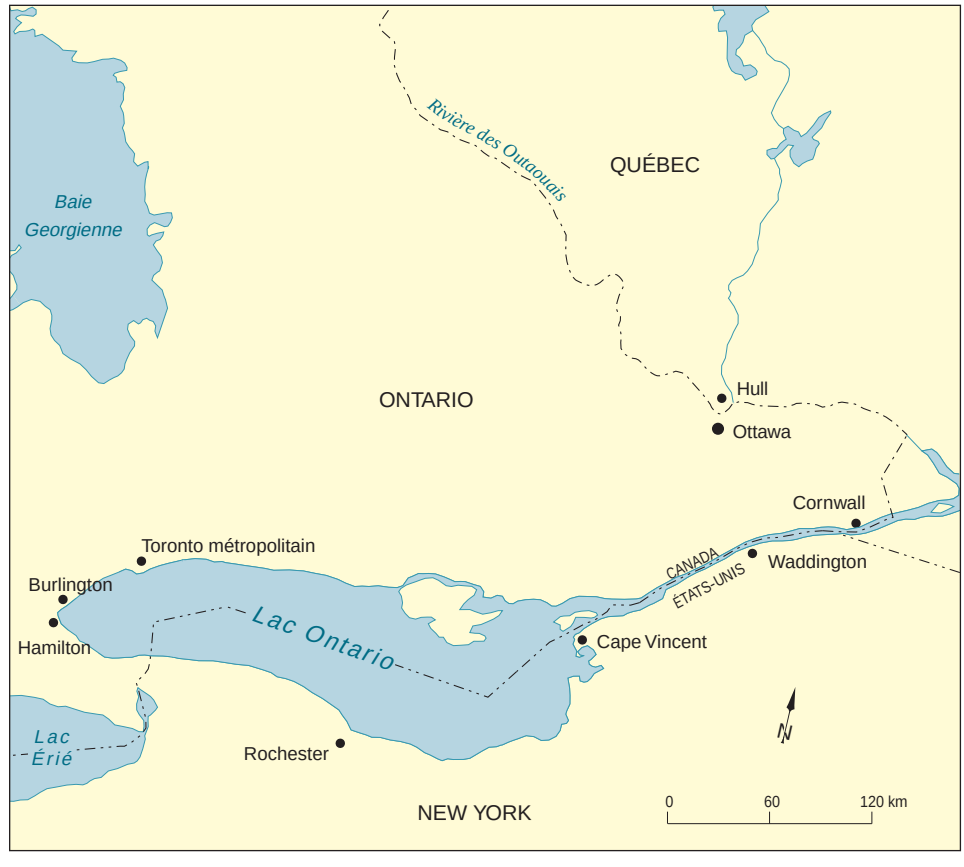
Cardinal (1961, 1964) et Alaerts-Smeesters et Magnin (1974) ont étudié le cycle saisonnier de l'abondance et de la composition particulière du macrophytoplancton des lacs Saint-François et Saint-Louis. Ces recherches révélaient une communauté phytoplanctonique dominée par les Diatomées. Des études récentes dans le lac Saint-Pierre (Jarry *et al.*, 1992) ont confirmé que les Diatomées dominaient le phytoplancton mais partageaient cette prépondérance avec les Chlorophycées et les Cryptophycées.

Des travaux du Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent ont permis de dresser un portrait de la répartition moyenne estivale de la chlorophylle *a* (les valeurs de chlorophylle permettent d'estimer la biomasse végétale, puisque seuls les végétaux possèdent ces pigments), de donner un aperçu de l'évolution temporelle (entre juin et septembre) de l'abondance de la chlorophylle *a* et de décrire sommairement la composition taxonomique (genres seulement) et la diversité (Provencher, 1977; Keighan, 1977). Les concentrations de chlorophylle *a* variaient entre 2 et 15 mg/m^3 et atteignaient des valeurs maximales en juin (13,5 mg/m^3) pour ensuite décroître jusqu'en septembre (moyenne de 2,7 mg/m^3). À grande échelle, la répartition de la chlorophylle *a* était, somme toute, assez homogène, et le schéma de variation dans le temps, comparable dans tous les secteurs d'eau douce.

Le lac Ontario représente une source potentiellement importante de phytoplancton lacustre entraîné vers l'aval. En effet, les biomasses hivernales y sont de l'ordre de 200 mg/m^3, constituées presque exclusivement de Diatomées, qui contribuent aussi à l'augmentation générale de la biomasse du printemps (janvier à mai) (Munawar et Munawar, 1986). La composition du phytoplancton de ce lac montre une diversité croissante à partir de juin. Au cours de l'été, l'abondance des algues flagellées (Chrysophycées, Cryptophycées et Dinophycées), des algues vertes et bleues vertes s'accroît de plus en plus, résultant en un seul pic annuel de biomasse en août. Ce pic a atteint des valeurs de 800 mg/m^3.

La composition et la biomasse estivales du phytoplancton du tronçon international du Saint-Laurent, de Cape Vincent, à la sortie du lac Ontario, jusqu'à Waddington, N.Y. (figure 2.3), indiquent que les eaux du lac Ontario exportent effectivement des quantités significatives de cellules phytoplanctoniques vers l'aval (Mills et Forney, 1982). Au total, 104 espèces phytoplanctoniques ont été identifiées au cours de trois années (1976-1978) d'échantillonnage. Les Diatomées comprenaient 30 à 60 p. 100 du pic de biomasse printanière, tandis que les Cryptophytes représentaient 45 à 70 p. 100 de la biomasse estivale. Les concentrations moyennes de biomasse et de chlorophylle *a* au cours des trois années étaient de l'ordre de 100 à 250 mg/m^3 et de 1 à 12 mg/m^3, respectivement. De juin à août 1978, le taux de production

FIGURE 2.3
Tronçon international du Saint-Laurent



primaire passait de 650 à 4000 mg/m^2/d C, coïncidant avec la transition de la dominance printanière des Diatomées et des Pyrophytes à la dominance estivale de l'ultraplancton (Cryptophytes et Chrysophytes).

C'était aussi en août que le temps de renouvellement de la biomasse était le plus court (0,25/d), et que le rapport P/B (production/biomasse) atteignait son maximum (0,4 mg/m^2/d C par mg/m^2). On notait une diminution de la biomasse et de la productivité de l'amont vers l'aval (Mills et Forney, 1982). Le modèle de succession saisonnière observé dans le tronçon international du Saint-Laurent apparaît donc similaire à celui documenté dans le lac Ontario.

Dans le lac Saint-François, la composition et l'abondance du phytoplancton sont homogènes aux stations dans la voie maritime, suggérant que les algues sont transportées dans la masse d'eau du chenal principal (Cardinal, 1961). Une étude qualitative du cycle annuel de la composition de la fraction des tailles de plus de 150 µm a permis de dénombrer 172 espèces d'algues (Cardinal, 1964), dont plusieurs espèces nouvelles pour le Canada. La richesse spécifique était minimale (24 à 36 espèces) au cours des mois d'hiver (janvier à mai) et maximale (60 à 95 espèces) en été (juin à septembre). Un modèle de succession saisonnière similaire aux successions précédentes est perceptible : de

janvier à avril, les Diatomées en chaîne (*Tabellaria* spp., *Stephanodiscus binderanus*) sont exclusivement dominantes, formant parfois des floraisons planctoniques considérables (Brunel, 1956). En mai-juin, les Diatomées sont temporairement accompagnées de *Dynobryon* sp., qui disparaît cependant en juillet, laissant à nouveau la dominance exclusive à d'autres espèces de Diatomées coloniales (*Fragilaria crotonensis* et *Asterionella formosa*). D'août à octobre, trois genres de Chlorophycées (*Pediastrum*, *Ceratium* et *Eudorina*) s'ajoutent en grand nombre mais disparaissent à nouveau en hiver au profit des Diatomées en chaîne. La collecte et l'analyse des échantillons étant qualitatives, il n'a pas été possible de quantifier les variations saisonnières d'abondance ou de biomasse. Il n'en reste pas moins qu'il semble que la variation saisonnière de la composition du phytoplancton soit du même type que celle observée en amont.

La confluence des eaux vertes des Grands Lacs et des eaux brunes de la rivière des Outaouais a permis de caractériser la biomasse et la composition du phytoplancton associé à chaque type d'eau au lac Saint-Louis et au bassin de La Prairie (Roche et associés, 1982). Dans les deux masses d'eau, le cycle saisonnier de la concentration de chlorophylle *a* indique un pic au printemps (mars-avril, 6 mg/m^3) et un second en automne (novembre, 4 mg/m^3), avec des concentrations minimales en été (1 à 2 mg/m^3). Les variations saisonnières de densité (< 50 à 725 cellules/m^3) et de biovolume cellulaire (< 50 à 475 mg/m^3) suivent un modèle identique à celui de la chlorophylle *a*. En hiver (novembre à mai), les trois méthodes de mesure indiquent que la biomasse phytoplanctonique est plus faible dans les eaux brunes de l'Outaouais que dans les eaux vertes mais ne diffère pas en été. Tout comme dans les études portant sur le tronçon en amont, les Diatomées coloniales (*Melosira* spp., *Fragilaria* spp. et *Tabellaria flocculosa*) forment le groupe le plus important, en particulier pendant les mois d'hiver et de printemps (mars à juin). En août et septembre, les Diatomées sont remplacées en importance numérique et en biomasse par les Cryptophycées (*Rhodomonas* spp. et *Cryptomonas* spp.) et les Chlorophycées (*Ankistrodesmus* spp., *Coelastrum* spp. et *Pediastrum* spp.).

Toujours au lac Saint-Louis, la composition et l'abondance du phytoplancton des eaux brunes ont été étudiées de septembre 1970 à décembre 1971 (Alaerts-Smeesters et Magnin, 1974). Tout comme dans l'étude précédente, les Diatomées en chaîne (*Fragilaria crotonensis*, *Stephanodiscus binderanus*, *Melosira* spp., *Asterionella formosa*, *Tabellaria quadriseptata*) étaient prédominantes de l'automne au printemps, formant les deux pics saisonniers de la biomasse en mars et en août. Les Zygophycées (*Mougeotia* spp.) étaient aussi abondantes en automne et en hiver mais montraient un pic d'abondance en mai. Au cours de l'été (mai à novembre), les Chlorophycées (*Pandorina morum*, *Eudorina elegans*, *Pediastrum* spp.) devenaient plus abondantes, atteignant leur biomasse maximale en juillet-

août. Les Cyanophycées (*Anabaena*, *Merismopedia*, *Oscillatoria* et *Coelosphaerium*) apparaissaient brusquement et en énormes quantités, montrant de grandes variations d'abondances.

Le même modèle de succession saisonnier semble persister au fur et à mesure que l'on progresse vers l'aval. Au lac Saint-Louis, le pic de biomasse (biovolume cellulaire) printanier (juin) pour les Diatomées en chaîne (*Melosira*, *Fragilaria* et *Tabellaria*) atteignait une valeur moyenne de 697 mg/m^3 près de l'île Perrot (Provencher, 1977). Cet auteur rapportait aussi une augmentation de l'abondance des Cryptophycées (*Rhodomonas minuta*) et des Chlorophycées (*Ankistrodesmus* spp.) en fin d'été et à l'automne.

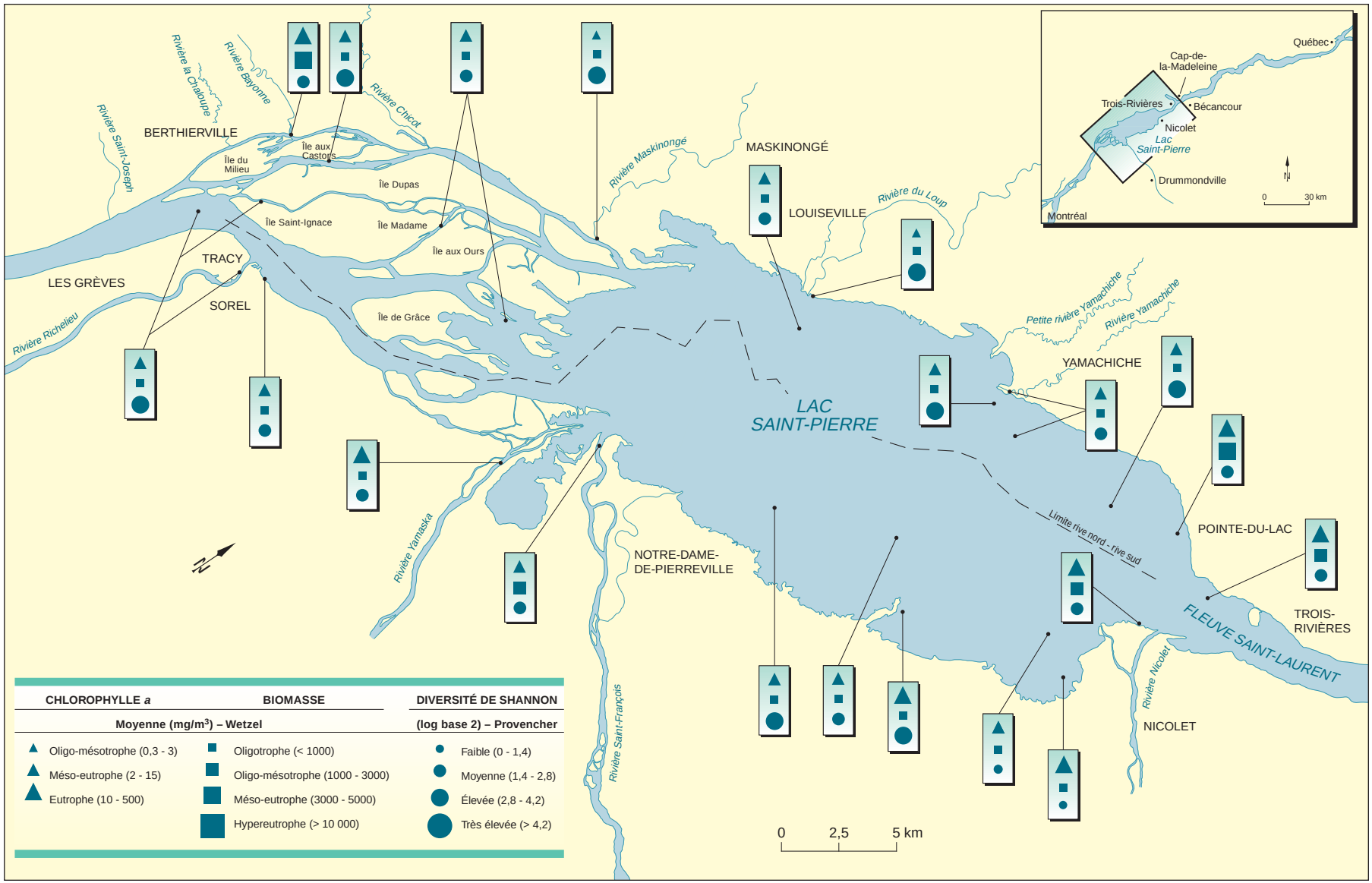
Au lac Saint-Pierre, l'influence du type d'eau sur la biomasse et la structure de la communauté phytoplanctonique associée a aussi été observée par Provencher (1976, 1977). La biomasse (biovolume cellulaire) et la concentration de chlorophylle *a* relevées aux stations situées dans les eaux brunes (rive nord) atteignaient 860 mg/m^3 et 10,38 mg/m^3, respectivement (figure 2.4). Les valeurs correspondantes obtenues aux stations situées en eaux vertes (rive sud) étaient de 478 mg/m^3 et de 9,6 mg/m^3 (Provencher, 1977, cité par Langlois *et al.*, 1992).

Aux abords de Gentilly, Contant et Lacoursière (1978) ont signalé la présence d'un pic de biomasse en mai (1800 à 2666 mg/m^3). Les valeurs de biomasse estivale (juin-août) étaient de l'ordre de 200 à 500 mg/m^3 (volume cellulaire) et augmentaient à 800 à 1335 mg/m^3 en septembre. Les Diatomées filamenteuses formaient la plus grande part de la biomasse (*Diatoma tenue* var. *elungatum*, *Cyclotella meneghiniana*, *Melosira binderana*). En été et en automne, on notait la présence additionnelle de Diatomées périphytiques resuspendues (*Cocconeis* spp.) et d'une Chlorophycée coloniale (*Pediastrum simplex*).

Ces résultats sont appuyés par une étude à plus grande échelle spatiale, couvrant cinq sites entre Cornwall et Trois-Rivières (Paquet *et al.*, 1993). Le suivi de la biomasse et de la composition taxonomique du phytoplancton (311 espèces) a permis de déterminer que les algues périphytiques arrachées de leur substrat n'apparaissent dans le seston que de manière sporadique. Les communautés phytoplanctoniques récoltées dans le même type d'eau avaient une composition et un modèle saisonnier de biomasse similaire dans l'axe amont-aval. Un pic de biomasse était observé au printemps, les stations en eaux vertes supportant des biomasses phytoplanctoniques supérieures (volume cellulaire : 1120 à 4300 mg/m^3) à celles des eaux brunes (240 à 760 mg/m^3). Les Diatomées étaient prédominantes en eaux vertes, tandis que les Cryptophycées étaient plus importantes en eaux brunes.

FIGURE 2.4

Chlorophylle *a*, biomasse et diversité du phytoplancton du lac Saint-Pierre en 1976



Sources : Adapté de Provencher, 1977, dans Langlois et al., *1992.*

Un échantillonnage de 30 tributaires du Saint-Laurent entre le lac des Deux Montagnes et Québec (Provencher, 1977) a montré que ces derniers contribuaient aussi à la biomasse phytoplanctonique du fleuve (tableau 2.2). La biomasse moyenne estivale varie selon le milieu physique, les paramètres physico-chimiques et le degré d'enrichissement en sels nutritifs de chaque tributaire, allant de 59 mg/m^3 (volume cellulaire) dans la rivière Montmorency à 6621 mg/m^3 dans la rivière Rigaud (Provencher, 1977).

2.2.2.2 Estuaire fluvial

L'influence caractéristique des deux grandes masses d'eau et des autres effluents sur la communauté phytoplanctonique semble cependant disparaître dans la zone assujettie au cycle de marée, en aval de Trois-Rivières. Un échantillonnage mensuel (juillet 1975 à février 1976) à une trentaine de stations entre Cornwall et Montmagny a permis de détecter la présence de communautés phytoplanctoniques distinctes dans les tronçons situés en amont (zone fluviale) et en aval (zone tidale) de Trois-Rivières (Provencher, 1976). En été, la communauté phytoplanctonique de la partie amont était plus diversifiée et supportait une biomasse inférieure à celle trouvée en aval; ces différences tendaient cependant à disparaître en hiver (février). En amont, un seul pic de biomasse (volume cellulaire : 1589 mg/m^3) a été atteint en décembre, tandis que des maximums étaient observés en septembre (3645 mg/m^3) et en décembre (1827 mg/m^3) en aval de Trois-Rivières. La succession saisonnière des groupes correspond cependant aux modèles précédemment décrits : les Diatomées dominent généralement la composition du plancton, particulièrement de septembre à juin. La dominance des Diatomées filamenteuses (*Melosira* et *Fragilaria* spp.) a été maintes fois rapportée au cours des mois d'automne, d'hiver et de printemps. Au cours des mois d'été, plusieurs espèces de Chlorophycées, de Cryptophycées (en amont de Trois-Rivières) et de Zygophycées (*Spyrogyra* sp., en aval) viennent s'ajouter aux Diatomées.

Le phytoplancton estival de la région de l'île d'Orléans a aussi été décrit selon son abondance et sa composition spécifique par Cardinal et Bérard-Therriault (1976) et Désilets *et al.* (1989), qui y ont également observé une prépondérance de Diatomées, en particulier *Skeletonema subsalsum*.

À plusieurs endroits, des quantités importantes de matières organiques sont rejetées dans le Saint-Laurent; cette situation a soulevé la possibilité d'une eutrophisation du milieu fluvial. Le Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent (Delisle *et al.*, 1978) a examiné la question pour conclure qu'il n'y avait pas de déficience d'oxygène dissous dans le fleuve. Plusieurs mesures de la concentration de chlorophylle *a* entre Sorel et Québec (faibles valeurs oscillant entre 2 et 5 mg/L, Painchaud, 1992) ne sont pas caractéristiques de milieux affectés par

TABLEAU 2.2

Biovolumes et chlorophylle *a* estivals de 30 tributaires du Saint-Laurent en 1976

Tributaires	Biovolumes (mg/m³)	S_x (écart type)	Chlorophylle *a* (mg/m³)	S_x (écart type)
À production faible				
Montmorency	59,0	7,0	1,6	1,3
Sainte-Anne	169,0	61,0	2,6	1,9
Jacques-Cartier	139,0	12,0	2,7	0,7
Saint-Maurice	194,0	156,0	3,2	2,4
Petite du Chêne	491,0	108,0	3,3	1,3
Du Loup	273,0	199,0	3,4	3,0
Maskinongé	112,0	6,0	3,5	2,8
Outaouais	257,0	17,0	4,1	3,1
Saint-Charles (Qc)	649,0	131,0	4,2	2,0
À production moyenne				
Champlain	250,0	42,0	4,7	5,1
Yamachiche	424,0	279,0	5,0	2,5
Portneuf	226,0	112,0	5,3	4,7
Richelieu	404,0	303,0	5,8	6,4
Châteauguay	423,0	287,0	6,6	5,3
Du Chêne	1579,0	241,0	6,6	1,2
Chaudière	1690,0	1246,0	6,6	6,4
À production forte				
Bécancour	1658,0	1061,0	9,0	6,4
L'Assomption	662,0	281,0	9,2	12,5
Batiscan	128,0	23,0	9,3	13,3
Etchemin	1074,0	331,0	9,9	4,9
Gentilly	255,0	199,0	10,6	10,5
Saint-Louis	538,0	156,0	11,4	13,5
Saint-François	1897,0	78,0	12,3	13,0
Nicolet	1561,0	303,0	13,0	14,8
Delisle	568,0	33,0	15,8	8,9
Du Nord	1286,0	1541,0	16,4	22,8
Mascouche	797,0	223,0	16,8	13,0
Yamaska	506,0	482,0	26,1	9,7
Rigaud	6621,0	6425,0	39,7	51,9
Bayonne	3093,0	3690,0	58,6	99,1

Source : Provencher, 1977.

une eutrophisation poussée. Seules des mesures parallèles de production primaire, de respiration et d'oxygène dissous permettraient d'évaluer correctement l'état trophique du Saint-Laurent, ce qui n'a pas été fait jusqu'à ce jour.

La transition de la communauté phytoplanctonique (taille > 56 µm) de la zone tidale (en aval du lac Saint-Pierre) à l'eau saumâtre (Montmagny) a été décrite qualitativement à l'aide de récoltes au filet effectuées en octobre 1973 (Éco-Recherches ltée, 1974). Parmi les 97 taxons dénombrés, les Diatomées (57 espèces) étaient les plus abondantes, particulièrement les espèces coloniales (notamment *Fragilaria capucina*, *Melosira granulata* et *Asterionella formosa*). L'abondance relative (700 à 65 000 cellules par litre) et le nombre total d'espèces (4 à 25) récoltées à chaque station étaient cependant peu élevés. La variabilité entre les stations était telle qu'aucun modèle spatial n'a pu être détecté.

2.2.2.3 Moyen estuaire

Des changements de composition et de biomasse phytoplanctoniques ont été rapportés dans la région située entre l'île d'Orléans et l'île aux Coudres, où la transition estuarienne fait passer la salinité des eaux de 0 à 10 p. 1000. Le nombre de cellules phytoplanctoniques et la concentration de chlorophylle *a* y étaient généralement inférieurs à ceux du secteur fluvial (Cardinal et Bérard-Therriault, 1976; Painchaud et Therriault, 1985; Painchaud *et al.*, 1987). Cependant, les très fortes valeurs du rapport entre la quantité de carbone organique particulaire et la chlorophylle *a* (> 1000; Painchaud et Therriault, 1985) indiquaient la présence d'une abondante quantité de résidus. Cette observation suggère que les cellules phytoplanctoniques transportées en eaux saumâtres pourraient être en mauvaise condition physiologique, possiblement en raison du stress de la transition entre l'eau douce et l'eau saumâtre. La composition spécifique révèle en effet la présence d'une flore comportant un mélange d'espèces, les espèces d'eau douce étant progressivement remplacées par des espèces d'eau saumâtre (Cardinal et Lafleur, 1977).

Le phytoplancton de la partie amont du moyen estuaire a été décrit en fonction de sa composition particulière, de son abondance et de sa biomasse. La communauté y est dominée par les Microflagellés (Désilets *et al.*, 1989). Probablement à cause de la forte turbidité et des problèmes de transition rencontrés par les espèces d'eau douce, l'abondance et la capacité photosynthétique du phytoplancton y sont caractérisées par des valeurs plus faibles que dans le tronçon fluvial et dans l'estuaire maritime (Désilets *et al.*, 1989; Painchaud et Therriault, 1989; Painchaud *et al.*, 1990). Le sort du phytoplancton dulcicole dans la zone de transition saline est inconnu, quoique diverses hypothèses aient été proposées : mortalité liée à l'inhibition de la photosynthèse, à la floculation des cellules, au choc osmotique, au broutement (Painchaud *et al.*, 1990). Quoi qu'il en soit, la communauté phytoplanctonique se réorganise complètement au

niveau de la zone de transition saline. Par ailleurs, cette zone ne semble pas caractérisée par une production primaire élevée.

La communauté phytoplanctonique de la partie aval du moyen estuaire (de l'île aux Coudres au Saguenay) est caractérisée par une dominance d'espèces marines, principalement des Diatomées, quoique des espèces dulcicoles soient aussi présentes (Cardinal et Lafleur, 1977; Lafleur *et al.*, 1979). Cette zone du Saint-Laurent semble peu propice au développement phytoplanctonique : l'abondance des cellules y est faible (Cardinal et Lafleur, 1977; Lafleur *et al.*, 1979; Fortier et Legendre, 1979; Demers et Legendre, 1979), et les concentrations de chlorophylle *a*, relativement basses (< 1 à 2 mg/L; Demers et Legendre, 1981; Painchaud *et al.*, 1987). La variabilité et les facteurs de contrôle de la production primaire y ont été étudiés en détail à la fin des années 1970, et les variations induites par les cycles semi-mensuels et semi-diurnes de la marée ont été mises en lumière. La capacité photosynthétique du phytoplancton présente également des cycles circadiens endogènes, possiblement en phase avec le cycle semi-diurne de marée (Demers et Legendre, 1979; Legendre *et al.*, 1985). Dans cette zone de l'estuaire, la turbidité de même que le mélange vertical intense, causés en particulier par la marée, contrôlent la dynamique phytoplanctonique (Bah et Legendre, 1985). Ainsi, la lumière plutôt que les éléments nutritifs serait le principal facteur de contrôle : la couche de mélange étant généralement plus profonde que la couche où a lieu la photosynthèse (Demers et Legendre, 1981), le développement phytoplanctonique y est limité, ce qui explique la faible abondance du phytoplancton mentionnée précédemment. Dans ce secteur, les études sur l'écologie du phytoplancton ont été orientées sur le thème de la variabilité à court et moyen terme.

Quant au fjord du Saguenay, la très forte stratification thermohaline présente sur toute sa longueur y maintient une couche superficielle mince, relativement chaude et peu salée (1 à 18 p. 1000) (Côté et Lacroix, 1978). Les variations saisonnières (Côté, 1981) et à court terme (Côté et Lacroix, 1978, 1979b) des caractéristiques phytoplanctoniques ont été décrites. Le faible niveau de production primaire qu'on y observe résulterait de l'influence des grands apports d'eau douce qui modifient l'épaisseur et les caractéristiques physico-chimiques de la couche de mélange, favorisant un transport rapide vers l'aval de la biomasse phytoplanctonique (Côté et Lacroix, 1979a; Cloutier *et al.*, 1985).

2.2.2.4 Estuaire maritime et golfe

C'est certainement dans l'estuaire maritime que le phytoplancton a été l'objet de la plus grande attention. Therriault et Levasseur (1985) ont décrit la répartition spatio-temporelle de la production primaire et de la biomasse phytoplanctonique à moyen et long terme (mensuel et saisonnier) et à grande échelle. Ils ont pu diviser l'estuaire maritime en quatre sous-régions selon leurs

caractéristiques respectives de production primaire, qui, elles-mêmes, découlent des conditions hydrodynamiques locales : la région des remontées d'eaux froides profondes vers la surface, située à la tête du chenal Laurentien; la région d'écoulement d'eau douce, longeant la côte sud de l'estuaire; la région du panache des rivières Manicouagan et aux Outardes; enfin, la région voisine du golfe, à la sortie de l'estuaire. La lumière et les débits d'eau douce y sont identifiés comme les plus importants facteurs de contrôle de la production primaire. À plus court terme (semi-mensuel à semi-diurne), la variabilité du phytoplancton a été observée et interprétée en fonction de la stabilité de la colonne d'eau, elle-même contrôlée par les cycles semi-mensuels et semi-diurnes de la marée (Sinclair, 1978; Fortier et Legendre, 1979). La structure spatiale du phytoplancton a été associée aux vents et aux courants de marée (Levasseur *et al.*, 1983).

D'une façon générale, la multiplication du phytoplancton n'y est pas freinée par l'épuisement des éléments nutritifs, lesquels sont toujours abondants, mais par des facteurs physiques : les conditions de stabilité de la colonne d'eau, l'intensité lumineuse moyenne de la couche de mélange et la température (Levasseur *et al.*, 1984; Vandevelde *et al.*, 1987). Toutefois, la situation fait exception à la tête de l'estuaire maritime, où le développement phytoplanctonique consécutif à un épisode de remontées d'eaux semble limité par l'épuisement des nitrates et silicates dans l'eau (Levasseur et Therriault, 1987).

Une certaine attention a été portée à la composition particulière et à la structure de la communauté phytoplanctonique, qui est dominée par les Diatomées dans la zone de remontées d'eaux (Levasseur et Therriault, 1987). Ailleurs, les Microflagellés et les Diatomées sont les groupes taxonomiques qui dominent de façon alternative (Cardinal et Lafleur, 1977; Levasseur *et al.*, 1984; Levasseur et Therriault, 1987; Sinclair *et al.*, 1980). Toutefois, il est à noter que la zone de l'estuaire maritime directement sous l'influence des rivières Manicouagan et aux Outardes est favorable au développement d'*Alexandrium excavatum* (autrefois nommé *Protogonyaulax tamarensis*), un Dinoflagellé responsable de l'intoxication paralysante par les mollusques (Therriault *et al.*, 1985; Cembella et Therriault, 1988). Cembella *et al.* (1988b) suggèrent que les kystes, détectés en grande abondance dans les sédiments à proximité de l'embouchure des rivières Manicouagan et aux Outardes, seraient la source d'*Alexandrium* pour l'ensemble de l'estuaire maritime.

L'une des caractéristiques les plus intéressantes de la dynamique de la production primaire dans l'estuaire maritime est le cycle différé jusqu'à juin, alors qu'en aval, dans le golfe, cette poussée de phytoplancton prend place en mai et même en avril. Cependant l'estuaire maritime est vaste, et la production primaire n'est pas uniforme partout; elle varie selon la turbidité et la stabilité de

la colonne d'eau. Dans la région de la rive sud, on mesure à peine 30 g de chlorophylle *a* au mètre carré par année. Dans la sous-région des remontées d'eaux, on obtient des valeurs annuelles de 90 g et de 130 g de chlorophylle *a* au mètre carré dans la région sous l'influence des forts débits d'eau douce des rivières Manicouagan et aux Outardes (Therriault *et al.*, 1990). De telles valeurs sont comparables à celles qui ont été obtenues dans d'autres régions estuariennes comme le détroit de Puget sur la côte ouest des États-Unis et de Long Island, près de New York, sans toutefois les dépasser.

Par ailleurs, la dynamique et les facteurs de contrôle du phytoplancton de la zone littorale ont été décrits par Demers *et al.* (1987). L'évolution saisonnière du phytoplancton y est semblable à celle qui est observée au large, mais les variations à plus court terme sont liées aux conditions éoliennes plutôt qu'au cycle semi-mensuel de la marée. La production primaire et la capacité photosynthétique y sont plus élevées qu'au large, mais la biomasse y est plus faible à cause du broutement exercé par les organismes benthiques, en particulier *Mytilus edulis* (Fréchette et Bourget, 1985a, 1985b). Enfin, le phytoplancton des glaces saisonnières a aussi été décrit par Demers *et al.* (1984). En somme, le phytoplancton de l'estuaire maritime a été examiné dans toute la gamme d'échelles spatio-temporelles; sa composition particulière a été abondamment décrite, quoique peu d'études se soient arrêtées à la structure de sa communauté.

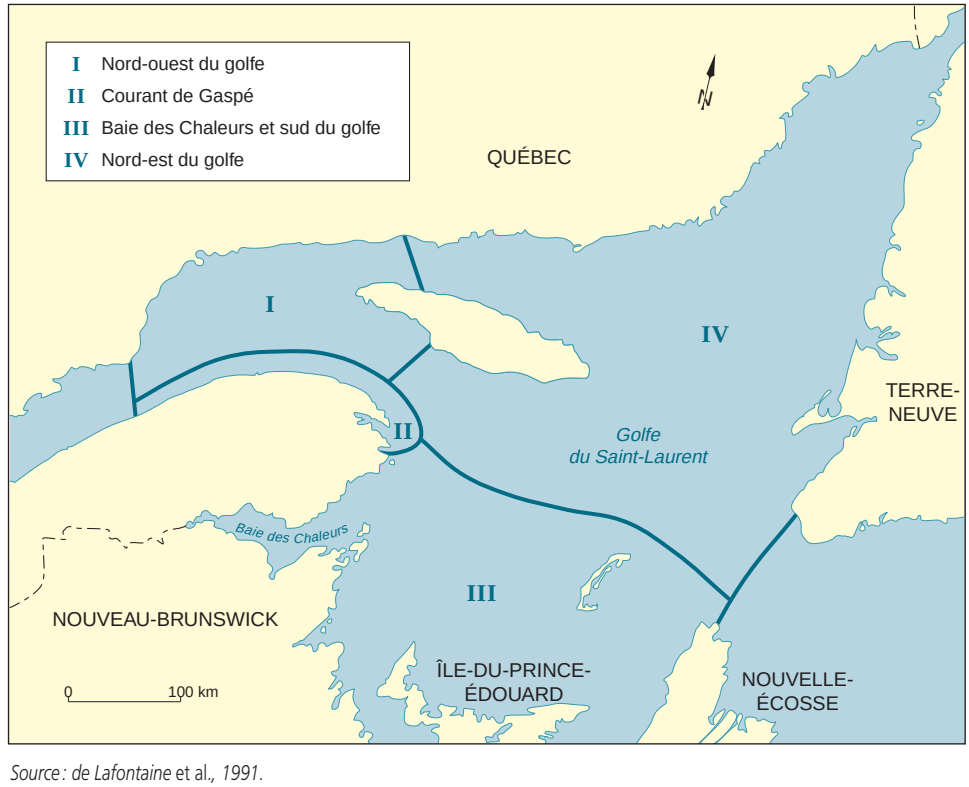
Le golfe, enfin, constitue la région où les efforts actuels de recherche sont maintenant concentrés mais où, jusqu'ici, les études n'ont pas été aussi nombreuses que dans l'estuaire maritime (de Lafontaine *et al.*, 1991). À grande échelle, la production primaire de même que l'abondance de la chlorophylle *a* (avril-novembre) ont été étudiées (Steven, 1974). Sévigny *et al.* (1979) ont examiné la composition particulière, l'abondance et la production primaire dans la partie nord-ouest du golfe pendant l'été; ils ont mis en évidence la dichotomie très nette entre le courant de Gaspé (physiquement très dynamique, avec de fortes biomasses et une production élevée, une surabondance d'éléments nutritifs, une dominance des Diatomées) et la gyre d'Anticosti (physiquement stable, biomasse et production faibles, déficiences en éléments nutritifs, dominance des Flagellés et des Dinoflagellés). Platt (1972) a aussi observé une grande abondance de phytoplancton dans le courant de Gaspé. Toutefois, de Lafontaine *et al.* (1981, 1984) rapportent qu'au printemps, la biomasse phytoplanctonique de la région amont de l'île d'Anticosti (gyre d'Anticosti) peut excéder celle du courant de Gaspé.

Il est à noter que la présence du Dinoflagellé toxique *Alexandrium excavatum* est habituellement restreinte aux côtes de la Gaspésie et de la Haute-Côte-Nord, et l'espèce n'est pas présente dans la baie des Chaleurs, aux îles de

la Madeleine et dans le sud et le nord-est du golfe (Therriault *et al.*, 1985). Toutefois, en 1988, l'intoxication paralysante par les mollusques est apparue dans le sud du golfe, et il est possible que le courant de Gaspé ait entraîné *Alexandrium* de l'estuaire jusqu'au golfe (Trites et Drinkwater, 1991). La composition particulière du phytoplancton dans la baie des Chaleurs a été décrite en détail par Brunel (1962). La production primaire, la biomasse et la structure de la communauté phytoplanctonique y ont été analysées par Legendre et Watt (1970) et Legendre (1971, 1973). Enfin, au large des îles de la Madeleine, la structure verticale et la composition particulière du phytoplancton ont été étudiées par Vandevelde *et al.* (1987); à l'intérieur de la lagune de la Grande Entrée, l'abondance, la composition floristique, la diversité et l'activité photosynthétique ont été décrites et trouvées semblables à celles du golfe et à celles qui ont été observées avant l'établissement d'une myticulture commerciale (Roy *et al.*, 1991). De Lafontaine *et al.* (1991) ont divisé le nord-est du golfe en quatre régions aux caractéristiques topographiques et aux régimes hydrodynamiques distincts (figure 2.5). La région I, le nord-ouest du golfe, se caractérise par la présence d'une gyre permanente. Le courant de Gaspé, qui longe la péninsule gaspésienne, constitue la région II; cette région se démarque de la première par la présence d'un système frontal. La distinction entre la région III, la baie des Chaleurs et le sud du golfe, et la région IV, le nord-est du golfe, s'est faite le long de l'isobathe de 200 m.

FIGURE 2.5

Division du golfe du Saint-Laurent en quatre secteurs selon leurs caractéristiques hydrodynamiques et topographiques



Source : de Lafontaine et al., *1991.*

2.2.3 ZOOPLANCTON

Le terme «zooplancton» réfère à l'ensemble des organismes mono ou pluricellulaires, animaux qui vivent dans la colonne d'eau. Ainsi, la distribution des organismes qui le composent est fortement associée à l'hydrodynamique et aux caractéristiques physico-chimiques des masses d'eau. Bien que ces organismes soient capables de mouvements propres à petite échelle, leurs déplacements horizontaux dépendent principalement des mouvements des masses d'eau. Plusieurs organismes zooplanctoniques, comme les Euphausides, effectuent cependant des migrations verticales quotidiennes importantes, de l'ordre de dizaines, voire de centaines de mètres. L'ichtyoplancton, c'est-à-dire le plancton constitué des larves de poissons, est probablement la catégorie de zooplancton la plus étudiée, à cause de l'importance économique des poissons.

2.2.3.1 Tronçon fluvial

Les seuls travaux répertoriés en amont du lac Saint-Pierre ont été réalisés au début des années 1980 (Loubier, 1983). Ces travaux, effectués dans la région de Montréal, ont mis en évidence la dominance des Rotifères *Notholca squamula*, *N. acuminata* et *Synchaeta* spp. dans les communautés zooplanctoniques. Les autres organismes recensés étaient des Cladocères et des Copépodes cyclopoïdes.

Au lac Saint-Pierre, on retrouve le zooplancton dans deux types de milieux : l'eau libre et la plaine d'inondation (Langlois *et al.*, 1992). Quelques études se sont intéressées au zooplancton de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre au printemps (Soléco consultants inc., 1983; Bendwell et associés ltée, 1985). Les organismes zooplanctoniques de la plaine d'inondation constituent la ressource alimentaire principale des petits poissons et des alevins des nombreuses espèces qui se reproduisent dans cette zone. Les principales espèces zooplanctoniques de la plaine d'inondation sont des Copépodes cyclopoïdes, en particulier *Diacyclops bicuspidatus thomasi*, et les genres *Acanthocyclops*, *Mesocyclops*, *Macrocyclops* et *Eucyclops* (Soléco consultants inc., 1983). Les autres organismes abondants sont les Cladocères *Simocephalus expinosus* et *Daphnia* spp. ainsi que les Rotifères. La plupart des organismes importants dans cet habitat passager ou transitoire ont, en général, une ou plusieurs des caractéristiques suivantes : court cycle vital, grande adaptabilité à des conditions qui évoluent rapidement, souvent en quelques heures à peine, et adaptation à la sécheresse par formation de kystes (cas des Copépodes immatures) ou d'œufs résistants à la dessication (Rotifères, Ostracodes, mollusques, Cladocères, insectes).

En eau libre, l'espèce dominante est encore une fois *Diacyclops bicuspidatus thomasi*, et l'on retrouve également un grand nombre de Cladocères (*Bosmina longirostris* et *Chydorus sphaericus*), de même que quelques Copépodes calanoïdes (*Diaptomus*, *Limnocalanus* et *Eurytemora*) (Tousignant, 1976; Bendwell et associés ltée, 1985).

Lors de la crue printanière, les biomasses zooplanctoniques atteintes dans la plaine d'inondation (40 175 mg/m^3 à la fin du mois de mai 1984) représentent plus de 200 fois la biomasse échantillonnée en même temps en eau libre dans le tronçon fluvial (368 mg/m^3) (Bendwell et associés ltée, 1985). Vraisemblablement, une fois la crue terminée, en juin, ces habitats littoraux (en particulier les herbiers aquatiques et les divers types de marais) sont peut-être tout aussi productifs, et ce, beaucoup plus longtemps que la durée de la saison des crues. Nous avons grandement besoin d'observations quantitatives sur la productivité comparée des milieux littoraux afin de comprendre l'importance relative des différentes composantes (voir Langlois *et al.*, 1992, pour quelques données préliminaires).

Aucune information n'est disponible sur l'ichtyoplancton entre Cornwall et Trois-Rivières, bien que de nombreux sites de fraie aient été identifiés dans l'archipel de Montréal, dans les îles de Boucherville et au lac Saint-Pierre.

2.2.3.2 Estuaire fluvial

Plusieurs études sur le zooplancton et sur l'ichtyoplancton ont été réalisées entre le lac Saint-Pierre et l'extrémité est de l'île d'Orléans (Pinel-Alloul *et al.*, 1981; Tousignant, 1974). Il semble que ce milieu fluvial soit peu propice au maintien des populations zooplanctoniques, qui dévalent rapidement vers l'estuaire moyen. Les petites baies et autres milieux protégés de cette section sont les seuls endroits susceptibles de supporter des communautés importantes de zooplancton, principalement dominées par des Rotifères. Quant aux larves de poissons, leur distribution n'est pas documentée (Ghanimé *et al.*, 1990). On peut toutefois s'attendre à retrouver des œufs ou larves de Poulamon atlantique (*Microgadus tomcod*) entre Sainte-Anne-de-la-Pérade et l'estuaire moyen pendant les quelques jours suivant leur éclosion dans la rivière Sainte-Anne, à la fin de l'hiver (Couture *et al.*, 1982).

2.2.3.3 Moyen estuaire

Les connaissances sur le zooplancton du moyen estuaire sont relativement récentes, si l'on fait exception des listes taxonomiques préliminaires publiées dans la première moitié du siècle (Willey, 1932; Préfontaine, 1936; Tremblay, 1942). Depuis le début des années 1970, plusieurs études ont été effectuées dans ce secteur (Bousfield *et al.*, 1975; Gagnon et Lacroix, 1981, 1982, 1983; Courtois *et al.*, 1982; Maranda et Lacroix, 1983; Dodson *et al.*, 1989).

De façon générale, la diversité et l'abondance totale du zooplancton sont faibles dans le moyen estuaire. Les densités les plus élevées sont observées dans la zone de turbidité maximale située en aval de l'île d'Orléans, alors que l'abondance est minimale à l'ouest et au sud de l'île aux Coudres (Bousfield *et al.*, 1975; Dodson *et al.*, 1989). Plus en aval, l'abondance du zooplancton augmente à nouveau (Runge et Simard, 1990).

Dans le moyen estuaire, différentes communautés zooplanctoniques se succèdent le long du gradient de salinité (Bousfield *et al.*, 1975; Runge et Simard, 1990). La zone de turbidité maximale, située entre l'île d'Orléans et l'archipel de Montmagny, est caractérisée par des espèces d'eau douce comme le Cladocère *Bosmina longirostris*, les Copépodes harpacticoïdes *Ectinomosa* spp. et le Mysidacé *Neomysis americana* (Bousfield *et al.*, 1975). Dodson *et al.* (1989) rapportent également des abondances élevées de *Gammarus* spp. et de *Mysis stenolepis* dans ce secteur. À la hauteur du front salin situé un peu plus en aval, la communauté zooplanctonique est dominée par le Copépode *Eurytemora affinis*. Enfin, la partie du moyen estuaire en aval de l'île aux Coudres, où la salinité atteint 20 à 25 p. 1000, est dominée par les Copépodes *Eurytemora herdmani* et *Acartia longiremis* et, à partir de Rivière-du-Loup, un Copépode caractéristique des eaux salées (*Calanus firmarchicus*) devient le taxon dominant (Bousfield *et al.*, 1975).

Cette distribution des espèces a été établie à partir d'études relativement peu étendues dans le temps, mais il est clair qu'il existe une variabilité temporelle à petite et à grande échelle dans l'abondance et la composition du zooplancton du moyen estuaire (Gagnon et Lacroix, 1981).

Les différentes études réalisées dans ce secteur ont mis en évidence la présence de plusieurs espèces endémiques dans la partie supérieure du moyen estuaire. Ces espèces (*Eurytemora affinis*, *Ectinosoma curticorne* et *Neomysis americana*) se maintiennent dans la zone de turbidité maximale et y accomplissent toutes les phases de leur cycle vital, en dépit du transport net des masses d'eau vers l'aval. Le mécanisme par lequel elles maintiennent leur position dans l'estuaire est inconnu, mais il pourrait être lié aux processus hydrodynamiques responsables de l'accumulation des matières en suspension dans ce secteur et aux mouvements verticaux des espèces zooplanctoniques (Gagnon et Lacroix, 1983; Dodson *et al.*, 1989). Dans les grands estuaires des régions boréales comme la baie de Delaware ou l'estuaire des rivières Sacramento et San Joaquin, on a noté un comportement analogue chez plusieurs espèces qui réussissaient ainsi à échapper à la dévalaison et à maintenir des populations permanentes dans ces conditions difficiles (Runge et Simard, 1990).

Entre l'île aux Coudres et le Saguenay, les deux espèces dominantes d'ichtyoplancton sont le Capelan (*Mallotus villosus*) et le Hareng (*Clupea harengus harengus*). Bien que l'abondance des larves de Capelan soit très élevée à la suite de l'éclosion en mai et juin (jusqu'à 10 ind./m^3), celles-ci sont rapidement exportées vers l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent (Jacquaz *et al.*, 1977; de Lafontaine *et al.*, 1981, 1984; Fortier et Leggett, 1982, 1983, 1985). Cependant, les larves de Hareng demeurent toute la saison dans cette partie du

moyen estuaire, qui constitue une aire d'alevinage importante pour l'espèce (Able, 1978; Fortier et Gagné, 1990). D'autres espèces (Lançon, Plie lisse, Plie rouge) font partie de l'ichtyoplancton de cette région, mais leur abondance est beaucoup moindre (Powles *et al.*, 1984).

Deux études se sont intéressées au zooplancton du Saguenay (Rainville, 1979; de Ladurantaye *et al.*, 1984). Dans le bassin intérieur du fjord, les espèces dominantes de Copépodes sont *Oncaea borealis*, *Oncaea similis* (deux Cyclopoïdes très peu abondants dans l'estuaire du Saint-Laurent) et *Microcalanus pygmaeus* (Rainville, 1979). *Pseudocalanus* s'avère plus abondant que dans l'estuaire, mais cette espèce ne dépassait jamais 3 p. 100 du nombre total de Copépodes dans les échantillons récoltés. Dans le premier bassin, près de l'embouchure, la composition du zooplancton ressemble beaucoup plus à celle de l'estuaire, avec des espèces comme *Calanus*, *Acartia*, *Eurytemora* et *Oithona* (Rainville, 1979; de Ladurantaye *et al.*, 1984). Ces auteurs concluent que le premier bassin subit des échanges réguliers avec l'estuaire du Saint-Laurent, alors que le bassin intérieur demeure plus isolé et est constitué de masses d'eau aux caractéristiques arctiques qui supportent des populations endémiques de *Microcalanus* et d'*Oncaea*. Par ailleurs, cette partie du fjord abrite des populations de neuf espèces de Mysidacés, dont deux (*Mysis littoralis* et *Boreomysis nobilis*) sont considérées comme des espèces arctiques ou subarctiques (de Ladurantaye et Lacroix, 1980).

2.2.3.4 Estuaire maritime et golfe

Les études de Côté (1972), Ouellet-Larose (1973), Rainville (1979, 1990), Rainville et Marcotte (1985), Simard (1985) et Simard *et al.* (1985, 1986a, 1986b) constituent les principaux travaux qui existent sur le zooplancton de l'estuaire maritime. Les constituants les plus importants du zooplancton de cette région sont des Copépodes, qui représentent 79 à 90 p. 100 des organismes récoltés entre mai et octobre (Rainville, 1979). Au total, une trentaine d'espèces de Copépodes ont été recueillies, les plus abondantes étant *Calanus finmarchicus* et *C. hyperboreus*. À elles seules, ces deux espèces constituent près de 50 p. 100 des organismes zooplanctoniques. Les autres espèces fréquemment retrouvées étaient *Acartia longiremis*, *Eurytemora herdmani*, *Microcalanus pygmaeus* et *Oithona similis*. Une caractéristique importante est la faible représentation dans les échantillons de *Pseudocalanus*, un genre pourtant caractéristique des océans tempérés un peu partout dans le monde. La prédominance des grosses formes appartenant au genre *Calanus* est donc particulière au Saint-Laurent (Runge et Simard, 1990).

Parmi les autres organismes zooplanctoniques, le plus abondant est l'Ostracode *Conchœcia elegans* (Rainville et Marcotte, 1985), dont la présence pourrait avoir été sous-estimée par les méthodes d'échantillonnage utilisées. Les Euphausides *Meganyctiphanes norvegica*, *Thysanœssa raschi* et *T. inermis* constituent

un autre groupe très important de l'estuaire maritime. Trois espèces ont été identifiées dans des aggrégations pouvant atteindre 100 km de longueur et entre 1 km et 7 km de largeur du côté nord du chenal Laurentien (Simard *et al.*, 1986a). Dans les secteurs où ils ont été observés, ces organismes représentaient jusqu'à 90 p. 100 de la biomasse zooplanctonique (Simard *et al.*, 1986a, 1986b). Cette importance des Euphausides distingue l'estuaire du Saint-Laurent des autres systèmes estuariens connus (Runge et Simard, 1990). Les autres organismes zooplanctoniques comme les Chaetognathes, les Méduses, les Cténophores et les Larvacés ont été observés dans moins de 10 p. 100 des échantillons récoltés (Côté, 1972). Cette faible représentation est surprenante mais peut s'expliquer par le fait que ces organismes fréquentent habituellement des eaux profondes, qui ont été peu échantillonnées dans le cadre des études citées (Rainville et Marcotte, 1985).

À la lumière des études disponibles, Runge et Simard (1990) concluent que l'émigration et l'immigration du zooplancton dominent le taux de production dans l'estuaire maritime, ce qui résulte en une aggrégation d'Euphausides et une communauté dominée par les gros Copépodes du genre *Calanus*. Contrairement au moyen estuaire, aucune population endémique ne semble se maintenir dans l'estuaire maritime.

Du côté de l'ichtyoplancton, on note une abondance élevée de larves de poissons dans l'estuaire maritime, mais aucune zone de rétention et aucune aire d'alevinage n'y ont été décrites. L'espèce dominante au printemps est le Lançon d'Amérique (*Ammodytes americanus*) qui représente 85 p. 100 de toutes les larves. En été, les espèces les plus abondantes sont le Capelan (*Mallotus villosus*), le Hareng atlantique (*Clupea harengus*), le Sébaste (*Sebastes* spp.), la Morue franche (*Gadus morhua*) et la Motelle à quatre barbillons (*Enchelyopus cimbrius*). La répartition spatiale des stades larvaires de poissons et leur distribution de tailles démontrent que ces espèces sont transportées vers l'aval, le long de la rive sud (de Lafontaine, 1990). L'abondance de l'ichtyoplancton est très faible du côté nord de l'estuaire maritime, où les habitats côtiers propices à la fraie sont rares. En résumé, cette partie de l'estuaire ne représente pas une zone de rétention majeure pour les larves de poisson, et les espèces observées font plutôt partie de populations distribuées dans le golfe du Saint-Laurent (de Lafontaine, 1990).

Plusieurs auteurs ont tenté de diviser le golfe en différentes parties selon les processus hydrodynamiques et les ressources biologiques (Steven, 1971; Dunbar *et al.*, 1980; de Lafontaine *et al.*, 1991). Nous utiliserons toutefois la division du golfe en quatre zones distinctes, proposée par de Lafontaine *et al.* (1991) (figure 2.5) et décrite précédemment dans la section sur le phytoplancton de l'estuaire maritime et du golfe (section 2.2.2).

De façon générale dans l'ensemble des secteurs, les Copépodes constituent plus de 75 p. 100 de tous les organismes zooplanctoniques. Les autres organismes présents en nombre important sont les Cladocères, les Euphausides et des larves et des œufs planctoniques non identifiés (de Lafontaine *et al.*, 1991).

Le courant de Gaspé, qui longe la péninsule gaspésienne, est composé d'eaux relativement plus chaudes et riches en sels nutritifs que les eaux de l'estuaire maritime. Il existe peu d'information sur la composition zooplanctonique de cette région (de Lafontaine *et al.*, 1991). Cependant, des travaux récents ont mis en évidence une concentration de stades larvaires de Copépodes (nauplii et copépodites) de 10 à 20 fois supérieure à celle qui a été observée dans la gyre d'Anticosti, dans le nord-ouest du golfe. Il semble que certaines espèces de Copépodes profitent de la biomasse phytoplanctonique élevée du courant de Gaspé pour s'y reproduire. D'après ces travaux, l'espèce dominante dans la communauté zooplanctonique du courant de Gaspé serait *Calanus finmarchicus*. On note aussi la présence de *Pseudocalanus minutus*, *Temora longicornis* et *Oithona similis*.

Dans le cas de l'ichtyoplancton, les données sont plus nombreuses. En effet, plusieurs études se sont intéressées à cet aspect depuis une vingtaine d'années (Jacquaz *et al.*, 1977; Able, 1978; de Lafontaine *et al.*, 1981, 1984; Ouellet, 1987). De façon générale, les larves de Lançon dominent au printemps, alors que celles du Capelan sont les plus abondantes pendant l'été. Les autres espèces que l'on retrouve en quantités significatives sont la Morue franche, le Hareng atlantique et la Plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*) (de Lafontaine *et al.*, 1981, 1984; Ouellet, 1987). Tous ces travaux ont démontré que l'abondance de l'ichtyoplancton et le nombre d'espèces présentes étaient plus élevés dans le courant de Gaspé que dans la partie nord-ouest du golfe.

Les premiers travaux réalisés dans le golfe ont suggéré que la partie nord-ouest de ce bassin était dominée par différentes espèces de *Calanus* (*C. finmarchicus*, *C. glacialis* et *C. hyperboreus*), alors que les eaux situées dans la partie sud du golfe étaient dominées par des espèces plus petites, comme *Temora* et *Tortanus* (Willey, 1919). L'analyse des études réalisées depuis ce temps semble appuyer cette conclusion.

Une autre caractéristique de la partie nord-ouest du golfe du Saint-Laurent est l'importance des Euphausides, que l'on retrouve en quantité, comme dans l'estuaire maritime (Berkes, 1976; Sameoto, 1976, 1983; Simard *et al.*, 1986a). Les communautés planctoniques de cette région ressemblent donc beaucoup à celles de l'estuaire maritime. Par ailleurs, plusieurs études ont démontré que les larves de poisson étaient moins abondantes dans cette partie

du golfe que dans le courant de Gaspé ou la baie des Chaleurs (de Lafontaine *et al.*, 1991). Comme dans le courant de Gaspé, le Lançon est l'espèce dominante au printemps, alors que le Capelan domine pendant l'été. De plus, le Sébaste et la Stichée arctique (*Stichaeus punctatus*) sont présents en nombre important dans cette partie du golfe en été, alors qu'on ne les retrouve pas dans le courant de Gaspé (Fortier *et al.*, 1992).

Le zooplancton de la baie des Chaleurs a été principalement étudié par les chercheurs de l'Université Laval, il y a plusieurs années (Filteau, 1951; Lacroix et Legendre, 1964; Lacroix et Filteau, 1969, 1970, 1971). Comme partout dans le golfe du Saint-Laurent, les Copépodes représentent le groupe le plus abondant. Cependant, les communautés sont différentes selon que l'on se situe à l'embouchure ou dans la partie intérieure de la baie des Chaleurs. Dans la région de Grande-Rivière (embouchure), les espèces dominantes appartiennent aux genres *Calanus*, *Pseudocalanus* et *Oithona* (Filteau, 1951), alors que dans la partie centrale de la baie, *Calanus* est encore présent, mais dépassé en importance par *Temora* (Lacroix et Filteau, 1970). Enfin, dans le fond de la baie, à l'embouchure de la rivière Ristigouche, les communautés zooplanctoniques sont très abondantes et dominées par les petites espèces comme *Acartia clausi* et *Temora longicornis* (Lacroix et Legendre, 1964). Des études ont démontré que la variabilité dans l'abondance du zooplancton était grande dans la baie des Chaleurs d'une année à l'autre, et que les variations des différentes espèces n'étaient pas toujours corrélées (Filteau, 1951; Lacroix et Filteau, 1970, 1971). Aucune étude n'a porté spécifiquement sur les autres organismes zooplanctoniques, à l'exception des larves de poisson. On sait toutefois que la baie des Chaleurs se distingue des autres parties du golfe par l'abondance des œufs de poissons dont l'importance suit celle des Copépodes (de Lafontaine *et al.*, 1991).

Les premières études sur l'ichtyoplancton de la baie des Chaleurs ont été réalisées par Bergeron et Lacroix (1963) et Lacroix et Bergeron (1964). Par la suite, des travaux comportant un échantillonnage plus complexe ont été réalisés et ont permis d'obtenir la distribution spatio-temporelle et verticale de l'ichtyoplancton (Lambert, 1982; de Lafontaine *et al.*, 1984; de Lafontaine et Gascon, 1990). De façon générale, l'abondance et la diversité des larves de poisson sont supérieures à celles de la partie nord-ouest du golfe et similaires à la situation du courant de Gaspé (de Lafontaine *et al.*, 1991). Au total, 20 espèces ont été récoltées dans la baie des Chaleurs (Lambert, 1982; de Lafontaine *et al.*, 1984). Au printemps, peu d'espèces sont présentes, et le Lançon ainsi que la Lompénie tachetée (*Lumpenus maculatus*) dominent la communauté. L'abondance et la diversité de l'ichtyoplancton sont maximales en juin et en juillet, avec une dominance des larves de Maquereau bleu (*Scomber scombrus*), de Capelan, de Morue franche et d'Ulvaire deux-lignes (*Ulvaria subbifurcata*) (Lambert, 1982).

2.2.4 FAITS SAILLANTS

Enfin, on a démontré que l'abondance des larves de poisson était corrélée avec la biomasse zooplanctonique dans la baie des Chaleurs (de Lafontaine *et al.*, 1984).

La présence de coliformes fécaux est une indication de rejets d'eaux usées. En général, la teneur de l'eau en coliformes s'élève en aval des grands centres urbains et des grands tributaires, ce qui peut diminuer l'utilisation du fleuve comme source d'eau potable ou pour des activités récréatives. Les levures ne semblent pas influencées par la salinité de l'eau, et on les rencontre partout dans le fleuve en quantités généralement supérieures à ce qui a été rapporté pour des écosystèmes similaires. La composition spécifique de ces communautés planctoniques est basée sur les résultats de quelques études seulement.

La flore planctonique du Saint-Laurent est diversifiée et ne diffère pas sensiblement de celle de milieux similaires (milieux dulcicoles, estuariens et marins). La quantité d'éléments nutritifs et la vitesse du courant semblent avoir un effet sur la biomasse des communautés d'eau douce (tronçon et estuaire fluvial), tandis que le degré de salinité et la quantité de lumière disponible sont prépondérants pour l'assemblage phytoplanctonique du moyen estuaire. La composition des communautés de l'estuaire maritime et du golfe est plutôt influencée par la force des marées et des vents. Les Diatomées dominent cette flore, spécialement durant la période froide de l'année (septembre à juin). La synthèse de toxines par plusieurs algues, dont *Alexandrium excavatum*, et leur transfert à l'espèce humaine par certains mollusques démontrent bien le rôle important que peut jouer ce maillon de la chaîne alimentaire à d'autres niveaux que celui de producteur primaire.

Le zooplancton se caractérise par la présence de Rotifères et de Copépodes cyclopoïdes qui dominent la communauté dulcicole, tandis que l'estuaire moyen, spécialement la zone de turbidité maximale, permet une augmentation de la densité des Cladocères et des Copépodes harpacticoïdes. En aval, dans l'estuaire maritime et le golfe, la composition du zooplancton devient de plus en plus représentative des milieux marins. À l'exception des baies, des herbiers et de quelques endroits à courants stables, le zooplancton est constamment poussé vers l'aval, à tel point que dans l'estuaire maritime, l'émigration et l'immigration du zooplancton dominent sur le taux de production. Il existe toutefois un manque d'information sur la contribution de ces organismes à l'assimilation et au transfert des contaminants dans la chaîne alimentaire de même qu'à leur apport au flux énergétique de l'écosystème.

En général, la faune bactérienne, le phytoplancton et le zooplancton semblent être bien représentés dans l'écosystème fluvial. La production et la

densité de ces trois communautés correspondent à ce que l'on peut s'attendre d'un cours d'eau de ce type. Les préoccupations scientifiques passées (qui consistaient à dresser des listes d'organismes) ne correspondent pas toujours à celles des recherches actuelles (généralement plus intéressées au fonctionnement des processus actifs dans l'écosystème), c'est pourquoi il est souvent difficile d'en comparer les résultats afin de poser un diagnostic sur les modifications subies par les communautés planctoniques du Saint-Laurent depuis une centaine d'années.

2.3

Plantes vasculaires

Les plantes vasculaires ont une importance primordiale pour l'écosystème. En effet, en plus de débarrasser l'eau d'un bon nombre de contaminants, soit en les incorporant directement dans leurs tissus, soit en ralentissant le courant et favorisant la sédimentation, les plantes vasculaires permettent l'instauration d'un milieu quasi lacustre, facilitant l'établissement d'une faune et d'une flore planctoniques. De nombreux poissons trouvent ainsi refuge dans ces milieux riches en plancton, ce qui attire plusieurs oiseaux et mammifères ichtyophages. Il ne faudrait pas non plus oublier les liens étroits entre ces plantes et la sauvagine qui en dépend pour son alimentation et sa nidification. Environ 1300 espèces de plantes vasculaires, soit la moitié de la flore vasculaire du Québec, seraient présentes dans un corridor d'un kilomètre de largeur de part et d'autre du Saint-Laurent (Gratton et Dubreuil, 1990).

Grâce aux nombreux microorganismes qu'ils contiennent, les milieux humides filtrent l'eau et la purifient tout en recyclant la matière organique. Ces milieux diminuent l'action des vagues et ralentissent ou dévient les courants, ce qui protège les berges. Par conséquent, ils constituent un refuge privilégié pour la faune (insectes, mollusques, amphibiens, reptiles, poissons, sauvagine et mammifères semi-aquatiques) qui les utilise pour s'y reposer, s'y nourrir ou s'y reproduire (CSL et Université Laval, 1991). Compte tenu de l'importance des milieux humides littoraux dans l'écosystème fluvial, un effort considérable a été fait pour connaître leur évolution récente et les cartographier. Ainsi, des études utilisant des photographies aériennes ont permis d'apprécier la disparition de ces milieux par empiétement au cours des ans (Dryade, 1981). Ces résultats sont analysés en détail dans les sections qui portent sur chaque secteur du fleuve et dans le chapitre 2.5.

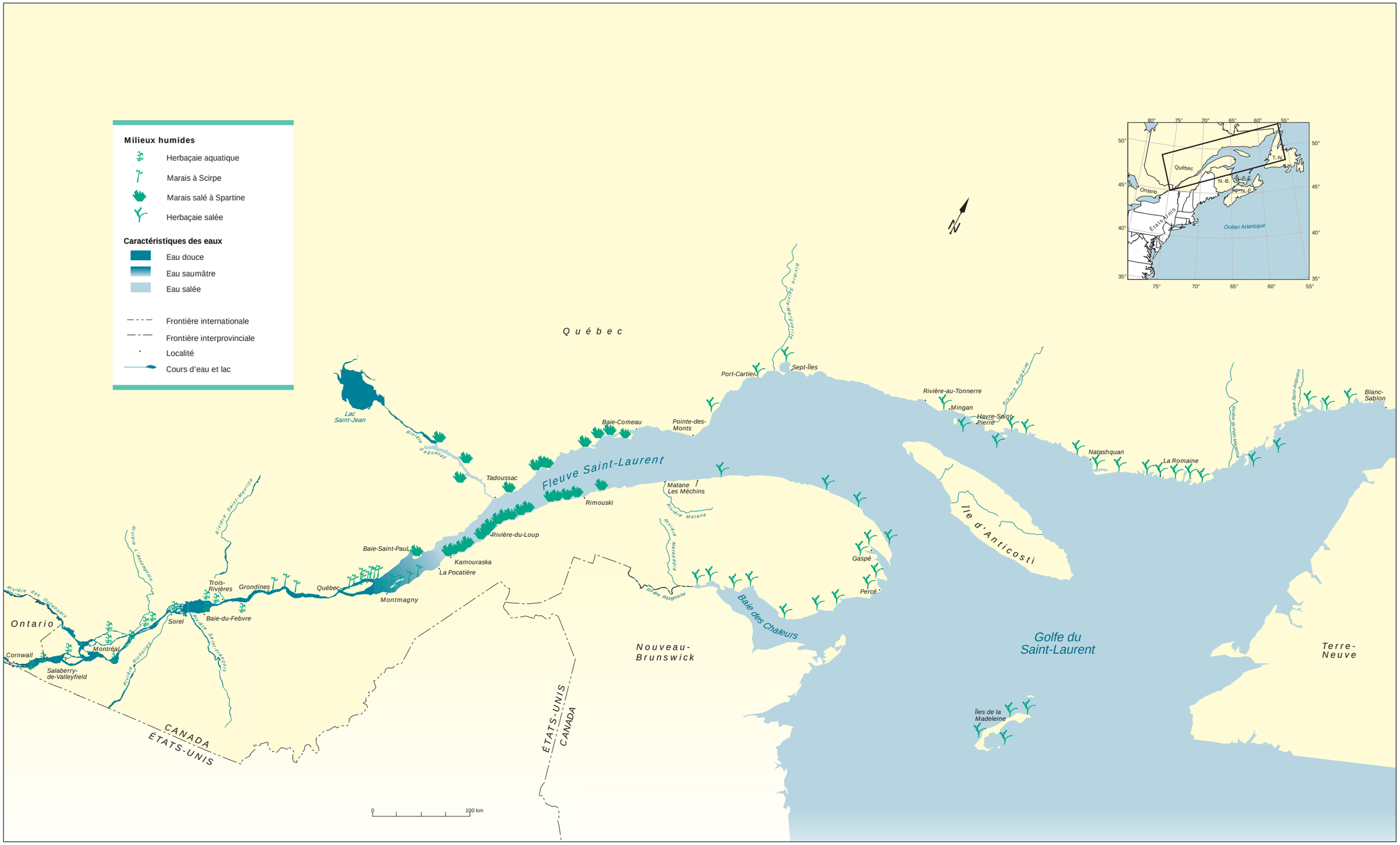
Dans les eaux douces comme dans les eaux salées, les formations végétales se répartissent souvent en bandes distinctes, parallèles au rivage, reflétant ainsi l'influence du temps de submersion tidale. Les frontières longitudinales de ces communautés littorales ne concordent pas toujours avec celles déduites principalement à partir du milieu hydrographique. Il est toutefois possible d'identifier certaines caractéristiques propres aux quatre régions hydrographiques du fleuve (figure 2.6). En effet, le tronçon fluvial se distingue par la présence d'herbiers aquatiques, l'estuaire fluvial se reconnaît par ses marais à Scirpes, tandis que les marais salés à Spartines couvrent le moyen estuaire, et que l'estuaire maritime et le golfe possèdent une végétation purement marine (CSL et Université Laval, 1991).

Le profil de l'étagement des milieux humides le long du gradient d'humidité partant du fleuve jusqu'aux milieux secs, appelé hydrosère, varie selon les différentes sections du fleuve, le type de substrat et la qualité de l'eau dictant la composition des communautés végétales qui s'y développent.

En eau douce, on retrouve des herbiers aquatiques caractérisés par la dominance de plantes flottantes ou submergées (Jacques et Hamel, 1982; Couillard et Grondin, 1986; Gratton et Dubreuil, 1990). Puis viennent les marais qui ceinturent les herbiers vers l'intérieur des terres. Dominés par une végétation herbacée, ces milieux sont inondés périodiquement jusqu'à une profondeur de 2 à 3 m; le niveau d'eau varie de 15 cm à 1 m pendant la saison de croissance. Le sol peut être exondé en certains endroits, exposant des zones de végétation enchevêtrée ou de vase dénudée. Cependant, la nappe phréatique superficielle demeure au niveau des racines des plantes durant toute la saison de croissance. La végétation est généralement organisée en ceintures ou forme des mosaïques souvent parsemées d'ouvertures remplies d'eau dans lesquelles se développent des plantes flottantes et submergées. On distingue les marais profonds et les marais peu profonds. Les prairies humides bordent les marais et se caractérisent par une couverture herbacée continue, rarement percée d'ouvertures remplies d'eau. La profondeur de l'eau peut atteindre 15 cm au printemps et à l'automne, et même 30 cm pendant les années de fortes crues. Durant la saison de croissance, le substrat est saturé d'eau, et la surface, exondée, sauf dans les dépressions peu profondes et les fossés de drainage. La diversité de la flore est généralement plus grande dans les prairies que dans les marais (Auclair *et al.*, 1973). Enfin, les marécages sont des terres humides envahies par des plantes ligneuses mais inondées au printemps lors des crues. Une eau de surface stagnante ou à écoulement lent apparaît en saison ou persiste pendant de longues périodes. On distingue les marécages arbustifs et les marécages arborés.

FIGURE 2.6

Milieux humides du Saint-Laurent



Source : Adapté de CSL et Université Laval, 1991.

Sous l'influence des marées et de la salinité, seuls les marais et les prairies humides persistent, puisque les différents niveaux de marées situés entre la basse mer inférieure à grande marée et la pleine mer supérieure à grande marée définissent les limites de ces milieux humides. Les herbiers, si caractéristiques des eaux douces, disparaissent complètement et sont remplacés, dans la zone toujours submergée, par des vasières dénudées ou des vasières où poussent quelques algues spécialisées, comme les fucus.

Selon des études cartographiques effectuées entre 1980 et 1986, les différents types de milieux humides couvraient près de 79 700 ha (tableau 2.3), une superficie non négligeable. Cependant, il faut bien comprendre que, par rapport à l'immensité du fleuve, les milieux humides ne représentent qu'une faible proportion de sa superficie totale. En août 1989, des images provenant du satellite LANDSAT-TM montraient que, sur une bande de 10 km de rive de part et d'autre du fleuve, entre Cornwall et Tadoussac, les milieux humides, évalués à 86 920 ha, ne représentaient que 4 p. 100 de la superficie totale (2 112 573 ha); le milieu aquatique en représentait 23 p. 100; les milieux agricoles, 34 p. 100; les zones urbaines et les sols nus, 8 p. 100; et les secteurs forestiers en constituaient 31 p. 100 (Bouchard et Millet, 1993). Depuis une dizaine d'années, le développement des activités humaines en bordure du Saint-Laurent a imposé d'importantes pressions sur les rives. Les activités portuaires, domiciliaires, routières ou agricoles, par exemple, ont justifié le déboisement de grandes superficies de territoires jouxtant le fleuve (Bertrand *et al.*, 1991).

De plus, les travaux de dragage des années 1950 ont augmenté la profondeur du chenal navigable à 10,5 m et permis la circulation de gros navires qui génèrent des vagues entraînant des fluctuations du niveau d'eau sur la rive de certaines îles. Ces fluctuations équivalent à 70 p. 100 de celles mesurées au cours des crues printanières, et cela, en l'espace d'une seule minute (Panasuk, 1987, cité par Bertrand *et al.*, 1991). C'est pourquoi, pour pouvoir cartographier et délimiter ces milieux, on a répertorié en 1991 et 1992 l'ensemble des milieux humides entre Cornwall et Montmagny à l'aide d'une autre méthode. En effet, une bande de rive d'un kilomètre de part et d'autre du fleuve a été cartographiée par un capteur aéroporté (MEIS-II) se déplaçant à une altitude de 10 000 m. Les images ainsi obtenues (en juillet et août 1990 pour le secteur s'étendant de Cornwall à Trois-Rivières et en septembre 1991 pour le secteur situé de Trois-Rivières à Montmagny) ont alors été classées par ordinateur (Aménatech, 1991, 1992a, 1992b). Les résultats (figure 2.7 et tableau 2.4) montrent que les herbiers, marais, prairies et marécages représentent près de 30 p. 100 (55 722,5 ha) de la bande riveraine. Les herbiers aquatiques représentent à eux seuls plus de la moitié (28 514,3 ha) des milieux humides. Toutefois, ils ne se répartissent pas également le long du Saint-Laurent, puisqu'ils se

TABLEAU 2.3
Importance relative des milieux humides du Saint-Laurent entre 1980 et 1986

		Superficie de milieux humides (ha)			
	Superficie totale (ha)	**Herbiers**	**Marais**	**Prairies humides**	**Marécages**
Tronçon fluvial	63 000	30 260	12 600	7 540	12 600
Estuaire fluvial	7 760	0	5 500	2 020	240
Moyen estuaire	4 180	0	2 130	2 050	0
Estuaire maritime et golfe	4 760	0	950	3 810	0
Total	**79 700**	**30 260**	**21 180**	**15 420**	**12 840**
Pourcentage (%)		**38**	**27**	**19**	**16**

Source : Adapté de Gratton et Dubreuil, 1990.

concentrent surtout dans les régions à plus faibles courants, c'est-à-dire dans les lacs (figure 2.7). Quelle que soit la méthode utilisée pour évaluer la superficie des différents milieux humides en eau douce, les herbiers en représentent toujours la plus grande partie.

C'est dans le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial que le plus grand nombre de communautés différentes ont été identifiées, soit 66 p. 100 de toutes les communautés décrites dans la littérature, par comparaison à 22 p. 100 dans l'estuaire

TABLEAU 2.4
Superficie des milieux humides sur une bande riveraine de 1 km identifiés par télédétection aéroportée dans le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial

	Tronçon fluvial, 1990		Estuaire fluvial, 1991	
Type de milieu	**(ha)**	**(%)**	**(ha)**	**(%)**
Eau libre	65 305,7	58,0	62 431,7	86,8
Substrat dénudé	896,6	0,8	134,8	0,2
Herbier aquatique à				
– végétation submergée	25 223,2	22,4	2 828,9	3,9
– végétation flottante	462,2	0,4	–	–
Marais				
– profond	4 479,6	3,9	3 383,9	4,7
– peu profond	5 476,6	4,9	1 500,0	2,1
Prairie humide	5 600,9	5,0	375,8	0,5
Marécage				
– arbustif	1 447,0	1,3	269,0	0,4
– arboré	3 680,6	3,3	994,8	1,4
Total	**112 572,4**	**100**	**71 918,1**	**100**

Sources : À partir de la cartographie des milieux humides réalisée à l'aide des images aéroportées de MEIS-II par Aménatech, 1991, 1992a, 1992b.

FIGURE 2.7

Cartographie des milieux humides de Cornwall à Montmagny, en 1990-1991

A. Cornwall à Contrecœur



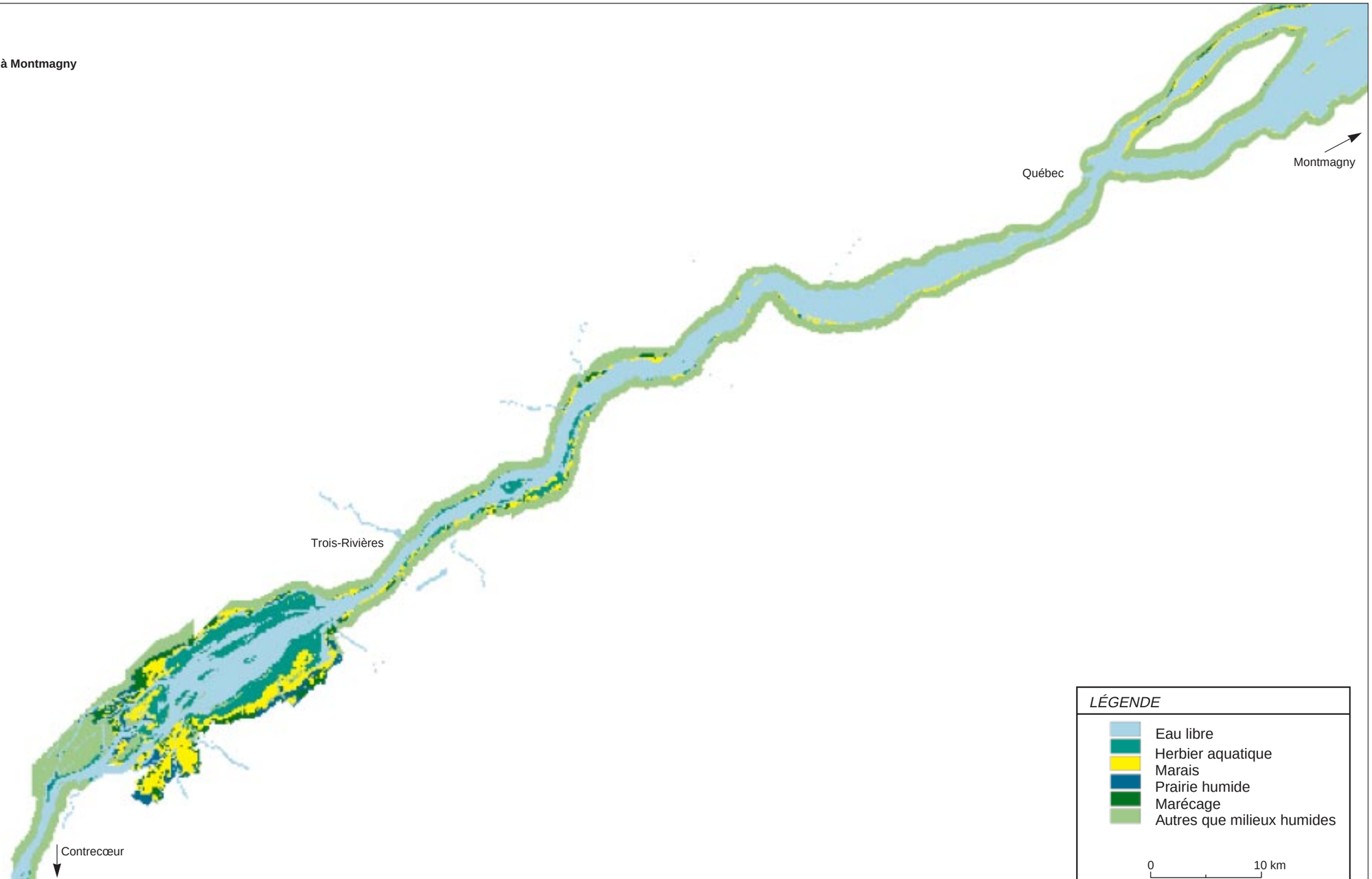
Remarque. – *La cartographie, faite par télédétection aéroportée au moyen du capteur MEIS-II, couvre 1 km de rive entre Cornwall et Contrecœur en 1990.*

Sources : À partir des données de Aménatech, 1991, 1992a, 1992b.

FIGURE 2.7 (suite)

Cartographie des milieux humides de Cornwall à Montmagny, en 1990-1991

B. Contrecœur à Montmagny



Remarque. – *La cartographie, faite par télédétection aéroportée au moyen du capteur MEIS-II, couvre 1 km de rive entre Contrecœur et Montmagny; les données datent de 1990 pour le secteur Contrecœur – Trois-Rivières et de 1991 pour celui entre Trois-Rivières et Montmagny.*

Sources : À partir des données de Aménatech, 1991, 1992a, 1992b.

maritime et 12 p. 100 dans le golfe (Gratton et Dubreuil, 1990). L'augmentation de la salinité et les conditions de vie plus rigoureuses dans les zones soumises aux marées (fort régime d'arrachement et de dépôt des sédiments, puissante érosion de la surface par les blocs de glace en mouvement au printemps) contribuent à cette réduction du nombre de communautés vers l'aval du tronçon fluvial. Dans les zones soumises aux marées, plusieurs espèces ont des parties souterraines enfouies profondément pour échapper à ces agents mécaniques.

2.3.1 ESPÈCES EN DIFFICULTÉ

Pour être désignée *prioritaire*, une espèce végétale ou animale doit : a) être généralement reconnue vulnérable ou menacée dans le Saint-Laurent; b) utiliser régulièrement le Saint-Laurent et avoir reçu un statut «vulnérable», «menacé», ou «en danger de disparition au Canada» par le Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada (CSEMDC); c) être généralement reconnue comme vulnérable ou menacée au Canada et être présente le long du Saint-Laurent; d) être d'intérêt économique ou non, utilisant régulièrement le Saint-Laurent, et présenter des problèmes liés à son habitat ou à l'état de ses populations (Groupe de travail sur les espèces de faune et de flore prioritaires du couloir du Saint-Laurent, 1990). Ainsi, des ajouts ou des retraits à la liste des espèces prioritaires devront se faire avec l'acquisition de nouvelles connaissances.

Près de 374 des 1850 espèces de plantes vasculaires indigènes du Québec sont présentement susceptibles d'être considérées comme menacées ou vulnérables (Lavoie, 1992). Ce statut est réservé aux espèces qui ont été repérées dans 10 localités ou moins au Québec et qui répondent à de nombreux critères additionnels d'inclusion (sept critères) et d'exclusion (cinq critères) (Lavoie, 1992). Selon Lavoie (1992), environ 65 p. 100 de ces espèces vivent à l'intérieur d'un corridor couvrant une bande littorale d'un kilomètre de largeur de part et d'autre du Saint-Laurent. Ainsi, dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent, 246 espèces de plantes vasculaires sont considérées comme *prioritaires*. De celles-ci, neuf possèdent également un statut désigné par le CSEMDC. Entre 1984 et 1993, le nombre d'espèces «menacées» a augmenté de un à trois, et celui d'espèces «vulnérables», de deux à six (CSEMDC, 1993).

Parmi les 246 espèces de plantes vasculaires retenues, 108 sont associées aux milieux humides riverains du Saint-Laurent; 82 sont observées exclusivement dans ces milieux humides (tableau 2.5) et 26 autres se retrouvent en sus des milieux humides, dans l'un ou l'autre des milieux suivants : ouverts, forestiers, insulaires ou marginaux (Bouchard et Millet, 1993). Il faudrait disposer de meilleurs inventaires de la distribution et de l'abondance des plantes vasculaires avant de définir leur habitat et leur dégradation.

TABLEAU 2.5

Plantes vasculaires prioritaires des milieux humides riverains du Saint-Laurent

Allium canadense	*Fimbristylis autumnalis*	*Proserpinaca palustris*
Alnus serrulata	*Gentianopsis macounii*	*Quercus bicolor*
*Arisaema dracontium**	*Gentianopsis victorinii**	*Ranunculus flabellaris*
Armoracia lacustris	*Geranium maculatum*	*Ranunculus longirostris*
*Aster laurentianus**	*Gratiola aurea*	*Rhynchospora capitellata*
Bidens discoidea	*Gratiola neglecta* var. *glaberrima*	*Salix sericea*
Bidens eatonii	*Iris virginica* var. *shrevei*	*Saururus cernuus*
Bidens heterodoxa	*Isoetes tuckermanii*	*Scirpus clintonii*
Cardamine bulbosa	*Juncus longistylis*	*Scirpus heterochaetus*
Carex atherodes	*Justicia americana***	*Scirpus smithii*
Carex folliculata	*Lindernia dubia* var. *inundata*	*Scirpus torreyi*
Carex hostiana	*Lycopus americanus* var. *laurentianus*	*Selaginella apoda*
Carex lupuliformis	*Lycopus virginicus*	*Sorghastrum nutans*
Carex molesta	*Lysimachia hybrida*	*Sparganium androcladum*
Carex sartwellii	*Lysimachia quadrifolia*	*Sparganium glomeratum*
Carex typhina	*Najas guadalupensis*	*Spiranthes lucida*
Cerastium nutans var. nutans	*Onosmodium molle* var. *hispidissimum*	*Torreyochloa pallida var. pallida*
Chamaesyce polygonifolia	*Peltandra virginica* ssp. *virginica*	*Triglochin gaspense*
Cicuta maculata var. *victorinii**	*Physostegia virgiana* var. *granulosa*	*Verbena simplex*
Cyperus engelmannii	*Platanthera flava*	*Veronica catenata*
Cyperus lupulinus ssp. *macilentus*	*Podostemum ceratophyllum*	*Veronica peregrina* var. *peregrina*
Echinochloa walteri	*Pycnanthemum virginianum* var. *virginianum*	*Viola affinis*
Elodea nuttallii		*Wolffia borealis*
Elymus riparius	*Polanisia dodecandra* ssp. *dodecandra*	*Wolffia columbiana*
Epilobium ciliatum var. *ecomosum*	*Polygonum hydropiperoides* var. *hydropiperoides*	*Woodsia alpina*
Eragrostis hypnoides		*Woodsia oregana*
Erigeron philadelphicus ssp. *provancheri**	*Polygonum punctatum* var. *parvum*	*Woodsia scopulina*
	Potamogeton illinoensis	
Eriocaulon parkeri	*Potamogeton pusillus* var. *gemmiparus*	

*Légende.– Statut selon le Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada : *vulnérable; **menacée.*

Sources : Bouchard et Millet, 1993, à partir des données de Lavoie, 1992.

2.3.2 PRODUCTIVITÉ DES PLANTES VASCULAIRES

Dans les régions tempérées, la productivité primaire nette des marais d'eau douce est généralement plus élevée que celle des milieux terrestres (Auclair *et al.*, 1976a). Les quelques études réalisées à ce sujet le long du Saint-Laurent confirment cette généralisation.

2.3.2.1 Productivité biologique

Si on utilise la phytomasse mesurée à la fin de la saison de croissance comme indice de productivité primaire, on observe un fort gradient de productivité allant de l'eau libre vers le rivage. Les valeurs sont environ cinq fois plus élevées

dans les communautés des prairies humides que dans celles des herbiers (tableau 2.6). Quoiqu'il n'y ait pas d'information disponible sur la productivité des marécages, on peut s'attendre à des valeurs aussi élevées que dans les prairies humides. Il ne faut pas oublier que ces mesures ne visent que la partie aérienne des plantes et qu'une bonne partie de la phytomasse des macrophytes aquatiques se retrouve dans les racines, les rhizomes et les bulbes (Good *et al.*, 1982). Cependant, aucune information sur la productivité des parties souterraines des plantes n'existe pour l'ensemble des milieux humides dans la partie fluviale du Saint-Laurent.

TABLEAU 2.6

Phytomasses aériennes moyennes mesurées dans des communautés dulcicoles le long du Saint-Laurent au terme de la saison de croissance

Milieu	Espèce dominante	Site	Phytomasse (g/m² de matière sèche)
Herbier	*Vallisneria americana*	Lac Saint-Pierre[a]	138
	Vallisneria americana	Gentilly[b]	219
	Vallisneria americana	Lac Saint-Pierre[c]	97
Marais	*Sparganium eurycarpum*	Lac Saint-Pierre[a]	508
	Scirpus fluviatilis	Lac Saint-Pierre[a]	436
	Scirpus acutus	Lac Saint-Pierre[a]	284
	Scirpus et Equisetum	Lac Saint-Pierre[d]	845
Prairie humide	*Phalaris arundinacea*	Lac Saint-Pierre[a]	1096
	Calamagrostis canadensis	Lac Saint-Pierre[a]	528
	Carex et Calamagrostis	Lac Saint-François[e]	807

Sources : À partir des données de [a] *Tessier* et al., *1984;* [b] *Lacoursière et Blanchard, 1976;* [c] *Lavoie* et al., *1991;* [d] *Auclair* et al., *1976a;* [e] *Auclair* et al., *1976b.*

Toujours en utilisant la phytomasse aérienne en fin de saison comme indicateur de la productivité, on constate aussi que celle-ci varie considérablement d'un site à l'autre (tableau 2.7). Giroux et Bédard (1988) ont également observé une grande variabilité à l'intérieur d'un même marais. En général, les prairies sont caractérisées par une phytomasse aérienne plus élevée en fin de saison que les marais, et ces deux milieux sont à leur tour plus productifs que les herbiers. Lorsqu'on compare différents marais, ceux dominés par *Spartina alterniflora* ont une phytomasse supérieure à celle des marais à *Scirpus americanus*. Finalement, la partie souterraine des plantes de marais compte pour une plus grande proportion de la phytomasse totale que la partie aérienne (tableau 2.7).

Plus récemment, on a utilisé la télédétection pour estimer la phytomasse des macrophytes submergés dans la région du lac Saint-Pierre et de Sorel

TABLEAU 2.7

Phytomasses aériennes et souterraines moyennes mesurées dans des communautés de l'estuaire du Saint-Laurent au terme de la saison de croissance

		Phytomasse (g/m² de matière sèche)	
Espèce dominante	**Site**	**Aérienne**	**Souterraine**
Zostera marina	Île Verte[a]	234	
Zostera marina	Côte-Nord[a]	141	
Scirpus americanus	Montmagny[b]	337	906
Scirpus americanus	Cap-Saint-Ignace[b]	237	475
Scirpus americanus	Cap-Tourmente[c]	309	
Scirpus americanus	L'Ange-Gardien[c]	275	
Scirpus americanus	Giffard[c]	275	
Scirpus americanus	Beauport[d]	244	289
Spartina alterniflora	Kamouraska[c]	366	
Spartina alterniflora	Kamouraska[e]	444	
Spartina patens	Kamouraska[c]	480	

Sources : À partir des données de [a] Lalumière, 1991; [b] Giroux et Bédard, 1988; [c] Brind'Amour et Lavoie, 1984; [d] Gilbert, 1990b; [e] Deschênes et Sérodes, 1986.

(Lavoie *et al.*, 1991). Celle-ci a été évaluée à 26 540 t pour l'ensemble des herbiers qui recouvraient 274 km^2 (97 g/m^2).

2.3.2.2 Facteurs influençant la productivité

Sur les bords du lac Saint-François, Auclair *et al.* (1976a, 1976b) ont mesuré des productivités journalières moyennes comparables dans un marais et une prairie humide (6,1 et 6,3 g/m^2 respectivement). Cependant, la période de croissance plus courte dans les marais, à cause d'une période d'inondation printanière plus longue, explique en partie les différences de production mesurées dans ces deux milieux. Il est important de réaliser que la profondeur de l'eau n'est pas un facteur limitatif en tant que tel. C'est plutôt le taux de pénétration de la lumière et la température, tous deux liés à la profondeur, qui imposent des limites aux plantes aquatiques. L'effet de la température a été démontré dans un marais dominé par *Scirpus* et *Equisetum* au lac Saint-François où la productivité journalière maximale (12,9 g/m^2) coïncidait avec les températures maximales du mois de juillet (Auclair *et al.*, 1976a).

La fertilité des sols et la concentration des éléments nutritifs dans l'eau sont deux autres facteurs importants qui influencent la productivité des terres humides. Les plantes flottantes libres, comme *Lemna* et *Spirodela*, soutirent les éléments minéraux de l'eau, alors que les plantes émergentes, comme *Sparganium* et *Scirpus*, les puiseront davantage dans le substrat. Quant aux plantes submergées, elles sont dans une position intermédiaire, car elles utilisent les éléments contenus dans l'eau et le substrat. Au lac Saint-François, Auclair *et al.*

(1976a) ont établi une corrélation positive entre une série de paramètres édaphiques tels que la concentration d'azote, de potassium, de sodium et de calcium et la productivité primaire nette aérienne dans un marais dominé par *Scirpus* et *Equisetum*. La densité élevée de tiges dans certaines parties du marais favorise l'accumulation de sédiments riches en éléments nutritifs. De plus, la décomposition de la matière organique contenue dans la litière contribue à une productivité accrue. Quand la profondeur de l'eau augmente, la sédimentation diminue et l'exportation de la litière s'accroît, ce qui mène à une diminution de la productivité. À notre connaissance, aucune étude n'a mis en relation les caractéristiques physico-chimiques de l'eau et la productivité des terres humides du Saint-Laurent.

Une dernière particularité des marais favorisant une productivité élevée est l'effet négligeable des herbivores (Auclair *et al.*, 1976a). En général, les principaux consommateurs dans la chaîne trophique des marais sont des détritivores. Cependant, deux exceptions existent dans certains marais du Saint-Laurent : le broutement des herbiers par le Rat musqué et le broutement de *Scirpus americanus* par la Grande Oie des neiges (*Chen caerulescens atlantica*) (Giroux et Bédard, 1987b).

Dans l'estuaire, seuls les marais à *Scirpus americanus* ont été étudiés pour déterminer les facteurs qui expliquent les variations de production. Giroux et Bédard (1987b) ont calculé que la Grande Oie des neiges prélevait jusqu'à 62 g/m^2/an de rhizomes de *Scirpus americanus* dans le refuge d'oiseaux de Montmagny où l'utilisation était la plus intense. Ceci représentait 2 p. 100 de la phytomasse souterraine disponible ou 59 p. 100 de la productivité souterraine annuelle nette. À la suite de ce broutement, ces auteurs ont mesuré une différence de 62 p. 100 dans la production primaire aérienne nette de *Scirpus americanus* entre des parcelles broutées et des parcelles d'où les oies avaient été exclues expérimentalement. Un résultat intéressant de l'étude de Giroux et Bédard (1987b) est que *Scirpus americanus* récupère rapidement lorsque le broutement des oies est éliminé, même pour une période aussi courte que deux ans. Ceci démontre un dynamisme important des plantes de ce milieu. Cette situation contraste avec celle qui a été observée dans les marais de *Spartina alterniflora* sur la côte atlantique des États-Unis (Smith et Odum, 1981), lesquels peuvent demeurer dénudés de végétation pendant plusieurs années après avoir été perturbés par les mêmes oiseaux.

Au cap Tourmente, Reed (1989) a calculé que les oies prélevaient en moyenne 74 p. 100 de la phytomasse souterraine. Par contre, aucune tendance à la baisse ni à la hausse dans la densité des tiges de *Scirpus americanus* n'a été observée entre 1971 et 1988, suggérant que le système était en équilibre. À

Montmagny, Giroux et Bédard (1987b) ont aussi conclu que le système était en équilibre, mais à un niveau ne représentant qu'environ 60 p. 100 de la productivité potentielle du marais.

La productivité totale de *Scirpus americanus* atteint des valeurs maximales lorsque le sol contient un pourcentage élevé de sable, soit entre 50 p. 100 et 70 p. 100 (Giroux et Bédard, 1988). Les sites sablonneux se caractérisent habituellement par des étendues monospécifiques résultant en des phytomasses aériennes élevées, des phytomasses souterraines denses, constituées d'une grande proportion de racines (> 30 p. 100), et des substrats si fermes qu'ils ne favorisent pas le broutement par les oies. Il y a généralement peu d'accumulation de sédiments sur ces sites, et la productivité souterraine y est moins élevée que sur les sites avec des loams limoneux et argileux.

L'importance des éléments nutritifs contenus dans les sédiments a été indirectement mise en évidence par Giroux et Bédard (1987a) qui ont déterminé que l'accumulation de sédiments expliquait plus de 40 p. 100 de la variation de la production aérienne de *Scirpus americanus* à Montmagny.

Scirpus americanus pousse en eau douce et saumâtre jusqu'à des concentrations de salinité de 15 p. 1000 à 20 p. 1000 (Deschênes et Sérodes, 1985). Plus la salinité est élevée, plus le Scirpe est intolérant aux périodes prolongées de submersion. C'est ainsi qu'à Saint-Roch-des-Aulnaies, la limite inférieure de la bande de Scirpe n'est submergée que 33 p. 100 du temps, comparativement à 87 p. 100 du temps à Portneuf.

On trouve habituellement une plus grande phytomasse de *Scirpus americanus* dans la partie médiane du marais (Giroux et Bédard, 1988). La prolongation du temps de submersion, associée à une faible élévation, augmente la production d'éthylène, hormone responsable de l'augmentation d'aérenchyme et d'une diminution de la croissance des plantes (Seliskar, 1988). Les phytomasses plus faibles dans la partie supérieure des marais exondée plus longtemps peuvent résulter d'une utilisation plus importante de cette zone par les oies. En conclusion, plusieurs facteurs biotiques et abiotiques influencent la productivité de *Scirpus americanus*. L'intérêt considérable que nous portons à cet habitat ne relève pas uniquement de l'importance de ce milieu pour les Grandes Oies des neiges mais également de l'importance du milieu dans le régime saisonnier de sédimentation des matières en suspension et de remise en suspension des sédiments. Les Grandes Oies des neiges jouent d'ailleurs un rôle prépondérant dans ce régime (Sérodes et Troude, 1984).

Des algues unicellulaires, des Diatomées dans la plupart des cas, participent à cette productivité littorale dans une mesure qui reste à déterminer. Tant le substrat proprement dit que les parties aériennes des Spartines et du Scirpe accueillent des colonies très dynamiques de ces microphytes qui servent de nourriture à des Gastéropodes en particulier. Tandis que dans les herbiers du tronçon fluvial et de ses élargissements, une panoplie d'invertébrés utilisent les plantes supérieures comme abri ou comme substrat, les communautés dans la partie aval du moyen estuaire et dans l'estuaire maritime sont très simplifiées : la forte marée et la turbulence qui l'accompagne, la grande variabilité dans la durée de l'exondation et les écarts profonds de température restreignent les communautés à quelques espèces remarquablement tolérantes.

2.3.2.3 Exportation de la production végétale vers l'aval

En utilisant la télédétection, Lavoie *et al*. (1991) ont mesuré une diminution de 77 p. 100 de la phytomasse des macrophytes submergés entre les mois de juillet et octobre dans la région du lac Saint-Pierre et de Sorel. La sénescence des plantes et l'augmentation du débit du fleuve associée aux précipitations automnales contribuent donc à l'exportation de plus de 20 000 t de plantes submergées dans ce secteur. Pour la végétation émergente, Auclair *et al*. (1976a) ont trouvé que près des deux tiers de la production annuelle des marais de *Scirpus* et d'*Equisetum* sont exportés au printemps suivant par la crue des eaux et que le reste se décompose sur place surtout durant l'été. Cette exportation de matériel végétal, par contre, ne se produit pas dans les prairies humides dominées par *Carex* et *Calamagrostis* (Auclair *et al.*, 1976b).

2.3.2.4 Bilan des éléments nutritifs

Les marais jouent un grand rôle dans le recyclage des éléments nutritifs. Malheureusement, aucun bilan complet décrivant les échanges d'éléments entre les différentes composantes du milieu (sol, eau et air) et la végétation n'a été établi dans les marais bordant le Saint-Laurent. Auclair (1977, 1979) a établi que le potassium et l'azote étaient de loin les éléments les plus importants dans la végétation d'un marais et d'une prairie humide et que les concentrations étaient de 20 à 30 p. 100 plus élevées dans les plantes du marais que dans celles de la prairie. Dans ce marais, situé sur la rive sud du lac Saint-François, *Equisetum fluviatile* présentait les concentrations les plus élevées pour l'ensemble des éléments (73,2 mg/g), alors que *Phragmites communis* se retrouvait à l'autre extrême avec 32,3 mg/g. *Typha angustifolia*, *Scirpus fluviatilis*, *Scirpus validus* et *Eleocharis palustris* avaient des valeurs intermédiaires (Auclair, 1979). La concentration de potassium dans le sol était étroitement liée à la concentration dans les tissus, suggérant que cet élément pouvait être un facteur limitatif.

Dans la prairie adjacente à ce marais, Auclair (1977) a mesuré des concentrations plus élevées pour *Typha angustifolia* (43,4 mg/g) qui était suivi par *Calamagrostis canadensis* (34,4 mg/g) et par l'ensemble des espèces de *Carex* (26,3

à 37,4 mg/g). Les relations entre la concentration des éléments dans les tissus et les caractéristiques édaphiques sont moins apparentes dans ce milieu. L'incidence des feux semble avoir un effet marqué en réduisant la concentration des principaux éléments dans les plantes, ce qui suggère une exportation des éléments à la suite d'un incendie, par volatilisation, minéralisation ou ruissellement (Auclair, 1977). Dans la même prairie, Auclair (1982) a démontré que la teneur totale en éléments nutritifs des plantes atteignait 80 p. 100 de son maximum après seulement deux semaines de croissance. L'utilisation des réserves importantes contenues dans les parties souterraines des plantes expliquerait ce phénomène. Finalement, plus de 90 p. 100 des éléments contenus dans les parties aériennes des plantes à la fin de l'été vont demeurer emprisonnés dans la litière jusqu'au printemps suivant : ils seront alors libérés sous l'action des bioréducteurs et éventuellement réintégrés dans les tissus végétaux qui seront alors en pleine croissance.

Le seul bilan des éléments nutritifs dans les marais de l'estuaire a été établi à Beauport par Gilbert (1990a). Dans un premier temps, l'auteur a déterminé que 5,4 et 5,5 kg/ha d'orthophosphates et d'azote ammoniacal contenus dans l'eau de marée étaient piégés par la végétation et les sédiments. Gilbert a ensuite mesuré que les plantes assimilaient respectivement 1,323 et 41 mg d'azote et de phosphore par kilogramme de sédiments. La quantité de sédiments par hectare contenue dans l'horizon d'enracinement n'a pu être établie, mais elle est considérable, suggérant que la quantité d'éléments nutritifs assimilés par les plantes à partir des sédiments doit être très importante. On peut donc conclure que *Scirpus americanus* assimile beaucoup plus d'éléments nutritifs (N et P) à partir des sédiments que de l'eau.

2.3.3 AGENTS EXTERNES PERTURBATEURS DE LA VÉGÉTATION

En raison de leur grande productivité, les marais sont aussi importants dans le recyclage des métaux. Dans un marais de l'estuaire fluvial, Gilbert (1990a) a trouvé que le taux d'incorporation de métaux lourds était plus élevé chez *Scirpus americanus* que chez *Zizania aquatica* et *Sagittaria* spp. L'auteur a estimé que *Scirpus americanus* pouvait incorporer jusqu'à 0,9, 2,4, 6,7 et 14,5 mg/m^2/an de mercure, de plomb, de cuivre et de zinc. Le zinc et le plomb seraient assimilés passivement, alors que le cuivre et le mercure le seraient activement.

2.3.3.1 Assimilation des métaux lourds par la végétation

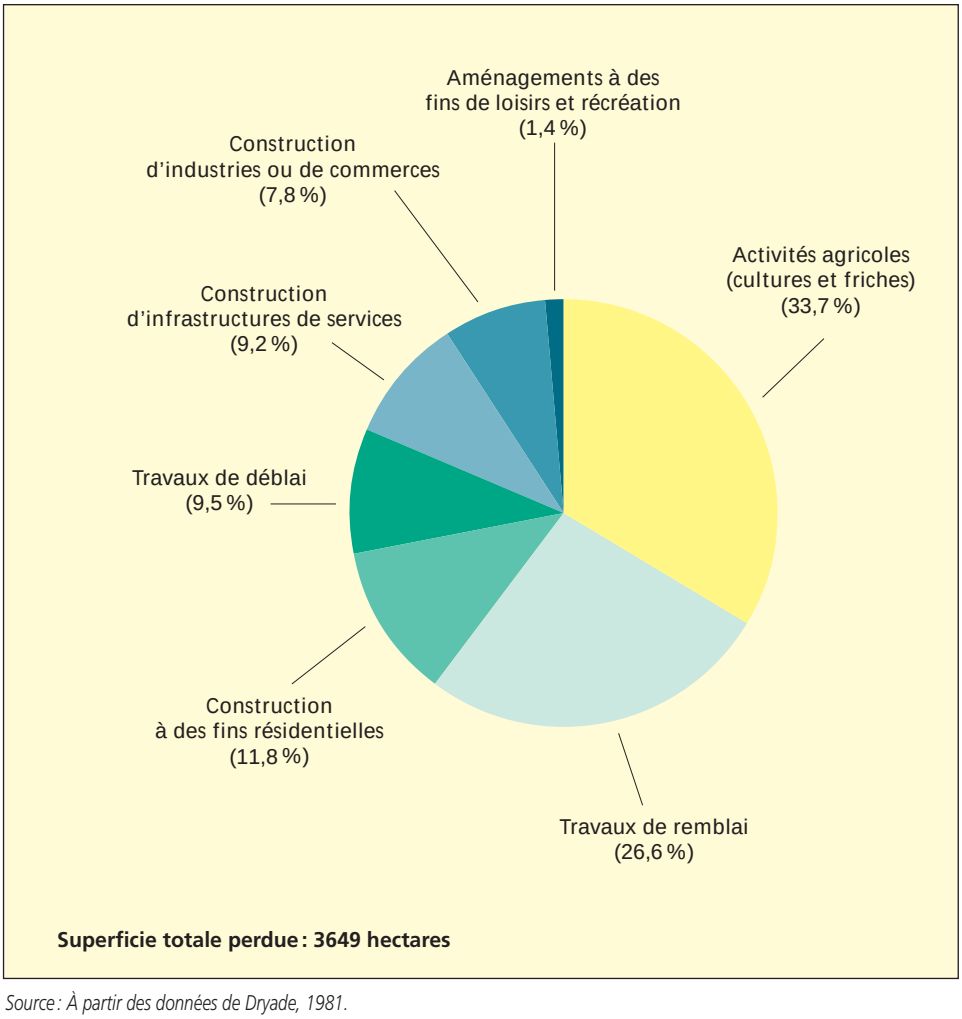
Gilbert (1990b) a mesuré des concentrations 11 fois plus élevées de mercure dans les plantes que dans les sédiments et a conclu que ce métal s'accumulait dans la végétation. Les concentrations de métaux lourds sont habituellement plus élevées dans la partie hypogée (souterraine) des plantes que dans la partie épigée (aérienne) (Deschênes et Sérodes, 1986; Gilbert, 1990b).

Saint-Cyr *et al.* (1992) ont calculé la teneur en métaux-traces de la végétation aquatique du lac Saint-Pierre. La Vallisnérie et le Potamot piégeaient, dans leurs parties aériennes, des fractions représentant de 0,5 à 4,0 p. 100 de l'un ou l'autre des métaux analysés et présents dans l'eau du lac. Ceci peut sembler insignifiant, mais quand on réalise que cette matière verte représente plus de 20 000 t et qu'une partie sera exportée à la sénescence, il convient de ne pas négliger cette avenue de transport et de dispersion des métaux.

2.3.3.2 Effets d'agents mécaniques et anthropiques sur les milieux humides

Les milieux humides sont très vulnérables aux activités humaines. Entre 1945 et 1976, on a calculé que 3649 ha de terres humides avaient été anéantis entre Cornwall et Matane, 72 p. 100 de ces pertes étant localisées en amont de Grondines, c'est-à-dire dans le tronçon fluvial, et près de 17 p. 100 entre Grondines et Baie-Saint-Paul (Dryade, 1981). Les trois quarts de ces pertes ont eu lieu entre 1945 et 1960. Les facteurs principaux à l'origine des pertes sont les activités agricoles et les activités de remblai (figure 2.8).

FIGURE 2.8
Pertes de milieux humides entre 1945 et 1976 par type de modifications le long du Saint-Laurent



Source : À partir des données de Dryade, 1981.

Outre l'empiétement, le batillage provoque aussi l'érosion des berges et la perte de certains milieux littoraux. Ce phénomène est particulièrement marqué dans les îles de Sorel et autour de Montréal où Bertrand *et al*. (1991) rapportent que près de 50 p. 100 des 224 îles du Saint-Laurent décrites par Bélanger (1989) sont affectés par ce phénomène. L'étude de Bertrand *et al*. (1991) démontre que des signes d'érosion sont évidents sur environ 140 km de rivage. Toutefois, la sévérité de l'érosion varie beaucoup. Environ 70 km subissent une érosion très active qui fait reculer le littoral de plus de 1,5 m par an, parmi lesquels une trentaine de kilomètres perdent plus de 3 m annuellement, allant même jusqu'à 10,5 m/an à l'île aux Sternes aujourd'hui pratiquement disparue. Les autres 70 km perdent entre 0,5 et 1,5 m de rivage annuellement.

La protection des rives par des méthodes naturelles, comme l'établissement de végétation appropriée, ou artificielles, comme l'érection d'estacades, constitue avec la réduction de la vitesse des embarcations des moyens de réduire les problèmes d'érosion.

À la disparition de certains milieux humides causée par l'homme, on doit aussi ajouter la dégradation de milieux humides par des agents naturels. Les glaces constituent un agent mécanique important contribuant à l'érosion des rives, ce qui peut modifier la succession végétale.

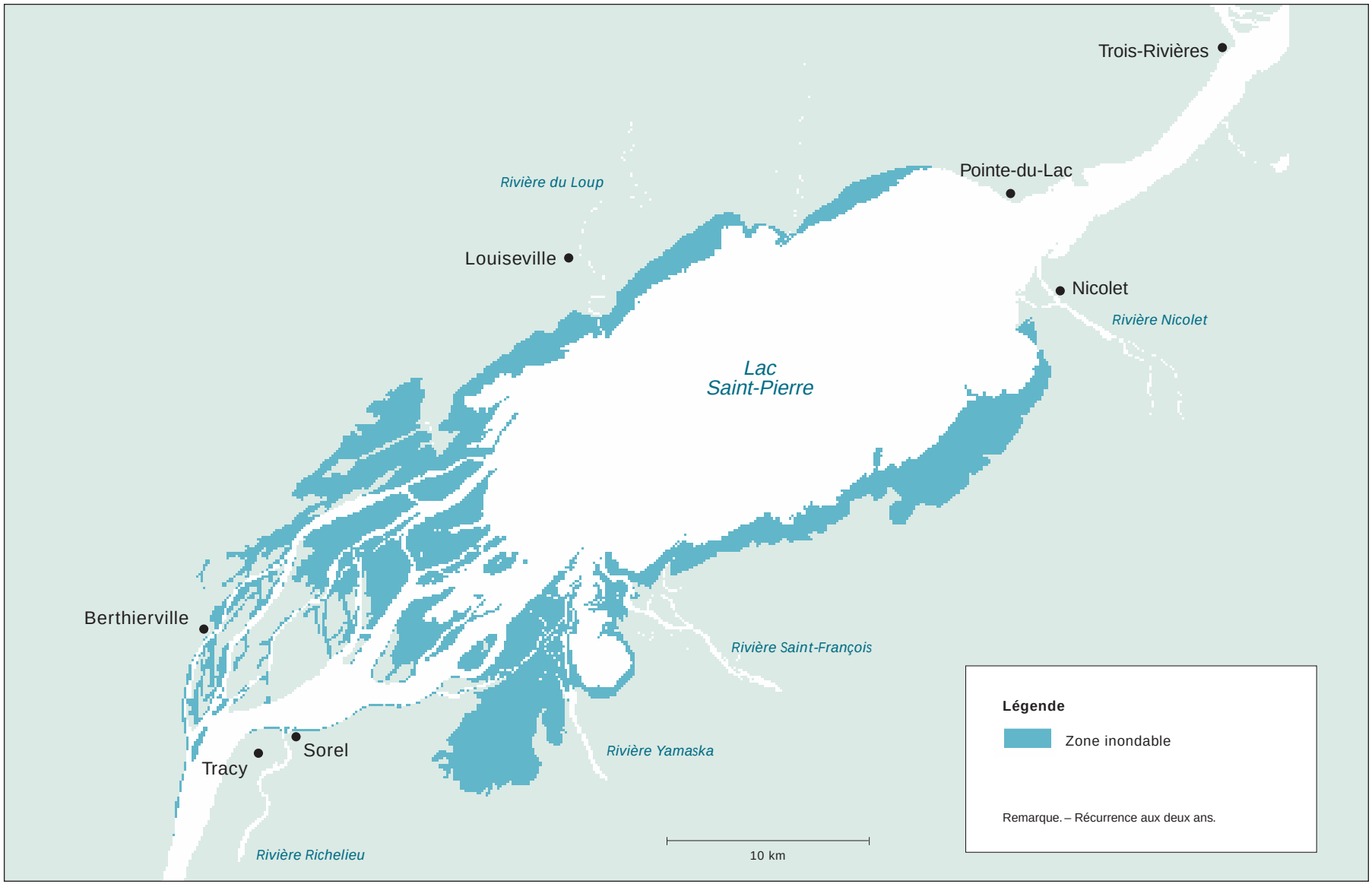
2.3.4 TRONÇON FLUVIAL

L'eau douce et l'absence de marée caractérisent ce secteur où l'on retrouve 79 p. 100 des 79 700 ha de terres humides qui bordent l'ensemble du Saint-Laurent. Près de la moitié des milieux humides de cette région consiste en de vastes herbiers aquatiques. Il faut également noter l'importance relative de la région du lac Saint-Pierre qui se distingue avec 32 280 ha de terres humides, principalement des prairies et des marécages localisés dans la plaine d'inondation (Gratton et Dubreuil, 1990). Cette forte représentation est due au fait qu'après la crue printanière, qui peut s'étendre sur plusieurs semaines, les niveaux d'eau s'abaissent de 1 m à 2 m pendant la saison estivale. Même si le niveau des eaux du lac Saint-François est largement régi par différents ouvrages (voir la partie Physico-chimie), les effets des crues printanières se font sentir dans plusieurs parties du système hydrographique, en particulier dans le lac Saint-Pierre où la plaine de débordement peut atteindre plusieurs centaines de mètres de largeur de chaque côté de ce bassin (figure 2.9). Des crues sporadiques peuvent aussi survenir durant l'été et l'automne à la suite de précipitations importantes.

Les herbiers à *Valisneria americana* et les prairies humides à *Phalaris arundinacea* couvrent la majeure partie du littoral fluvial. Certaines communautés végétales y sont particulières, comme les groupements à *Nymphoides cordata*, à *Chara* sp., à *Nitella* sp., à *Acorus calamus*, à *Celtis occidentalis*, à *Quercus rubra* et à

FIGURE 2.9

Limites de la plaine d'inondation autour du lac Saint-Pierre



Source : Adapté de Benoit et al., *1988.*

Salix rubens (Ghanimé *et al.*, 1990). Ces mêmes auteurs, à partir des données de plusieurs chercheurs, ont trouvé trois sous-régions phytogéographiques particulières à cette partie du fleuve. C'est d'abord la région comprenant les eaux de l'Outaouais et de l'archipel de Montréal, définies par la présence exclusive des groupements végétaux à *Potamogeton perfoliatus*, à *Lemna trisulca*, à *Podostemum ceratophyllum* et à *Sparganium androcladum*. Caractérisée par l'absence des groupes à *Potamogeton*, à *Sparganium*, et à *Zizania aquatica* var. *angustifolia* ainsi que par la présence exclusive du groupe à *Carex lacustris*, la deuxième région se situe dans les eaux vertes du fleuve, entre Cornwall et le lac Saint-Louis. La troisième région phytogéographique du tronçon fluvial s'étend de Repentigny jusqu'à la première moitié de l'estuaire fluvial (Grondines). Cette section du fleuve se caractérise surtout par la présence exclusive du groupement à *Salix eriocephala*, à *Nuphar rubrodiscum*, à *Scirpus heterochatus*, à *Glyceria grandis*, à *Acer saccharinum* et à *Rorippa amphibia*.

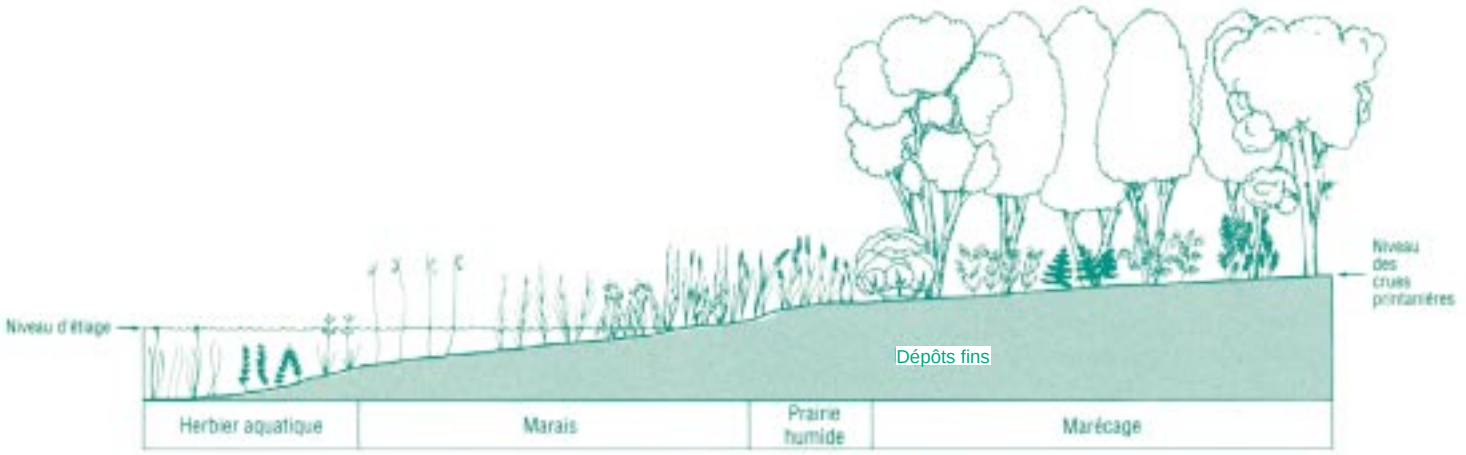
Lors de leur étude sur les habitats fauniques du lac Saint-Pierre, Benoît *et al.* (1987) ont trouvé que les herbiers aquatiques à végétation submergée dominaient les milieux humides fluviaux en superficie dans une proportion de 68 p. 100. Ce type de végétation était également le plus uniformément représenté dans tous les habitats côtiers répertoriés. Par ordre décroissant, apparaissaient ensuite les prairies humides à graminées hautes (6,6 p. 100), le marais profond à plantes émergentes à feuilles étroites (6,2 p. 100), le marais peu profond à Scirpe fluviatile (5,2 p. 100) et le marécage arboré à Érable argenté (4,5 p. 100). C'est au lac Saint-Pierre qu'on retrouve la plus grande étendue et diversité de milieux humides du Saint-Laurent.

L'hydrosère du tronçon fluvial (figure 2.10) se définit par des herbiers dominés par *Vallisneria americana* et *Myriophyllum spicatum*. Les marais profonds se distinguent par la présence de *Typha angustifolia* L., *Scirpus acutus*, *S. fluviatilis* et *Zizania aquatica*, et les marais peu profonds contiennent essentiellement *Sagittaria latifolia* et *Scirpus americanus*. *Calamagrostis canadensis*, *Phalaris arundinacea*, *Spartina pectinata* et *Lythrum salicaria* sont les espèces les plus fréquentes des prairies humides. Les marécages arbustifs sont dominés par plusieurs espèces du genre *Salix*, alors que les marécages arborés sont caractérisés par *Acer saccharinum*.

Dans chaque milieu humide, plusieurs communautés végétales peuvent se développer (Couillard et Grondin, 1986); on en a répertorié plus de 300 dans le tronçon fluvial (Gratton et Dubreuil, 1990). Le tableau 2.8 contient le répertoire des principales communautés ripariennes décrites dans les quatre types de milieux humides du tronçon fluvial.

FIGURE 2.10

Étagement de la végétation littorale aquatique dans le tronçon fluvial



Herbier aquatique

C.* à Vallisnérie américaine
C. à Myriophylle à épi
C. à Potamot pectiné
C. à Alisma graminoïde
C. à *Nitella* sp.
C. à *Chara* sp.
C. à Hétéranthère litigieuse
C. à Élodée de Nuttall
C. à Nymphéa tubéreux

Marais

C. à Scirpe aigu
C. à Scirpe d'Amérique
C. à Zizanie aquatique
C. à Sagittaire rigide
C. à Sagittaire latifoliée
C. à Rubanier à gros fruits
C. à Scirpe fluviatile
C. à Typha à feuilles étroites

Prairie humide

C. à Phalaris roseau
C. à Lythrum salicaire
C. à Calamagrostis du Canada
C. à Spartine pectinée

Marécage

C. à Céphalanthe occidental
C. à Saules arbustifs
Saulaie noire
Saulaie fragile
Saulaie à *Salix x rubens*
Érablière à Rorippa d'Islande
Érablière argentée à Céphalanthe occidental
Érablière argentée à Onoclée sensible
Érablière argentée à Laportéa du Canada
Érablière à Matteuccie fougère-à-l'autruche

*C. : Communauté de plantes

Source : Gratton et Dubreuil, 1990.

TABLEAU 2.8

Principales communautés végétales des quatre grands types de milieux humides du tronçon fluvial

Herbier aquatique	Marais	Prairie humide	Marécage
C. à Vallisnérie américaine	C. à Scirpe aigu	C. à Phalaris roseau	C. à Céphalanthe occidental
C. à Myriophylle à épi	C. à Scirpe d'Amérique	C. à Lythrum salicaire	C. à Saules arbustifs
C. à Potamot pectiné	C. à Zizanie aquatique	C. à Calamagrostis du Canada	Saulaie noire
C. à Alisma graminoïde	C. à Sagittaire rigide	C. à Spartine pectinée	Saulaie fragile
C. à *Nitella* sp.	C. à Sagittaire latifoliée		Saulaie à *Salix x rubens*
C. à *Chara* sp.	C. à Rubanier à gros fruits		Érablière à Rorippa d'Islande
C. à Hétéranthère litigieuse	C. à Scirpe fluviatile		
C. à Élodée de Nuttall	C. à Typha à feuilles étroites		Érablière argentée à Céphalanthe occidental
C. à Nymphéa tubéreux			Érablière argentée à Onoclée sensible
			Érablière argentée à Laportéa du Canada
			Érablière à Matteuccie fougère-à-l'autruche

C. : communauté.

Source : Gratton et Dubreuil, 1990.

La topographie des berges, la crue printanière, la physico-chimie de l'eau, la profondeur de l'eau et le caractère plus ou moins abrité du site de même que le type de substrat déterminent le genre de communauté qui y vit (Auclair *et al.*, 1973; Tessier *et al.*, 1981, 1984; Vincent et Bergeron, 1983). Dans les herbiers, par exemple, les communautés dominées par la Vallisnérie américaine sont observées à des profondeurs variant entre 280 cm au printemps et 80 cm en été, ce qui est supérieur aux 180 cm et 40 cm caractéristiques des communautés à Myriophylle à épi (Tessier *et al.*, 1981). De la même façon, les communautés à Lemnacées se retrouvent dans des eaux plus calmes que celles à Vallisnérie (Jacques et Hamel, 1982).

Dans les marais, les communautés à Scirpe aigu sont observées à des profondeurs plus grandes que celles qui sont dominées par le Scirpe fluviatile (Couillard et Grondin, 1986). Suivent, dans les zones plus abritées, les communautés à Sagittaire latifolié puis à Rubanier à gros fruits à la limite supérieure des marais. Les prairies humides servent souvent de pâturage au bétail domestique, ce qui peut influencer la composition particulière des communautés. Des espèces comme *Agrostis alba* et *Phleum pratense* peuvent alors apparaître (Couillard et Grondin, 1986). De plus, le feu est parfois un facteur déterminant

pour maintenir la stabilité des communautés dans les prairies humides et empêcher leur invasion par des arbustes comme l'Aulne (Auclair *et al.*, 1973; Jean et Bouchard, 1991). En outre, dans la région du lac Saint-Louis et du bassin de La Prairie, plusieurs centaines d'hectares de marécages, dominés par *Acer saccharinum* sont disparus depuis le siècle dernier (Gratton et Dubreuil, 1990). La coupe illégale se poursuit encore dans plusieurs marécages, notamment dans les îles de Sorel et autour du lac Saint-Pierre, mais les superficies résiduelles de ce type d'habitats ne sont pas connues avec précision. Sur les sites perturbés par la coupe, *Populus deltoïdes* et *Ulmus americana* remplacent parfois *Acer saccharinum* (Couillard et Grondin, 1986).

Plus de 55 p. 100 des espèces prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent se retrouvent dans la région du tronçon fluvial au sud-ouest de la province, où plusieurs d'entre elles atteignent leur limite nord de distribution. Malheureusement, c'est le secteur qui a subi le plus de modifications causées par des interventions humaines au cours des dernières années. Quelques exemples d'espèces prioritaires dans le tronçon fluvial incluent *Elymus villosus*, *Justicia americana*, *Arisaema dracontium* et *Sporobolus heterolepis*.

Si certaines espèces sont considérées rares et menacées, d'autres ont été introduites et se sont implantées avec tant de succès qu'elles posent maintenant des problèmes. *Lythrum salicaria*, *Butomus umbellatus*, *Myriophyllum spicatum* et *Hydrocharis morsus-ranae* en sont de bons exemples. Introduite d'Europe au début du XIX^{e} siècle, *Lythrum salicaria* est une plante vivace considérée nuisible en raison de sa capacité à se substituer à plusieurs plantes indigènes, à appauvrir les communautés (diminution du nombre d'espèces) et à diminuer leur valeur pour la faune (Thompson *et al.*, 1987). Thompson et ses collaborateurs ont établi qu'un seul plant de *Lythrum* pouvait produire jusqu'à 2,7 millions de graines. Au Québec, l'espèce est généralement associée aux prairies humides dominées par *Calamagrostis canadensis*, *Phalaris arundinacea* et *Spartina pectinata* mais se retrouve également dans les marais peu profonds en compagnie de *Typha* spp., *Scirpus* spp. et *Sparganium eurycarpum*. L'étendue du problème lié à *Lythrum salicaria*, spécialement son impact sur les communautés indigènes, n'a pas été évaluée de façon détaillée au Québec. On a calculé que 22 p. 100 des marais et des prairies du lac Saint-Pierre sont envahis par cette plante (Gratton et Jean, 1990).

2.3.5 ESTUAIRE FLUVIAL

La première moitié de l'estuaire fluvial (de Trois-Rivières à Grondines) demeure très semblable à la portion du tronçon fluvial située en aval de Montréal. On se souviendra que Ghanimé *et al.* (1990) la caractérisent par la présence exclusive du groupement à *Salix eriocephala*, à *Nuphar rubrodiscum*, à *Scirpus heterochaetus*, à *Glyceria grandis*, à *Acer saccharinum* et *Rorippa amphibia*. Toutefois, de Portneuf à La Pocatière, le vigoureux brassage des eaux par les marées semi-diurnes et

surtout le gradient très abrupt de salinité dans la moitié orientale de cette zone entraînent de profonds changements dans les communautés biologiques littorales. Même si la productivité biologique demeure élevée, plusieurs espèces de plantes disparaissent, et la diversité biologique chute rapidement. En effet, cette section de l'estuaire fluvial se distingue de la précédente par l'absence de groupements végétaux exclusivement d'eau douce comme *Scirpus validus* et par la présence de plusieurs espèces d'eau saumâtre, notamment *Mimulus ringens* var. *colpophilus*, *Aster simplex* var. *estuarinus* et *Deschampsia caespitosa* var. *intercotidalis*.

Le paysage littoral se modifie dans la seconde moitié de l'estuaire fluvial (de Grondines à Montmagny). En effet, les marais et les prairies humides représentent 97 p. 100 des milieux humides de ce secteur, les herbiers ont totalement disparu, et il n'existe plus que quelques hectares de marécages (Aménatech, 1992a).

Selon Aménatech (1992a), la télédétection permet de distinguer la présence d'herbiers dans la partie amont de l'estuaire fluvial (figure 2.7). Dans la partie aval, ceux-ci disparaissent et cèdent la place aux marais à Scirpe (1752 ha). Les herbiers représentent tout de même 30 p. 100 de la superficie totale des milieux humides de l'estuaire fluvial, tandis que les marais à Scirpe comprennent 36 p. 100 de cette superficie (Aménatech, 1992b). Prairies et marécages se partagent l'espace restant (182 et 340 ha respectivement).

Les marais à Scirpe d'Amérique, les plus présents dans l'estuaire fluvial, sont envahis dans la région de Québec par les volées de Grandes Oies des neiges dans les premiers jours d'octobre. En l'espace de quelques jours, le piétinement et le fouillage par les oiseaux, à la recherche de la partie enfouie (sans chlorophylle) de la plante et des rhizomes, ont tôt fait de dénuder la totalité des quelque 3000 ha d'habitats utilisés. Les immenses radeaux de végétation aérienne ainsi détachés sont emportés par le courant résiduel et se retrouvent régulièrement jusque dans la partie amont de l'estuaire maritime. En résumé, l'utilisation par la faune des herbiers et des marais situés en bordure du fleuve contribue de façon significative à l'exportation de matériel organique et minéral vers les autres écosystèmes situés en aval.

Sept espèces endémiques à cette région du fleuve sont portées sur le répertoire des espèces prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent. Ce sont la Gentianopse de Victorin (*Gentianopsis victorinii*), la *Cicuta maculata* var. *victorinii*, la *Gratiola neglecta* var. *glaberrima*, le *Lycopus americanus* var. *laurentianus*, l'Épilobe à graines nues, la Vergerette de Provancher et la Zizanie à fleurs blanches (Gratton et Dubreuil, 1990).

2.3.6 MOYEN ESTUAIRE

Les marais et les prairies humides se partagent presque également la superficie disponible avec respectivement 2130 et 2050 ha (Gratton et Dubreuil, 1990). Les marécages et les herbiers n'existent plus dans ce secteur du Saint-Laurent. En effet, la superficie des milieux humides n'est plus que la moitié de ce qu'elle était dans l'estuaire fluvial, et qu'une fraction (7 p. 100) de ce qu'elle était dans le tronçon fluvial.

Les marais à *Scirpus americanus* dominent l'habitat littoral de la portion amont de l'estuaire. Les principaux marais à Scirpe se trouvent au cap Tourmente (environ 218 ha), dans l'archipel de Montmagny (377 ha) et le long de la rive sud à Cap-Saint-Ignace et Montmagny (443 ha) et à L'Islet-sur-Mer (275 ha) (Robert Hamelin et associés inc., 1991). En plus des groupements d'eau douce comme ceux à *Scirpus validus*, des groupements d'eau salée apparaissent, tels ceux à *Salicornia europaea* et à *Spartina patens* (Ghanimé *et al.*, 1990).

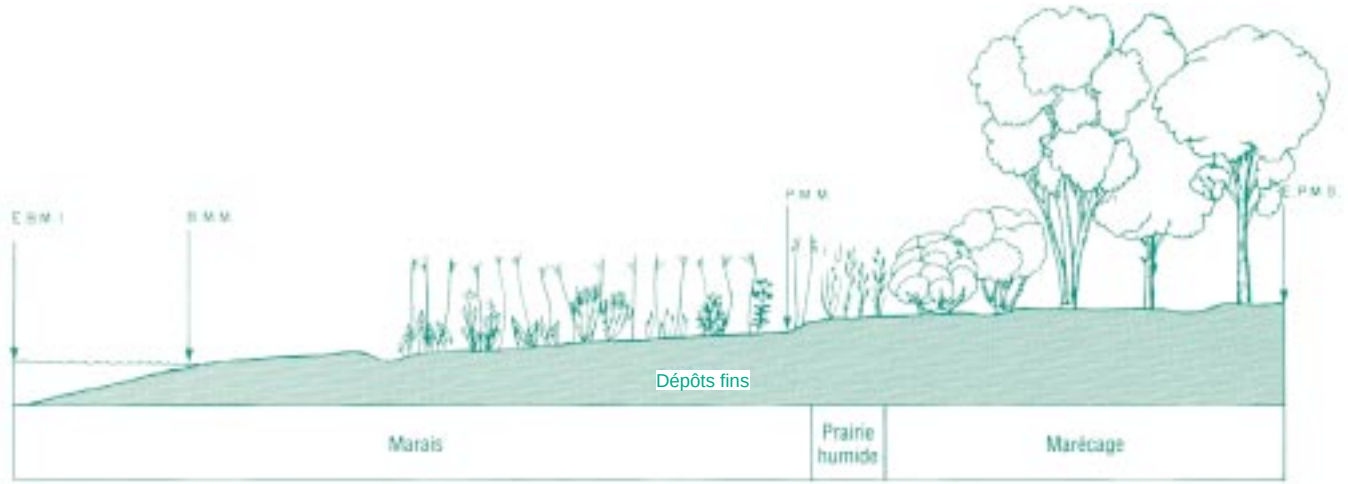
Dans le marais à Scirpe proprement dit, *Scirpus americanus* forme plusieurs types de communautés en association avec *Zizania aquatica* var. *brevis*, *Sagittaria latifolia*, *Eleocharis* spp., *Scirpus torreyi* et *Scirpus validus* (Lacoursière et Grandtner, 1971; Gauthier, 1982; Giroux et Bédard, 1987b; Gilbert, 1990b). Une micro-falaise dont la hauteur varie de quelques centimètres à plus d'un mètre de hauteur marque la frontière supérieure de ce marais et la limite inférieure des prairies humides caractérisées par des communautés où dominent la Spartine pectinée et le Carex paléacé (Giroux et Bédard, 1988). Finalement, les marécages sont dominés par des communautés dans lesquelles *Alnus rugosa*, *Salix fragilis* et *Populus tremoloïdes* sont prédominants. Selon Gratton et Dubreuil (1990), la partie amont du moyen estuaire se caractérise par une hydrosère où le marais est dominé par le Scirpe d'Amérique (figure 2.11).

La partie inférieure de l'hydrosère consiste habituellement en estrans vaseux dénudés de végétation vasculaire. Lacoursière et Grandtner (1971), Gauthier (1982) ainsi que Gilbert (1990a) ont cependant noté la présence de *Najas flexilis*, *Potamogeton richardsonii* et *Ruppia maritima* dans cette partie de l'estran dans les régions de l'île d'Orléans et de Beauport. Dans le moyen estuaire, la submersion prolongée, le brassage biquotidien de la marée et la concentration grandissante de sels en solution éliminent les plantes à feuilles flottantes et submergées mal adaptées à ce type de conditions de croissance. Les herbiers, si caractéristiques du tronçon fluvial, ont complètement disparu.

La zone de transition entre l'estuaire fluvial et le moyen estuaire est caractérisée par une quantité de matières en suspension très élevée (Sérodes et Troude, 1984). Par conséquent, les marais de cette région constituent des sites propices à la sédimentation. L'accumulation des sédiments commence en juin

FIGURE 2.11

Étagement de la végétation littorale dans un marais à Scirpe d'Amérique de la partie amont du moyen estuaire



Marais

C.* à Scirpe d'Amérique
C. à Sagittaire latifoliée
C. à Scirpe d'Amérique et Sagittaire rigide
C. à Scirpe d'Amérique et Sagittaire cunéaire
C. à Scirpe d'Amérique et Petit riz sauvage
C. à Scirpe d'Amérique et Éléocharide halophile
C. à Scirpe d'Amérique et Berle douce
C. à Scirpe d'Amérique et Eupatoire perfoliée
C. à Scirpe vigoureux
C. à Rubanier à gros fruits

Prairie humide

C. à Spartine pectinée

Marécage

C. à Saules arbustifs
C. à Aulne rugueux
Saulaie fragile
Frênaie rouge
Ormaie d'Amérique

*C. : Communauté de plantes
E.B.M.I. : Extrême de basse mer inférieure
B.M.M. : Basse mer moyenne
P.M.M. : Pleine mer moyenne
E.P.M.S. : Extrême de pleine mer supérieure

Source : Gratton et Dubreuil, 1990.

lorsque la végétation aérienne des marais, particulièrement *Scirpus americanus*, apparaît. Le taux de sédimentation peut alors atteindre 2 mm/d comme l'ont mesuré Sérodes et Troude (1984) au cap Tourmente. L'épaisseur maximale de sédiments est observée en septembre et varie entre 10 cm et 30 cm selon les marais et selon l'étage considéré. Généralement, on observe une accumulation plus importante dans la partie médiane de la batture. L'érosion de ces sédiments accumulés durant l'été survient en trois ou quatre semaines dès la mi-septembre et débute avec l'enlèvement de la végétation aérienne par les Grandes Oies des neiges. Une autre partie des sédiments est exportée avec les glaces, et finalement, une dernière période d'érosion se produit en avril et mai lorsque les marais dénudés de végétation sont exposés aux fortes marées du printemps (voir la partie Physico-chimie). La fréquence et la sévérité des vagues pendant ces deux périodes entraînent une érosion plus ou moins prononcée.

Dionne (1985) soutient que l'effet du broutement des oies contribue à l'érosion verticale de certains marais à *Scirpus americanus*. L'enlèvement des tiges à l'automne déstabilise le bilan sédimentaire en accélérant l'érosion durant une période où l'action des vagues et du vent est importante. D'autre part, les cratères créés par les oies s'élargissent sur de grandes surfaces et contribuent davantage à cette érosion verticale du marais (Giroux et Bédard, 1987b).

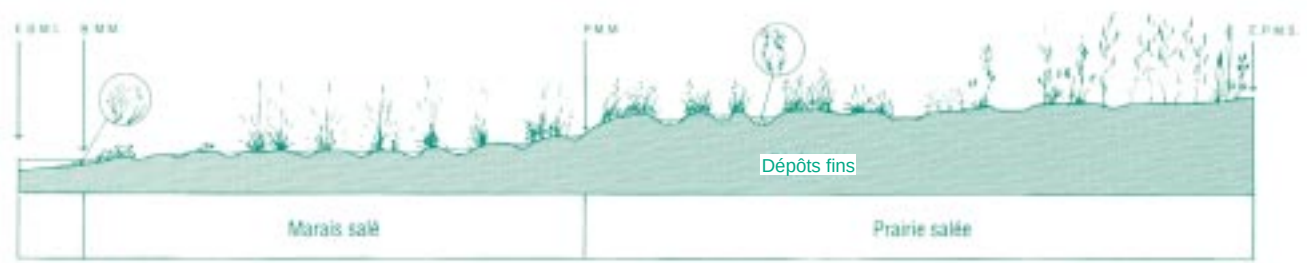
Un autre type d'érosion a trait au recul de la micro-falaise (Dionne, 1985). L'action des vagues, accentuée par l'absence de protection consécutive au prélèvement de la végétation aérienne par les oies, contribue à l'érosion de la micro-falaise qui sépare le marais à *Scirpus americanus* de la prairie. Toutefois, peu de données quantitatives sont disponibles.

Dans la partie aval du moyen estuaire, un autre type d'hydrosère s'est développé en raison du gradient de salinité plus marqué (figure 2.12). Dans les baies protégées de l'action du vent et des vagues, *Zostera marina* colonise la partie inférieure de l'hydrosère sur les sites à pente faible (≤ 0,1 p. 100) et à substrat fin et forme des herbiers qui peuvent être exondés quelques heures par jour durant les périodes de vives eaux, ce qui représente à peine quelques heures par mois (Lalumière, 1991). Mais, même durant ces épisodes, les tiges de *Zostera* restent humides en raison du ruissellement provenant du marais, ce qui empêche leur dessiccation chez cette espèce particulièrement exigeante.

À une altitude plus élevée, après l'herbier à Zostère, lorsqu'il existe, vient le marais salé à Spartine dont la diversité floristique est généralement peu marquée (Gratton et Dubreuil, 1990). Dans la région située entre La Pocatière et le golfe, la salinité élevée de l'eau confère un caractère nettement maritime à la végétation littorale. Les principales communautés du marais salé sont

FIGURE 2.12

Hydrosère représentative de la partie aval du moyen estuaire et de l'estuaire maritime



Herbier aquatique	**Marais salé**	**Prairie salée**
C.* à Zostère marine	C. à Spartine alterniflore	C. à Spartine étalée
	C. à Spartine alterniflore et Salicorne d'Europe	C. à Ruppie maritime
		C. à Plantain maritime
		C. à Salicorne d'Europe
		C. à Fétuque rouge
		C. à Carex paléacé
		C. à Spartine pectinée
		C. à Calamagrostis du Canada
		C. à Sanguisorbe du Canada

*C. : Communauté de plantes
E.B.M.I. : Extrême de basse mer inférieure
B.M.M. : Basse mer moyenne
P.M.M. : Pleine mer moyenne
E.P.M.S. : Extrême de pleine mer supérieure

Remarque. – Seules les principales communautés de plantes caractérisant les étages de l'hydrosère sont mentionnées.

Source : Gratton et Dubreuil, 1990.

constituées par *Spartina alterniflora*, seule ou en association avec *Spergularia canadensis*, *Salicornia europaea* et *Plantago maritima* (Gauthier, 1982; Brind'Amour et Lavoie, 1984). Les prairies salées suivent ensuite dans la partie plus élevée de la pente. *Spartina patens* (Spartine étalée) caractérise ce milieu où elle est souvent présente avec des communautés à *Spartina pectinata*, *Salicornia europaea*, *Plantago maritima*, *Festuca rubra*, *Glaux maritima* et *Atriplex hastata* (Brind'Amour et Lavoie, 1984). Un grand nombre de mares variant entre 10 m^2 et 50 m^2 et colonisées par une Angiosperme, *Ruppia maritima*, et des algues vertes du groupe des Entéromorphes parsèment la zone de la *Spartina patens*. Ces trous caractérisent tant le milieu littoral dans ce tronçon du Saint-Laurent que les géographes y réfèrent sous le terme de marécage troué. Le substrat y est tellement compact et si fortement lié par le système racinaire des Spartines que ce milieu résiste malgré tout admirablement à l'action abrasive des glaces. Même les Grandes Oies des neiges, si bien adaptées à briser le sol pour extraire les racines de plantes, ne parviennent pas à en briser la surface (Bédard et Gauthier, 1989). La construction d'aboiteaux destinés à récupérer les marais à des fins agricoles a été une des causes majeures de la perte d'environ 1000 ha d'habitats naturels dans cette partie du Saint-Laurent (Reed et Moisan, 1971; Gauthier *et al.*, 1980).

Les espèces de plantes rares jugées prioritaires dans le moyen estuaire se caractérisent par une concentration d'espèces endémiques comme *Gentianopsis victorinii* et *Zizania aquatica* var. *brevis* (Gratton et Dubreuil, 1990).

2.3.7 ESTUAIRE MARITIME ET GOLFE

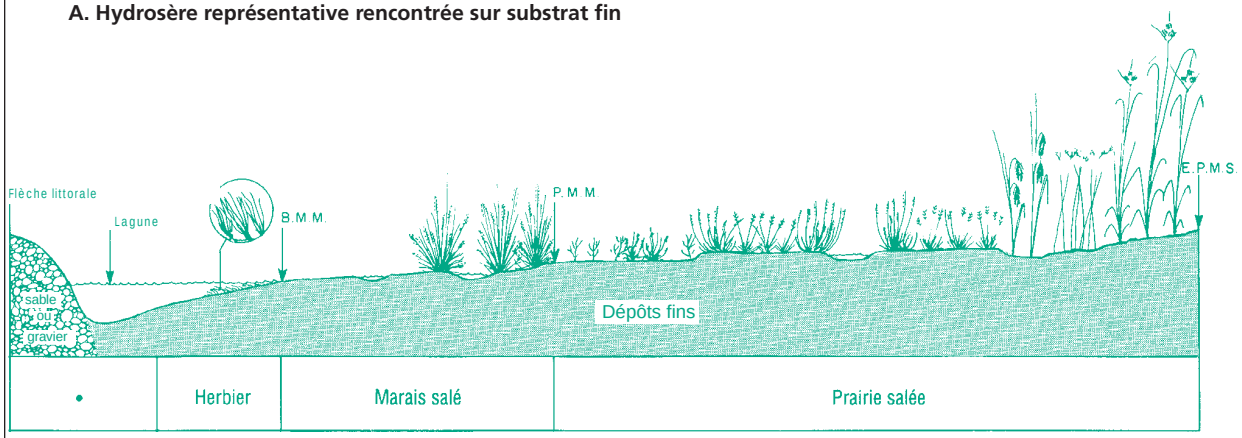
De façon générale, cette section du Saint-Laurent se distingue par la présence de communautés végétales représentatives de milieux franchement marins. Cependant, certaines sections de cette zone se caractérisent par l'absence d'un ou de plusieurs groupements d'eaux salées. Par exemple, sur la rive sud de l'île d'Anticosti, on ne retrouvera pas de groupement à *Spartina patens*, à *Juncus balticus*, à *Scirpus maritimus* ni ceux à *Elymus mollis*, tandis que dans la baie des Chaleurs et sur les îles de la Madeleine, *Juncus gerardii* domine la végétation littorale. Dans l'estuaire maritime et le golfe, les milieux humides ne sont plus que des prairies salées qui dominent à 80 p. 100 (3810 ha) le paysage littoral, tandis que les marais salés constituent les 20 p. 100 restants avec 950 ha. L'hydrosère de la partie aval du moyen estuaire s'applique également à l'estuaire maritime où l'on retrouve les mêmes communautés (figure 2.12). Il est cependant impossible de comparer ces résultats avec ceux de la télédétection puisque les études d'Aménatech (1992a, 1992b) ne couvraient que la région s'étendant de Cornwall à Montmagny. Gratton et Dubreuil (1990) mentionnent que 19 espèces de plantes rares vivent dans ce secteur.

Dans le golfe, deux hydrosères caractérisent les rivages selon le type de substrat. Sur les dépôts fins comme dans le fond des baies ou dans les deltas, le

FIGURE 2.13

Étagement de la végétation littorale dans les marais à Spartine du golfe selon la texture du substrat

A. Hydrosère représentative rencontrée sur substrat fin



Prairie salée

C.* à Salicorne d'Europe
C. à Spartine étalée
C. à Plantain maritime
C. à Fétuque rouge
C. à Puccinellie maigre
C. à Carex paléacé
C. à Jonc de la Baltique
C. à Scirpe maritime

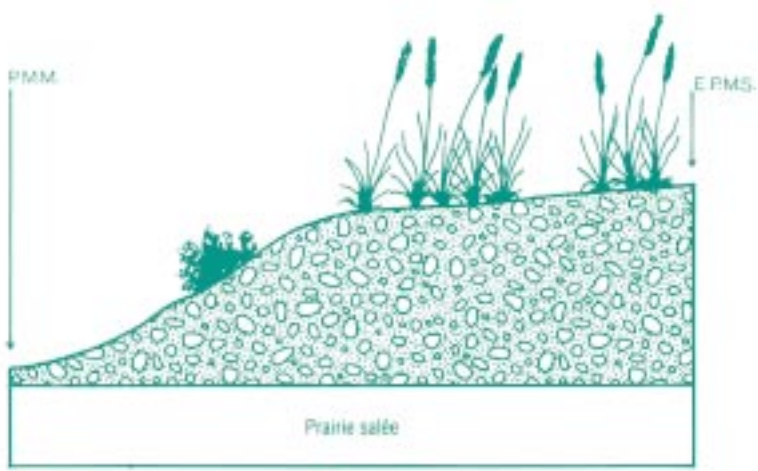
Herbier aquatique

C. à Zostère marine

Marais salé

C. à Spartine alterniflore

B. Hydrosère représentative de substrat grossier



Prairie salée

C. à Caquillier édentulé
C. à Élyme des sables
C. à Ammophile à ligule courte

*C. : Communauté de plantes
B.M.M. : Basse mer moyenne
P.M.M. : Pleine mer moyenne
E.P.M.S. : Extrême de pleine mer supérieure

Source : Gratton et Dubreuil, 1990.

profil de la végétation est assez semblable à celui de l'estuaire maritime. Cependant, la bande de marais salé habitée par la Spartine alterniflore est proportionnellement réduite, tandis que la prairie salée prend plus d'importance (figure 2.13). Les communautés à *Salicornia europaea*, *Plantago maritima*, *Carex paleacea*, *Juncus balticus*, *Scirpus maritimus*, *Puccinella paupercula*, *Festuca rubra* et *Spartina patens* caractérisent les prairies salées du golfe. Les flèches littorales, souvent présentes dans ces milieux, forment des lagunes où l'on peut retrouver *Zostera marina* (Gratton et Dubreuil, 1990).

Lorsque le substrat est plus grossier, comme sur les sables et graviers qui forment la majorité des rivages du golfe, on ne retrouve que des prairies salées où dominent les graminées *Elymus arenarius* et *Ammophila breviligulata* ainsi que *Cakile edentula*.

Plus de la moitié des terres humides de cette région se trouvent aux îles de la Madeleine, et 39 espèces de plantes rares sont considérées prioritaires uniquement dans la partie nord du golfe (Gratton et Dubreuil, 1990). Une plante endémique aux rivages de l'île d'Anticosti est l'*Erigeron hyssopifolius* var. *villicaulis*.

2.3.8 FAITS SAILLANTS

Les plantes vasculaires du Saint-Laurent occupent une superficie non négligeable le long des rives du fleuve. Leur présence dans l'écosystème est primordiale pour la flore planctonique et périphytique de même que pour la faune aquatique. En effet, les différentes communautés de plantes vasculaires aquatiques sont des lieux de refuge, d'alimentation et de reproduction pour de nombreux organismes.

De plus, dans nos régions tempérées, la productivité primaire nette des milieux humides est généralement supérieure à celle des milieux terrestres. Les eaux douces présentent un plus grand nombre de plantes vasculaires que ne le font les régions d'eaux saumâtres et salées. Dans ces dernières, il semble que l'effet des marées, surtout lorsqu'il est augmenté par les glaces printanières, limite ces communautés à quelques espèces. La présence d'une faune active influence aussi la structure des communautés; la Grande Oie des neiges et l'Oursin vert en sont de très bons exemples. Seule la section dulcicole du fleuve comporte des herbiers aquatiques, tandis que marais et prairies humides se retrouvent tout au long des rives du Saint-Laurent. Cette végétation aquatique joue un rôle important dans le bilan des éléments nutritifs. En effet, durant les crues printanières, près des deux tiers de la production estivale de l'année précédente sont exportés vers l'aval, amenant ainsi une circulation des éléments nutritifs de l'amont vers l'aval.

Les plantes vasculaires participent grandement à l'épuration des sédiments par l'assimilation de plusieurs contaminants. Plusieurs plantes assimilent passivement le plomb, le cuivre et le zinc, tandis que l'absorption du cuivre et du mercure se fait activement; des concentrations de mercure dans les plantes 11 fois supérieures à celles des sédiments ont été mesurées. Par ailleurs, une pousse de Vallisnérie ou de Potamot peut contenir entre 0,5 et 4 p. 100 plus de métaux que les eaux environnantes. Il est donc évident que les communautés de plantes aquatiques vasculaires jouent un rôle positif dans l'état de santé du Saint-Laurent; les communautés semblent vigoureuses et encore capables d'assumer leur rôle à l'intérieur de l'écosystème.

Par contre, la modification des rives du Saint-Laurent est le principal facteur qui menace les communautés de plantes vasculaires. L'utilisation des milieux humides à des fins agricoles ou de remblai est responsable de plus de la moitié des pertes qu'ont subies ces milieux entre 1945 et 1976. Il ne faut pas non plus oublier que les modifications apportées au régime d'écoulement des eaux, par dragage, remblaiement ou par le contrôle des crues, influencent la distribution et la composition des communautés; la circulation maritime, favorisée par ces travaux, est responsable de la disparition d'une superficie riveraine non négligeable.

2.4

Benthos

Le terme «benthos» employé ici désigne l'ensemble des espèces aquatiques associées au fond du fleuve. Il comprend le périphyton, ou algues attachées, et le zoobenthos, c'est-à-dire les invertébrés vivant sur le fond comme les mollusques et les crustacés. Les poissons démersaux seront traités dans le chapitre consacré aux poissons (chapitre 2.5).

Le benthos diffère grandement quant à ses apports énergétiques à l'écosystème. Les algues sont des producteurs primaires, tandis que les invertébrés peuvent se situer à plusieurs niveaux dans la chaîne trophique. Certains invertébrés comme les bivalves sont des filtreurs, d'autres comme l'étoile de mer, de redoutables prédateurs. La majorité des organismes benthiques se trouve à des profondeurs où l'intensité lumineuse ne permet pas la survie des plantes. Dans ces conditions, les organismes benthiques dépendent de l'apport nutritif reçu de la surface : cellules phytoplanctoniques, matières fécales et cadavres de zooplancton, poissons, etc., et si le littoral n'est pas trop éloigné, les restes de plantes aquatiques ou même terrestres. Ainsi, le benthos reçoit la matière organique de la surface, la fait circuler au travers d'un réseau, plus ou moins complexe, d'organismes macroscopiques et microscopiques et retourne deux produits à l'écosystème fluvial : des invertébrés qui peuvent être prélevés par des prédateurs et des éléments inorganiques libérés de la nourriture lors de son passage au travers du réseau alimentaire. Le recyclage des matières organiques est capital pour la survie de l'écosystème. En effet, si les éléments nutritifs inorganiques n'étaient pas remis en circulation dans la colonne d'eau et transportés par les courants vers la surface, leur accumulation dans les sédiments viderait les zones superficielles de pratiquement tout élément nutritif, ce qui diminuerait sensiblement la production primaire qui s'y fait (Barnes et Mann, 1980).

Le benthos diffère également par son importance économique. Il suffit de penser à la valeur des Crabes, Homards, Pétoncles, Moules et Huîtres par opposition à celle des Tubificidés, par exemple, pour s'en convaincre.

Les populations benthiques occupent différentes sections du fond du fleuve. Certaines espèces colonisent le fond en eaux profondes, d'autres, le fond de zones littorales partiellement sèches. Ainsi, en eaux douces sans marées, deux zones se trouvent constamment au-dessus du niveau de l'eau, l'une à l'abri des embruns appelée épilittoral, l'autre arrosée par ceux-ci, appelée supralittoral (figure 2.14). La région comprise entre les niveaux d'eau saisonniers les plus élevés et les plus bas se nomme eulittoral. L'étage suivant, l'infralittoral, est souvent divisé en trois sections représentant la distribution de la végétation aquatique : l'infralittoral supérieur ou zone de végétation enracinée émergente, l'infralittoral moyen ou zone de végétation enracinée à feuilles flottantes et l'infralittoral inférieur ou zone des plantes enracinées submergées (figure 2.14A). L'antilittoral et l'infralittoral constituent ce qu'on appelle le littoral. La zone pélagique se situe en deçà du littoral. Elle comprend une zone profonde sans végétation (à cause de l'absence totale de lumière), une zone photique où la lumière présente n'est plus que 1 p. 100 de ce qu'elle est en surface et une zone aphotique où la lumière est inférieure à 1 p. 100 de sa valeur en surface. De la même façon qu'en eaux douces, le profil vertical de l'estuaire et du golfe peut être découpé en différents étages. La partie la plus profonde du fleuve se nomme l'étage bathyal. Seuls les animaux (mollusques, vers, crustacés, etc.) habitent cette zone parce que la lumière solaire nécessaire à la photosynthèse des végétaux y est absente. À l'autre extrémité se situe l'étage supralittoral, au-dessus de la ligne des hautes eaux. Les étages médiolittoral (de la ligne de haute mer à la ligne de basse mer), infralittoral (de 0 à 25 m) et circalittoral (de 25 à 125 m) découpent l'espace entre ces deux extrêmes (figure 2.14B).

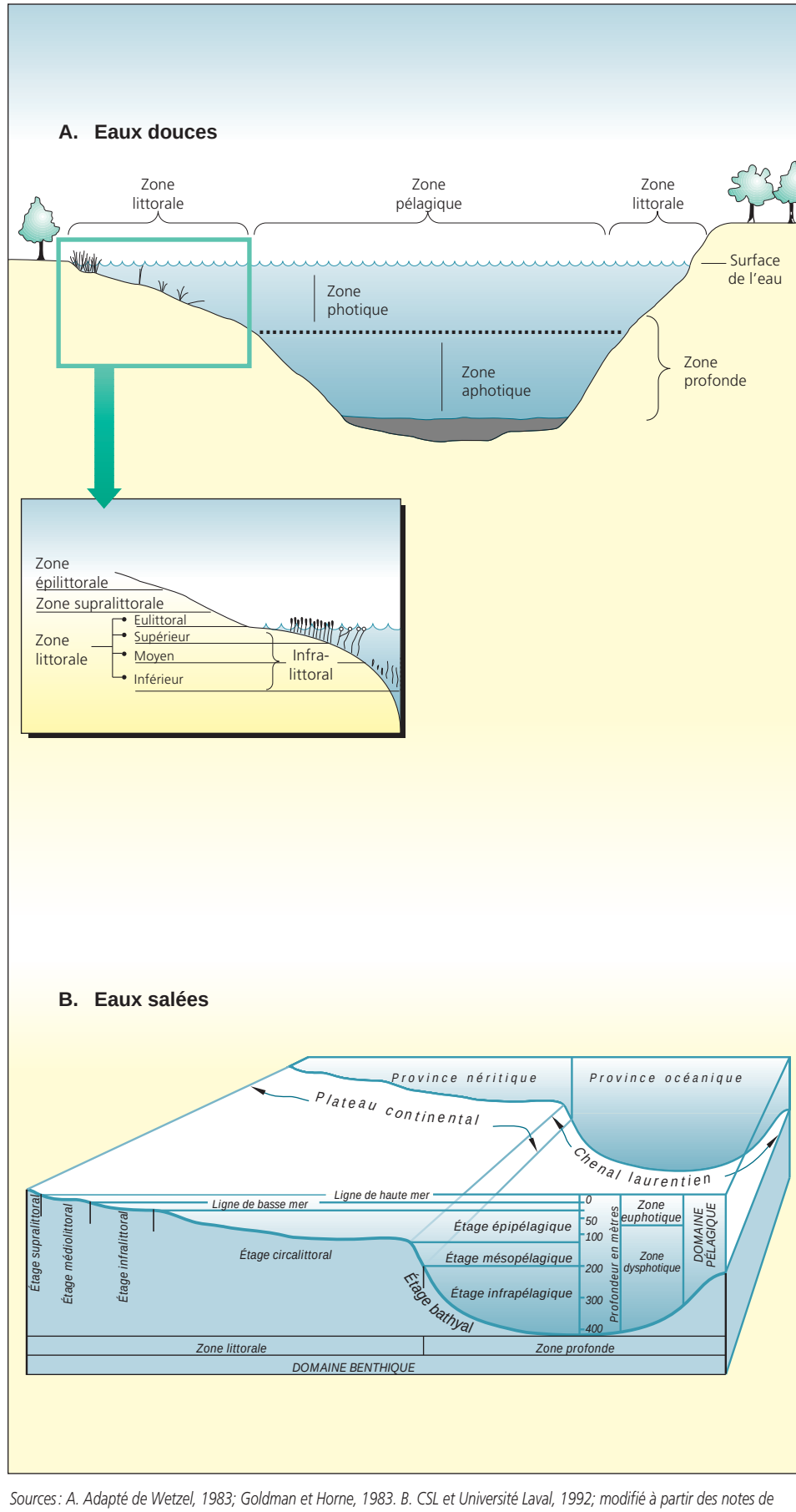
2.4.1 PÉRIPHYTON

En général, le mot «périphyton» est réservé aux algues microscopiques benthiques. Toutefois, afin de traiter des différentes communautés algales associées aux rives du fleuve, nous avons inclus, dans cette section, les bryophytes, les lichens et les algues macroscopiques d'eau salée.

Ce groupe de plantes non vascularisées comprend des végétaux de toutes formes et de toutes tailles, allant des Diatomées unicellulaires aux grandes «feuilles» des Laminaires. Leurs besoins physiologiques varient selon leur classe, les algues macrophytiques (visibles à l'œil nu) se retrouvant surtout sur les littoraux des eaux salées, et des espèces comme *Chara* et *Nitella* peuplant les rives baignées d'eau douce du fleuve Saint-Laurent. Les communautés d'algues microscopiques benthiques ne sont malheureusement pas très connues le long du fleuve, particulièrement celles d'eau salée.

FIGURE 2.14

Étages des domaines benthique et pélagique des eaux douces et salées du Saint-Laurent



Sources : A. Adapté de Wetzel, 1983; Goldman et Horne, 1983. B. CSL et Université Laval, 1992; modifié à partir des notes de cours de Brunel, 1991.

Les bryophytes et les lichens, ces végétaux non vascularisés, colonisent aussi les rives du fleuve, mais peu d'espèces tolèrent la présence de sel marin. Certaines mousses appartenant aux genres *Grimmia*, *Pottia* et *Ulata* de même que quelques lichens font exception à cette règle et se développent de façon exclusive sur des substrats rocheux de la zone intertidale du Saint-Laurent marin (Gratton et Dubreuil, 1990). On ne connaît pas l'étendue et l'importance réelle des bryophytes et des lichens le long du couloir du Saint-Laurent. En se basant sur les quelques études disponibles dont le tiers date de plus de dix ans, Gratton et Dubreuil (1990) mentionnent que l'on retrouve dans le golfe près de 500 espèces de bryophytes (parmi les 823 répertoriées dans l'ensemble du Québec) et 178 espèces de lichens (647 dans le Québec). Ces espèces ont essentiellement été recensées dans le parc du Bic (125 espèces de bryophytes et 153 espèces de lichens), les îles de Mingan (186 et 178 espèces de bryophytes et de lichens respectivement), l'île d'Anticosti (115 espèces de bryophytes), la Moyenne et Basse-Côte-Nord (155 espèces de bryophytes) de même que dans les îles de la Madeleine (Gratton et Dubreuil, 1990). Ces auteurs notent aussi que les seules publications de nature botanique ou écologique mentionnant les bryophytes proviennent d'études réalisées dans le golfe et qu'il n'en existe pratiquement pas d'autres sur des régions spécifiques du corridor du Saint-Laurent. Les quelques études récentes sur les lichens ont été réalisées en Gaspésie et aux îles de Mingan. La liste complète la plus récente remonte à 1977, et Gratton et Dubreuil (1990) la considèrent comme désuète, tant sur le plan de la classification et de la nomenclature que sur celui du nombre d'espèces de lichen répertoriées. La recherche d'indicateurs de la santé de l'écosystème pourrait amener une certaine volonté d'améliorer les connaissances à leur sujet. En effet, les bryophytes sont d'excellents concentrateurs passifs des radio-isotopes et des métaux lourds (ils sont deux fois plus efficaces que ne le sont les plantes vasculaires). En Europe, on utilise leur potentiel de bioaccumulation des substances toxiques présentes dans l'eau. Au Québec, la mousse aquatique *Fontinalis dalecarlica* a été retenue pour des expérimentations dans ce domaine (Gratton et Dubreuil, 1990). On reconnaît aux lichens un très bon potentiel comme indicateur bioclimatique et intégrateur des contaminants atmosphériques (Gratton et Dubreuil, 1990).

La grande diversité des substrats et des conditions environnementales permettant la croissance des microalgues benthiques complique quelque peu leur étude dans le Saint-Laurent. De plus, la communauté périphytique est sujette à la variabilité temporelle induite par le processus de colonisation, par lequel les cellules migrent et croissent sur un substrat vierge (une plante aquatique en croissance) ou récemment dénudé (par l'action des glaces, du broutage ou du courant). Plusieurs études se sont aussi penchées sur la caractérisation de la structure et de la biomasse des communautés périphytiques, en comparant à

l'occasion les peuplements observés sur des substrats différents, en plus de tenir compte de l'identité des masses d'eaux (voir le chapitre 2.1).

Les résultats des études détaillées sur chaque section du fleuve suggèrent que la biomasse et la composition du périphyton (d'eau douce) varient spatio-temporellement à une échelle plus fine que le phytoplancton. Les conditions environnementales (type de masse d'eau, profondeur, courant, type de substrat) exercent une influence marquée sur l'abondance et la composition de la communauté des microalgues benthiques (Ahmad *et al.*, 1974; Rousseau, 1983; Rousseau et Ferraris, 1984; Himmelman, 1991; Himmelman et Nédélec, 1990). Outre la remise en suspension périodique du périphyton par les vagues et les hausses brusques de courant, la biomasse de la flore périphytique montre une saisonnalité marquée, en particulier dans les zones peu profondes. La biomasse est pratiquement nulle en hiver, en raison de l'abrasion des surfaces par la glace, et croît rapidement au printemps, atteignant parfois une biomasse estivale considérable. Le processus de colonisation des macrophytes est lui aussi intimement lié au cycle saisonnier de croissance, puisque les microalgues colonisent les feuilles au fur et à mesure de leur apparition, jusqu'à leur disparition éventuelle lors de la sénescence automnale.

Comme dans le cas du phytoplancton, les aspects dynamiques de la production et de la colonisation du périphyton restent à évaluer. Les conditions d'écoulement laminaire (vitesse de courant) ou turbulent (vagues) exercent certainement une influence non négligeable sur la dynamique de la colonisation, la stabilité temporelle et la croissance d'une communauté périphytique sur un substrat donné. Les facteurs biologiques, comme l'auto-inhibition à forte densité, l'effet des brouteurs et l'interaction avec les macrophytes aquatiques devraient aussi être examinés, puisqu'ils contribuent de façon indéterminée à la variabilité spatio-temporelle. Ces informations sont primordiales afin d'estimer la quantité de carbone fixé et de contaminants assimilés au cours du cycle annuel des microalgues benthiques dans le Saint-Laurent. L'énorme surface de colonisation disponible pour les algues benthiques, leur petite taille et leur métabolisme élevé laissent présager que leur contribution au transfert des contaminants dans la chaîne trophique pourrait être considérable.

En raison de leur position fixée, de leur abondance et de la facilité à les échantillonner, ces organismes pourraient constituer d'utiles intégrateurs des conditions ambiantes, de véritables indicateurs biologiques de la condition du milieu. Jusqu'au lac Saint-Pierre, l'écoulement unidirectionnel et la juxtaposition de masses d'eau différentes sur de grandes distances créent un contexte éminemment favorable à l'analyse des impacts des contaminants et des conditions du milieu sur la distribution des algues (Cardinal, 1990a).

2.4.1.1 Tronçon fluvial, estuaire fluvial et moyen estuaire

Les seules études traitant des communautés de microalgues benthiques du Saint-Laurent portées à notre connaissance traitent de régions situées dans le tronçon fluvial ou dans l'estuaire fluvial (très peu). Les conditions du milieu influencent la composition de la communauté, mais il semble que l'on puisse traiter de l'ensemble du secteur d'eau douce comme étant relativement homogène. Quant au moyen estuaire, il n'existe pas d'information sur ces communautés. Par conséquent, pour les fins de la discussion, ces trois secteurs du fleuve ont été abordés ensemble.

L'échantillonnage qualitatif du périphyton estival (juillet-septembre) sur les bouées de la voie maritime de Cornwall à Québec a montré la grande homogénéité spatiale de la flore colonisant ce type de substrat. À toutes les stations, on notait la dominance d'une Chlorophycée arborescente (*Cladophora* sp.), colonisée par des Diatomées (*Rhoicosphenia curvata*) et des Cyanophycées (*Lyngbia* sp.) (Provencher, 1976). L'homogénéité du peuplement résultant d'une colonisation simultanée suggère que la variabilité spatiale est faible lorsque la colonisation s'effectue sur un même substrat soumis à des conditions identiques de luminosité (situé près de la surface) et de courant (rapides).

La composition du périphyton colonisant des lames de verre immergées en eaux brunes et en eaux vertes au lac Saint-Louis a permis de contraster la composition du périphyton en fonction du type d'eau (tableau 2.9).

Toujours sur des lames de verre, Amblard et Couture (1989) ont montré qu'une communauté se développant de la mi-décembre à la mi-janvier voyait diminuer progressivement la dominance des Diatomées (70 p. 100 de Diatomées, 15 p. 100 de Chlorophycées et 15 p. 100 de Cyanophycées) au profit des autres groupes (45 p. 100 de Diatomées, 35 p. 100 de Chlorophycées et 20 p. 100 de Cyanophycées). La proportion des Chlorophycées dans la communauté semblait croître avec la concentration des effluents des fabriques de pâtes et papiers (à Clermont, à la Malbaie) à laquelle la communauté était exposée. Après une semaine de colonisation, la biomasse d'algues atteignait 11×10^9 $\mu m^3/m^2$ sur les lames témoins, augmentant avec la concentration de l'effluent jusqu'à 520×10^9 $\mu m^3/m^2$ dans l'émissaire dont la charge était la plus élevée (10 p. 100).

Les résultats des études utilisant des substrats naturels sont moins concluants. Dans le contexte des études du projet Archipel, la microflore colonisant les roches et les macrophytes aquatiques de 28 stations a été échantillonnée à 12 reprises d'avril 1982 à mars 1983 autour de l'archipel de Montréal (Rousseau, 1983; Rousseau et Ferraris, 1984). La flore épilithique, qui colonise les substrats durs, comportait 475 espèces. Elle se caractérisait par les

TABLEAU 2.9

Périphyton des eaux brunes et des eaux vertes au lac Saint-Louis

Eaux brunes	Eaux vertes
Diatomées	**Diatomées**
Cocconeis placentula	*Navicula cryptocephala*
Achnanthes lanceolata	*N. anglia*
Synedra pulchella	*Nitzschia linearis*
Melosira granulata	*Fragilaria pinnata*
	Gyrosigma spenceri
Chlorophycées	**Chlorophycées**
Cladophora glomerata	*Sirogonium strictum*
Stigeoclonium spp.	*Spyrogyra* sp.
	Zygnema sp.
	Mougeotia sp.

Source : Ahmad et al., *1974.*

Cyanophycées (plus fréquentes en eaux brunes), les Chlorophycées et les Diatomées pennales (plus fréquentes en eaux vertes). De la fin juin au début de décembre, les Cyanophycées (*Lyngbia nordgardii*) et trois espèces du genre *Oscillatoria* étaient dominantes (en nombre). Les Diatomées pennées, particulièrement les espèces *Rhoicosphenia curvata* et *Diatoma vulgare*, dominaient le peuplement de décembre à mai. Les densités totales étaient les plus faibles (< 500 000 cellules/m^2) en hiver (février à avril).

De plus, les algues vertes, telles *Chara*, *Nitella* et même *Chladophora glomerata*, constituaient les groupes dominants des herbaçaies aquatiques (milieux humides sans marée) situées en amont du lac Saint-Pierre (Lapierre, 1992, dans Bouchard et Millet, 1993).

Toujours dans le projet Archipel, la flore épiphytique, qui colonise d'autres plantes, échantillonnée au cours de la période de croissance des macrophytes (mai à octobre) avait une composition similaire à celle de l'épilithon (433 espèces). Elle était cependant plus riche (nombre d'espèces) en Chlorophycées et moins riche en Diatomées que la flore épilithique. Les densités totales maximales croissant sur les macrophytes aquatiques étaient de l'ordre de 500 000 cellules/m^2, soit environ quatre fois moins que la densité maximale observée sur les roches. À compter du mois d'août, les herbiers situés en eaux brunes s'avéraient plus riches en espèces de microalgues et supportaient une biomasse plus élevée que ceux croissant en eaux vertes. Comme dans le cas des peuplements épilithiques, les Cyanophycées dominaient (surtout *Lyngbya nordgardii*) en début d'été, suivies par les Diatomées pennales (*Achnantes minutissima*,

Fragilaria vaucheriae, *Synedra* spp.) en fin d'été. Tant pour l'épilithon que pour l'épiphyton, il y avait une telle variabilité spatio-temporelle qu'il était pratiquement impossible d'expliquer la composition des échantillons à partir des conditions physico-chimiques mesurées en même temps. Il est fort probable que les différences de profondeur, de substrat, de durée de colonisation et de courant soient à elles seules suffisamment importantes pour masquer la variabilité spatio-temporelle ou celle potentiellement induite par la présence de sources locales de polluants.

La biomasse et la composition des Diatomées épilithiques de six stations (10 à 30 cm de profondeur) autour de Montréal étaient très variables et montraient peu de signes de succession saisonnière (De Sève et Goldstein, 1981). De mai à novembre, la biomasse totale fluctuait autour de 1×10^{12} $\mu m^3/m^2$ (maximum de 4×10^{12} $\mu m^3/m^2$), tandis qu'aucune algue n'était présente en hiver. Au lac Saint-Francois, les données brutes de la composition du périphyton de 40 échantillons (huit sites et cinq échantillons par site) récoltés dans la dernière quinzaine de juillet 1989 indiquent une variabilité spatiale très élevée de la biomasse et de la composition algale (Pinel-Alloul *et al.*, 1991a). Les Chlorophycées représentaient la majorité des genres atteignant des biomasses très élevées (> 50 g/g poids sec de macrophytes) : *Spirogyra*, *Enteromorpha*, *Zygnema*, *Mougeotia*, *Oedogonium*, *Rhyzoclonium*, *Cladophora*, *Hydrodictyon* (Chlorophytes); *Oscillatoria* (Cyanophytes) et *Diatoms vulgare linearis* (Diatomées). Selon les observations de Paquet *et al.* (1993) entre 1990 et 1992, ces espèces étaient périodiquement détachées ou arrachées mécaniquement de leur substrat, provoquant une augmentation considérable (mais temporaire) de la biomasse phytoplanctonique au lac Saint-Pierre et au lac Saint-Louis (Paquet *et al.*, en 1993). La remise en suspension de grandes quantités de *Cladophora* spp. et de Diatomées périphytiques dans le phytoplancton estival a aussi été mentionnée par Contant et Lacoursière (1978) aux abords de Gentilly.

2.4.1.2 Estuaire maritime et golfe

Les différents facteurs influençant la structure verticale des communautés de microalgues benthiques croissant sur les rives de l'estuaire maritime ont été étudiés par Hudon (1982). Par ailleurs, la documentation des macroalgues de l'estuaire maritime et du golfe est relativement complète (Cardinal, 1990a, 1990b). Au total, 195 espèces ont été répertoriées auxquelles s'ajoutent 21 espèces trouvées seulement sur la côte sud de la baie des Chaleurs. La proportion du nombre d'espèces dans les différentes divisions des grandes algues benthiques est comparable à celle d'autres inventaires dans l'est du Canada (tableau 2.10). Cardinal (1990a, 1990b) souligne qu'un certain nombre d'espèces sont rares, mais il serait prématuré de parler d'espèces menacées puisque plusieurs d'entre elles atteignent, au Québec, leur limite nord de distribution. L'auteur souligne l'absence quasi totale d'informations publiées sur la

TABLEAU 2.10

Nombre et proportion de taxons selon les trois grandes divisions d'algues benthiques macroscopiques sur les côtes du Québec et de l'est du Canada

	Chlorophytes vertes	Phéophytes brunes	Rhodophytes rouges	Total
Côtes du Québec	60 (30)	68 (35)	67 (37)	195
Est du Canada	86 (27)	116 (36)	120 (37)	322

Source : Cardinal, 1990a.

Basse-Côte-Nord en aval de Kegaska et sur l'île d'Anticosti. Par ailleurs, Gauthier *et al.* (1980) ont examiné les limites amont de distribution des algues marines benthiques dans l'estuaire.

La dynamique des peuplements d'algues est peu ou pas connue. Toutefois, une étude de la production d'une algue benthique médiolittorale dominante de l'estuaire, *Fucus vesiculosus*, montre que cette espèce produit environ 10 fois son propre poids en matière organique (106 g de chlorophylle au mètre carré) en huit mois. Cette production est trois fois plus élevée par unité de surface que la production de phytoplancton des eaux littorales adjacentes (30 g de chlorophylle au mètre carré par année; Breton-Provencher *et al.*, 1979). Les auteurs estiment que, de toute cette production organique, le tiers seulement sert à l'augmentation de la biomasse, le reste enrichissant le milieu. Le rôle joué par ces algues dans l'économie de l'estuaire est donc très significatif.

Sur la côte nord, on a noté une diminution générale des biomasses d'algues vers l'aval, probablement parce que le brouteur qui domine ces communautés, l'Oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*), ne peut s'adapter aux salinités décroissantes vers l'amont. Le long de la rive sud, la biomasse d'algues décroît aussi avec l'augmentation de la salinité. Le déclin dans ce cas serait davantage causé par l'effet négatif de la turbidité sur la croissance des algues plutôt que par des différences dans la pression de broutement. Par ailleurs, on n'a pas observé d'effet consistant du gradient estuarien sur les différents paramètres de communauté que sont la richesse spécifique (nombre d'espèces constituant une communauté donnée), la diversité H de Shannon et Weaver (indice de diversité tenant compte du nombre d'espèces et de leur densité respective dans la communauté) et la régularité $H/H_{max.}$ (paramètre mesurant la distribution de la densité des espèces dans la communauté). Toutefois, la richesse, la diversité et la régularité des algues s'accroissent vers l'amont dans l'estuaire maritime pour diminuer ensuite dans le moyen estuaire. L'Oursin vert est donc un élément structurant de la communauté infralittorale. Ce brouteur efficace, qui dévore à peu près toutes les espèces d'algues (Himmelman et Lavergne, 1985) et

provoque l'apparition de zones dénudées, caractéristiques de l'étage infralittoral, régit donc l'abondance des algues dans l'estuaire maritime. Ce n'est que parce qu'il est intolérant aux basses salinités et qu'il ne peut pas se multiplier avec succès dans la région amont de l'estuaire maritime et la région aval du moyen estuaire qu'on y retrouve les plus fortes diversités et biomasses d'algues (Drouin *et al.*, 1985).

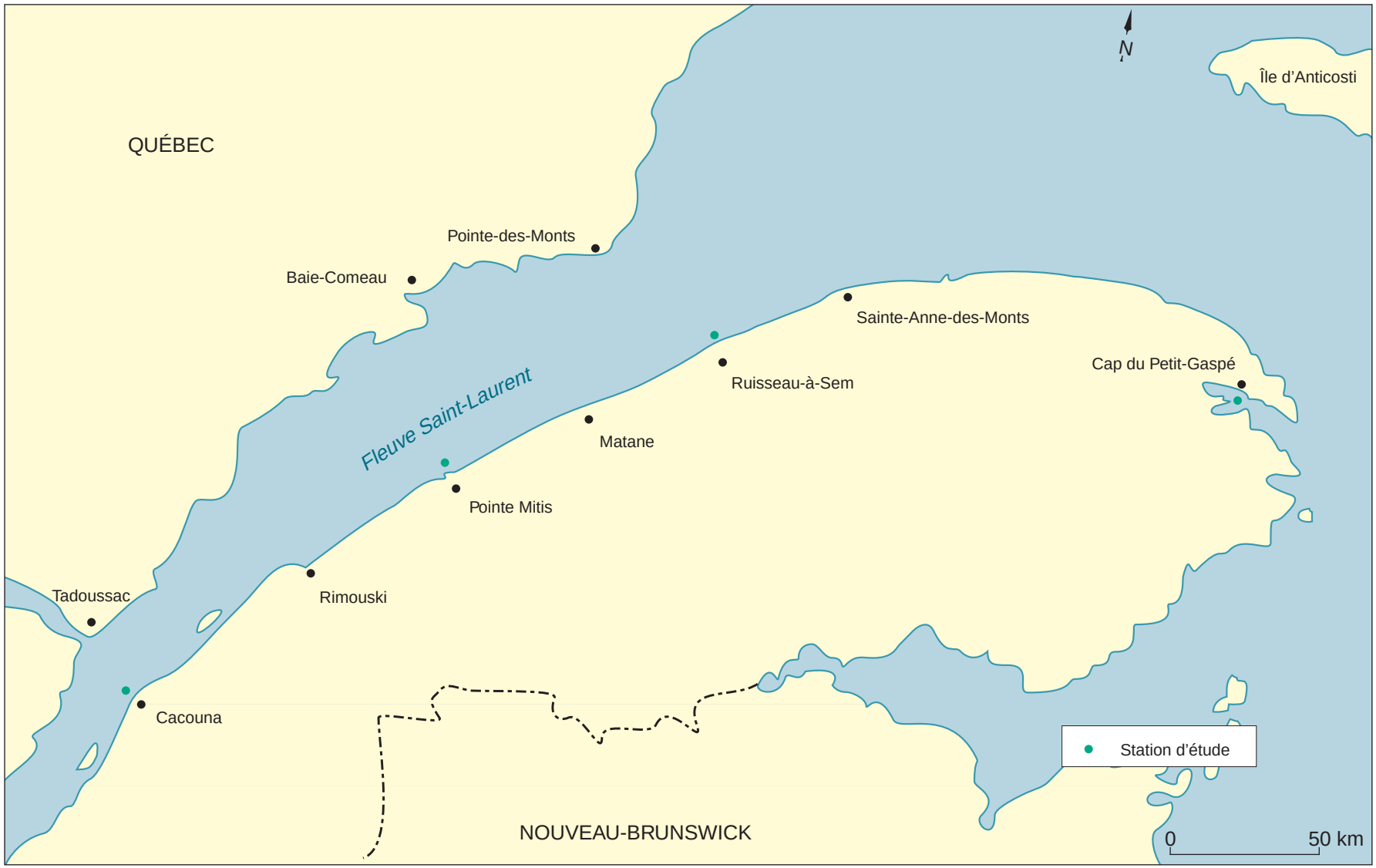
L'organisation de la communauté du nord-ouest du golfe a aussi été étudiée dans l'archipel de Mingan (Himmelman, 1991). Dans la partie supérieure de l'infralittoral, on note d'abord des algues confinées dans une bande étroite, en eau peu profonde, puis en dessous, une zone habitée par les Oursins verts. Dans cette dernière zone, on retrouve quelques grandes algues et des algues calcaires résistantes au broutement (Himmelman et Nédélec, 1990).

Les grandes Laminaires forment ici et là, dans l'estuaire maritime et dans le moyen estuaire, des formations homogènes étendues sur certains fonds rocheux. C'est le cas, par exemple, le long de la rive sud de l'île aux Lièvres et sur la pointe nord-est de l'île du Bic. En ce dernier endroit, on a mesuré une production biologique élevée en été et faible en hiver. La production nette annuelle a été évaluée à 40 g/m^2 par année (Anderson *et al.*, 1981). La croissance de ces producteurs primaires sur la côte de la Nouvelle-Écosse prend surtout place en hiver et, sur une base annuelle, n'atteint que le tiers du niveau établi à l'île du Bic.

Sur la rive sud de l'estuaire maritime et du golfe, un suivi des peuplements intertidaux sur substrat rocheux a été effectué dans quatre stations d'étude à conditions d'écoulement modéré (communautés épibenthiques moyennement exposées aux rigueurs des facteurs physiques comme les marées et la salinité) (Archambault et Bourget, 1983) (figure 2.15). Les différentes étapes de la succession de la communauté ont été observées à la suite de perturbations naturelles (abrasion par la glace) ou artificielles (dénudation expérimentale totale ou partielle). Au printemps, les algues annuelles, principalement des Ulothricales et des Ulvales, colonisent rapidement les surfaces dénudées par la glace; par la suite, on assiste à un important accroissement des Fucales, surtout *Fucus vesiculosus* et plus faiblement *Ascophyllum nodosum*. La dominance des espèces opportunistes comme *Fucus vesiculosus* persiste dans la mesure où les perturbations sont fortes et régulières. Lorsque la communauté est plus faiblement perturbée, l'écart initial entre l'abondance de *Fucus vesiculosus* et celle d'*Ascophyllum nodosum* se rétrécit constamment pour s'approcher davantage de la communauté à maturité dominée par *Ascophyllum nodosum*. Par ailleurs, le moment de la perturbation influence aussi la séquence de fixation des espèces colonisatrices et leur abondance. Un substrat dénudé tôt au printemps sera colonisé principalement par les

FIGURE 2.15

Stations d'étude de la succession des communautés benthiques de la zone intertidale de la rive sud de l'estuaire maritime et du golfe



Source : Adapté de Archambault et Bourget, 1983.

espèces opportunistes (Ulothricales et Ulvales), alors qu'un substrat dénudé plus tardivement au printemps sera surtout colonisé par *Fucus vesiculosus*.

2.4.2 ZOOBENTHOS

Tout comme les plantes terrestres peuvent subvenir à leurs besoins, enracinées en un endroit et utilisant l'énergie lumineuse, les organismes benthiques peuvent satisfaire leurs besoins énergétiques en restant attachés à un substrat et en interceptant les particules de nourriture flottantes. Ces particules, qui peuvent rester en suspension et être transportées sur de longues distances, se composent soit de plancton vivant, soit de détritus couverts de bactéries. Les filtreurs tamisent l'eau comme les bivalves pour en retirer la nourriture, tandis que les détritivores ingèrent les sédiments (certains Amphipodes, Isopodes et Décapodes) pour en retirer les particules nutritives qui s'y sont déposées. Ces organismes sont généralement plutôt mobiles. Il existe aussi des prédateurs qui circulent près du fond pour y surprendre leurs proies. Ainsi, le zoobenthos regroupe un ensemble hétérogène d'animaux se situant à différents paliers du réseau alimentaire.

Les travaux portant sur la faune benthique d'eau douce du Saint-Laurent sont peu nombreux et, à l'exception de ceux de Levasseur (1977) et Vincent (1984), aucun ne couvre l'ensemble du corridor fluvial. Quelques travaux ont été effectués sur différents tronçons couvrant des portions plus ou moins grandes de l'aire d'étude. Il s'agit des travaux de Magnin (1970) sur la faune benthique littorale du lac Saint-Louis, de Vincent (1984) sur les groupements benthiques du lac Saint-Pierre et de Vincent (1979) sur la structure des communautés benthiques du fleuve entre le lac Saint-Pierre et l'île aux Oies. Cependant, les régions du fleuve où l'on a le plus étudié la faune benthique sont la région de Montréal (du lac Saint-Louis jusqu'aux îles de Boucherville) dans le cadre du projet Archipel (Ferraris, 1984a, 1984b), ainsi que la région de la centrale nucléaire de Gentilly où les membres du Groupe de recherche sur les écosystèmes aquatiques (GREA) de l'Université du Québec à Trois-Rivières ont effectué la majorité de leurs études sur les variations spatiales (Vincent et Vaillancourt, 1978; Vincent, 1981; Vincent *et al.*, 1982; Vincent *et al.*, 1991) et temporelles (Vincent, 1983; Vincent *et al.*, 1983) et sur la structure des groupements benthiques et phytophiles (invertébrés utilisant principalement la végétation aquatique comme substrat plutôt que le fond).

Jusqu'à tout récemment, une partie importante des travaux portant sur la faune benthique de l'estuaire du Saint-Laurent était constituée de comptes rendus sur la distribution des espèces (Whiteaves, 1901; Préfontaine, 1931; Larocque, 1953; Bousfield, 1956; Brunel, 1970a, 1970b; Bousfield et Laubitz, 1972). Au cours des dernières années cependant, des études à caractère plus écologique ont été publiées (pour un survol récent de la littérature, voir la synthèse préparée par Vincent, 1990). Toutefois, seulement quelques travaux

évaluent l'importance des facteurs qui régissent l'abondance et la répartition de la faune benthique à l'échelle de l'écosystème tout entier.

Malgré de profondes différences dans les conditions océanographiques qui existent entre les trois grandes régions que sont le moyen estuaire, l'estuaire maritime et le golfe, un certain nombre de biotopes sont reconnaissables et transcendent les trois régions : l'étagement littoral qui délimite des zones ou des cordons littoraux subissant des périodes variables de submersion, la nature du substrat (meuble ou rocheux) et la profondeur sont des facteurs écologiques qui agissent de façon comparable en triant les organismes et en déterminant leur distribution. Ces biotopes demeurent malgré tout liés par l'échange des masses d'eau et des organismes qu'ils abritent (Ardisson et Bourget, 1992). La présence de tributaires joue aussi un rôle important puisqu'on a montré l'existence d'une relation non linéaire entre les écoulements d'eau douce et la faune épibenthique marine. Les relations observées dépendent des espèces et des échelles spatiales considérées, mais une généralisation se dégage : aux valeurs intermédiaires de débit sont associés des abondances, des biomasses et des taux de croissance faibles, alors qu'aux valeurs extrêmes de débit (faibles et fortes) sont associés des abondances, des biomasses et des taux de croissance élevés (Ardisson, 1991).

2.4.2.1 Espèces introduites

Plusieurs espèces non indigènes de Tubificidés et de mollusques dominent maintenant divers habitats benthiques d'eau douce (Vincent, 1984). On retrouve plusieurs populations d'espèces de Tubificidés d'origine européenne dont *Peloscolex ferox*, *Potamothrix moldiavensis*, *Potamothrix hammoniensis* et *Stylodrilus heringianus* dans les Grands Lacs (Brinkhurst et Jamieson, 1971) et certaines régions du Saint-Laurent (Vincent, 1984). À cette liste s'ajoute *Psammoryctides barbatus* qui a été observé pour la première fois dans l'estuaire fluvial du Saint-Laurent et, plus tard, dans la partie aval du tronçon fluvial (Vincent, 1979).

Parmi les mollusques d'eau douce, on retrouve plusieurs espèces introduites d'Europe : *Bithynia tentaculata* (Berry, 1943), *Pisidium amnicum* et *Sphaerium corneum* (Brinkhurst *et al.*, 1968; Clarke, 1980). La propagation de *Bithynia tentaculata* et de *Sphaerium corneum* a probablement eu d'importantes répercussions sur les populations de plusieurs autres espèces de mollusques indigènes (Vincent, 1984). Dans l'État de New York, Harman (1968) a montré que cette espèce pouvait déplacer avec succès plusieurs espèces indigènes de Gastéropodes. À ces espèces s'ajoute *Viviparus georgianus*, récemment introduit dans le Saint-Laurent, qui domine maintenant les communautés benthiques de la moitié aval de l'estuaire fluvial (Vincent, 1979).

La faune benthique du Saint-Laurent a donc subi de profondes modifications au cours du siècle dernier, et cette évolution n'est pas terminée.

Certaines espèces récemment introduites comme *Viviparus georgianus* et *Psammoryctides barbatus* ne semblent pas avoir terminé leur expansion. À ces espèces, nous devons maintenant ajouter la Moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), petit bivalve originaire des mers Noire et Caspienne et qui a fait, au cours des cinq dernières années, une entrée remarquée. Libérée vraisemblablement des ballasts d'un navire, on l'a d'abord identifiée dans le lac Sainte-Claire, dans le sud de l'Ontario entre le lac Érié et le lac Huron. Une année plus tard, elle apparaissait dans le lac Saint-François et continue de progresser depuis. Les densités les plus importantes se trouvent aux environs de Montréal et de Québec (figure 2.16). Dans le secteur compris entre Québec et Sault-au-Cochon (un peu en aval de l'île d'Orléans), le nombre de sujets fixés sur les bouées de navigation, examinées lors de leur remisage à l'automne, atteignait 751 ind./m^2 en 1991 (tableau 2.11). En aval de Sault-au-Cochon, la salinité croissante empêche son expansion. On craint qu'en amont, cependant, l'animal n'en vienne à dominer les communautés aquatiques sur substrat dur et à perturber les réseaux alimentaires. Prolifique, tolérant à la dessiccation et à de vastes écarts de température, l'animal peut causer des torts économiques majeurs en se logeant dans des prises d'eau et en causant des souillures sur les équipements maritimes. Les valeurs obtenues pour l'été 1992 indiquaient une tendance générale à la baisse dans la majorité des sections du fleuve examinées, à l'exception du lac Saint-François et du canal de Beauharnois. Il y aurait eu un plus faible recrutement en 1992; il est encore trop tôt pour savoir si cette baisse du nombre de Moules colonisant les bouées reflète une tendance à long terme ou si elle traduit simplement des conditions environnementales particulières à cet été-là. D'autant plus que d'autres études ont permis de mesurer les densités de Moules zébrées accumulées entre 1991 et 1992 dans plusieurs stations benthiques réparties le long du fleuve entre Cornwall et l'île d'Orléans (tableau 2.12). De manière générale, les résultats montrent une tendance à la hausse des densités entre 1991 et 1992.

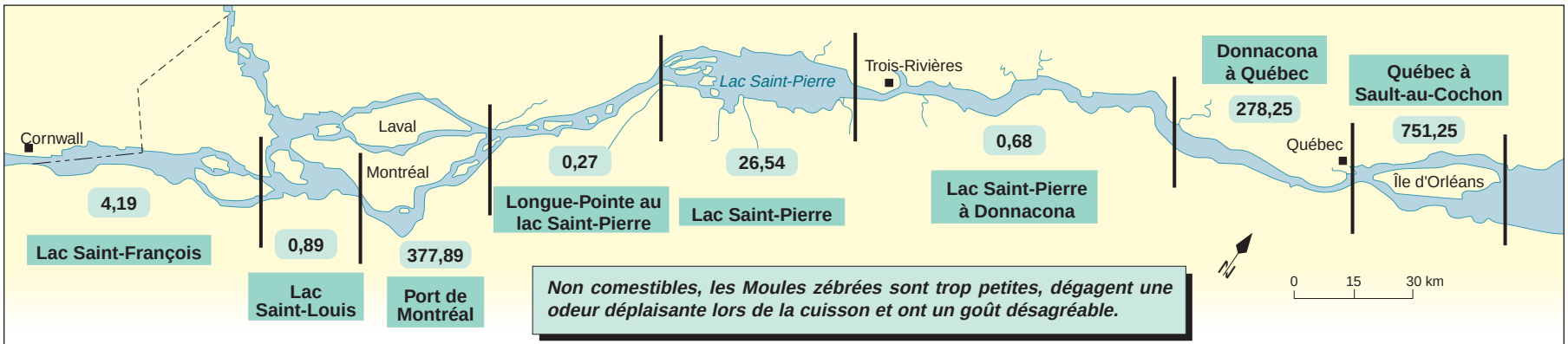
Le déséquilibre causé aux communautés aquatiques par l'invasion de ces espèces exotiques est difficile à mesurer. La mise au point d'indices biotiques applicables aux communautés benthiques (DesGranges et Thompson, 1990) permet de calculer des valeurs. Mais celles-ci demeurent abstraites et affaiblies par des pondérations subjectives. Dans ces conditions, il n'est pas facile de mesurer l'étendue des dommages causés par ces invasions.

2.4.2.2 Tronçon fluvial

Compte tenu de la quantité d'informations disponibles, de l'étendue de l'aire d'étude, de la diversité des habitats (lacs, rapides, herbiers, zones profondes, zones à fort et à faible courant), il sera plus commode de traiter des facteurs qui régissent les communautés benthiques du Saint-Laurent en progressant de l'amont vers l'aval et en examinant successivement les bassins et les masses d'eau

FIGURE 2.16

Densités moyennes de Moules zébrées fixées sur les bouées de navigation en 1991 (nombre au mètre carré)



ORIGINE ET INTRODUCTION

La Moule zébrée est originaire de la mer Caspienne. Elle fut trouvée pour la première fois en Amérique du Nord en 1988 au lac Sainte-Claire en Ontario. On croit qu'elle y a été introduite en 1985, par la vidange des eaux de ballast d'un navire en provenance d'Europe. Sa présence a été signalée dans le Saint-Laurent à partir de 1989.

BIOLOGIE ET ÉCOLOGIE

La Moule zébrée, *Dreissena polymorpha*, est un mollusque bivalve d'eau douce. Elle peut atteindre 4 cm de longueur et vivre en moyenne trois ans. C'est un organisme sédentaire et filtreur qui consomme des bactéries, du plancton et des déchets de particules organiques. Chaque femelle peut produire jusqu'à 40 000 œufs par année.

Les Moules zébrées peuvent coloniser plusieurs types d'habitats. La dispersion de l'espèce est favorisée par les courants qui entraînent les larves. Comme l'adulte vit fixé à un substrat dur, on peut la retrouver aussi bien sur des coques de bateaux, des bouées, des tuyaux, des filets de pêche, des pierres, des récifs ou encore sur d'autres organismes comme des mollusques ou des écrevisses. Elles vivent en colonie, parfois à des densités très élevées (300 000/m^2 au lac Érié). Elles ont peu de prédateurs naturels sauf quelques espèces de canards plongeurs et de poissons molluscovores.

IMPACTS ÉCOLOGIQUES ET ÉCONOMIQUES

Depuis l'introduction des Moules zébrées, plusieurs problèmes ont été constatés dans les Grands Lacs :

Perturbation dans la chaîne alimentaire. – Les Moules consomment de grandes quantités de phytoplancton, ce qui pourrait perturber le réseau alimentaire de plusieurs espèces et ainsi nuire à la pêche commerciale et sportive. Elles pourraient affecter le succès de reproduction de plusieurs espèces de poissons utilisant les récifs comme sites de fraie car elles s'y fixent et les recouvrent.

Transmission de toxiques. – Elles peuvent accumuler rapidement les polluants organiques dans leurs tissus, et ce, à des teneurs 180 000 fois supérieures à celles retrouvées dans l'environnement. Parce qu'elles concentrent les toxiques de l'eau, elles pourraient servir de bio-indicateurs pour contrôler la qualité du milieu aquatique. Elles peuvent éventuellement transmettre ces toxiques à l'homme lors de la consommation de poissons ou de canards.

Obstruction des conduites municipales et industrielles (prises d'eau et émissaires). – Ce problème peut amener des réductions importantes dans les débits d'eau.

Nuisances à différentes activités récréatives. – Elles peuvent obstruer l'entrée d'eau de refroidissement des moteurs des bateaux de plaisance, ce qui provoque la surchauffe des moteurs. L'accumulation de coquilles coupantes sur les plages peut entraîner des blessures aux baigneurs.

On prévoit qu'elles coûteront entre 4 et 5 milliards de dollars au Canada et aux États-Unis au cours de la prochaine décennie, en raison des pertes occasionnées aux pêcheries et des coûts associés au nettoyage des systèmes d'eau. Parmi les méthodes chimiques efficaces pour contrôler la prolifération des Moules, la chloration est la seule à être permise au Canada. Cependant, aucune méthode n'est sans impact sur l'environnement. Les méthodes de contrôle biologique sont peu développées.

Perspectives pour le Saint-Laurent

La concentration de calcium, le pH de l'eau, la profondeur, les courants, la température et le type de substrat retrouvés dans certaines parties du fleuve favorisent l'implantation de la Moule zébrée. Par exemple, dans le bassin de La Prairie et autour de l'île d'Orléans, on trouve des fonds rocheux ou de graviers à une profondeur colonisable par les Moules zébrées. Même en l'absence de tels fonds, leur présence est possible s'il s'y trouve d'autres mollusques. Les facteurs pouvant limiter la dispersion et la surpopulation des Moules zébrées dans le fleuve sont le manque de substrats durs naturels et la salinité croissante en aval de l'île d'Orléans. Cependant, les fonds sableux pourraient être colonisés par une espèce exotique de Moule (Quagga) qui commence à envahir le fleuve. En 1992, on a noté sa présence au lac Saint-François, au lac Saint-Louis et dans la région de Sorel.

Les résultats d'études effectuées par le Centre Saint-Laurent entre Beauharnois et Baie-Saint-Paul montrent que les densités de Moules zébrées sont en progression entre 1990 et 1991. Les plus fortes augmentations ont été enregistrées dans les secteurs de Québec à Sault-au-Cochon (5778 p. 100), Donnacona à Québec (3972 p. 100) et au Port de Montréal (472 p. 100).

Sources : CSL, 1993, à partir des données de Doyon et al., *1992; Lapierre et Fontaine, 1994.*

TABLEAU 2.11

Densités des Moules zébrées sur les bouées de navigation du lac Saint-François à Sault-au-Cochon entre 1990 et 1992

Régions	1990 (n/m²)	1991 (n/m²)	1991/1990	1992 (n/m²)	1992/1991
Tronçon fluvial					
Lac Saint-François	121,10	4,19	0,03 ds	58,30	13,91 ns
Canal de Beauharnois	0,85	0,41	0,48 ns	0,18	0,44 ns
Lac Saint-Louis	0,26	0,89	3,42 as	0,01	0,01 ds
Port de Montréal	0,86	377,90	439,42 as	12,52	0,03 ds
Longue-Pointe au lac Saint-Pierre	0,01	0,27	27,00 as	0,04	0,15 ds
Lac Saint-Pierre	0,00	26,54	26,54 as	0,02	0,00 ds
Estuaire fluvial					
Lac Saint-Pierre à Donnacona	0,03	0,68	22,67 as	0,01	0,01 ds
Donnacona à Québec	0,07	278,25	3975,00 as	0,04	0,00 ds
Québec à Sault-au-Cochon	0,13	751,25	5778,85 as	0,27	0,00 ds

Légende. – as : augmentation significative; ds : diminution significative; ns : tendance non significative; n : nombre.

Source : Lapierre et Fontaine, 1994.

TABLEAU 2.12

Densités des Moules zébrées accumulées dans des stations benthiques le long du fleuve entre Cornwall et l'île d'Orléans entre 1991 et 1992

Régions	Profondeurs comparées (m)	1991 (n/m²)	1992 (n/m²)	Tendances
Tronçon fluvial				
Lac Saint-François	5-7 (octobre)	64,00	143,20	as
Beauharnois	0-5 (juillet)	9,67	77,10	as
Estuaire fluvial				
Port de Bécancour	1-7 (juillet)	18,50	1 675,10	as
Bassin Louise	0-10 (juillet)	non mesuré	16 406,40	–
Île d'Orléans	3-5 (octobre)	430,00	29,70	ds

Légende. – as : augmentation significative; ds : diminution significative; ns : tendance non significative; n : nombre.

Sources : Lapierre et al., *1994; Lapierre, 1993.*

qui entourent l'archipel de Montréal et, enfin, le lac Saint-Pierre. Ces régions couvrent l'ensemble du tronçon fluvial.

Bassins entourant l'archipel de Montréal

La faune benthique du lac Saint-François se compose principalement de mollusques, de crustacés, d'Oligochètes et de larves de Diptères. La proportion occupée par les différents taxons varie peu entre les stations. Cependant, on retrouve plus de mollusques aux stations situées au centre du lac qu'ailleurs dans le bassin et proportionnellement plus d'Oligochètes et de Diptères aux stations situées en amont du lac qu'à celles situées en aval. On remarque aussi que la proportion d'Oligochètes (Tubificidés) semble plus élevée dans les stations de la rive nord que dans celles de la rive sud. Cependant, puisqu'il n'y a pas d'information disponible sur le milieu (type d'habitat, substrat, profondeur, courant, matières organiques dans les sédiments), il est très difficile d'interpréter le schéma de distribution des différents groupes taxonomiques. L'indice de diversité, le nombre d'espèces récoltées et la densité sont relativement élevés et varient peu entre les stations (Levasseur, 1977). Plus récemment, Pinel-Alloul *et al*. (1991b) suggéraient que les processus générateurs de la structure du benthos étaient principalement d'ordre écologique et physico-chimique. La présence d'herbiers, l'alcalinité, la minéralisation, la couleur de l'eau, la profondeur et la texture du substrat ont une influence majeure.

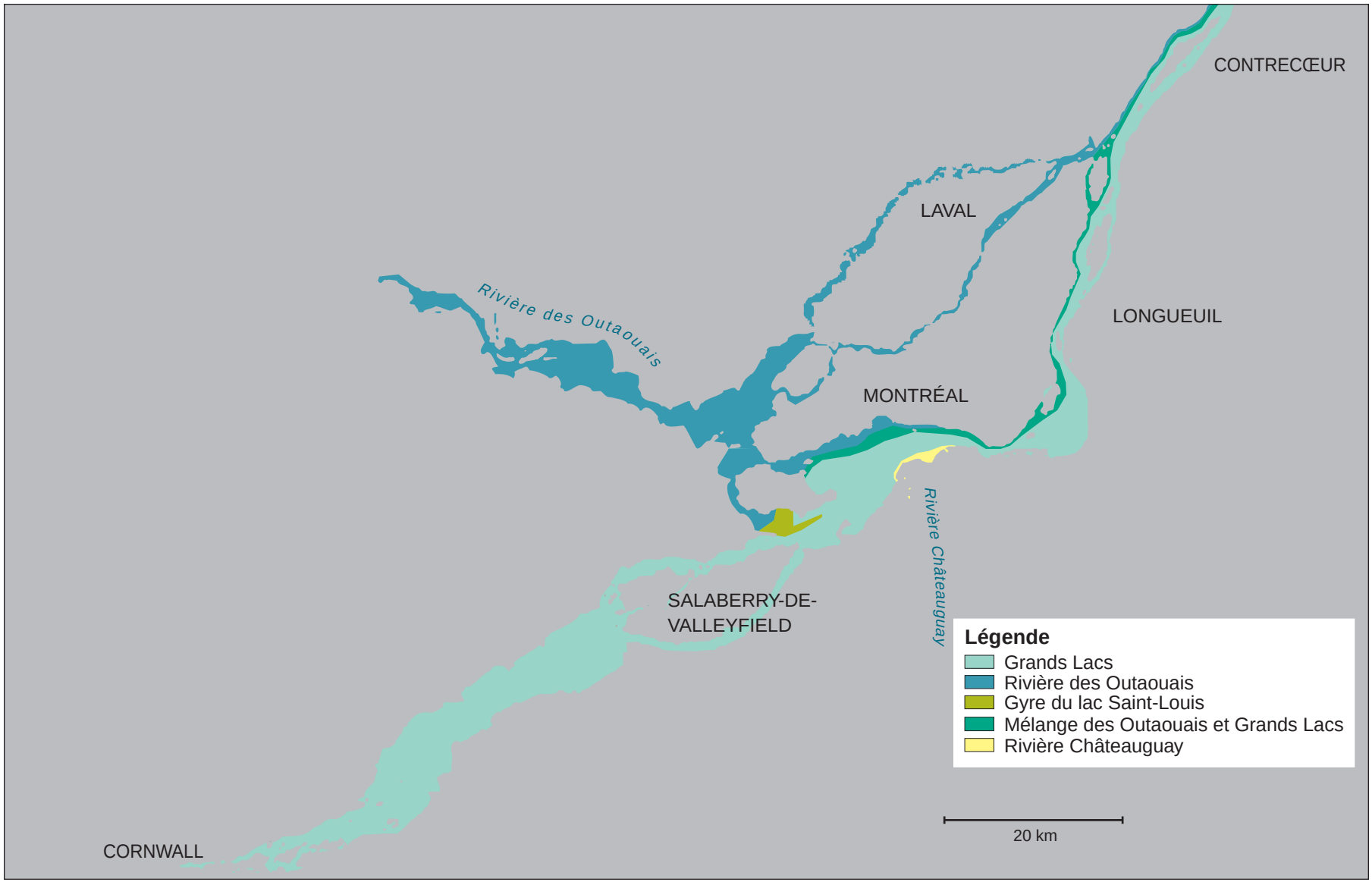
Les communautés d'invertébrés benthiques et phytophiles de la région de Montréal (incluant les lacs des Deux Montagnes et Saint-Louis, les rapides de Lachine et le bassin de La Prairie) ont été étudiées par Ferraris (1984a, 1984b) lors du projet Archipel. Cette étude a permis d'identifier 30 communautés benthiques et phytophiles (ces dernières dans les herbiers aquatiques à végétation submergée) liées à autant d'habitats distincts. Ces habitats étaient définis par leur position dans le bassin (herbier, eau libre), leur profondeur, les caractéristiques générales de l'eau (brune, verte, mixte), la vitesse du courant, le type de substrat (dur, meuble) et la texture du substrat. Rappelons que, dans la région du lac Saint-Louis, deux masses d'eau très différentes se rencontrent (figure 2.17) : d'une part, les eaux vertes caractérisant le Saint-Laurent et, d'autre part, les eaux brunes caractérisant la rivière des Outaouais.

Les eaux vertes sont caractérisées par une faible charge de matières en suspension, une forte minéralisation et une faible teneur en substances nutritives. Les eaux brunes, par contre, sont très turbides, peu minéralisées et chargées d'acides humiques (Désilets et Langlois, 1989). Pour plus de détails sur les caractéristiques de ces eaux, le lecteur se référera à la partie Physico-chimie.

Les tableaux 2.13 et 2.14 regroupent différentes données sur la composition de 26 des principales communautés benthiques et phytophiles de la région

FIGURE 2.17

Masses d'eau autour de l'archipel de Montréal



Sources : Lamarche, 1992, à partir des données de Verrette, 1990.

TABLEAU 2.13

Habitats préférentiels de la faune benthique dans les bassins de la région de Montréal

	LAC DES DEUX MONTAGNES	LAC SAINT-LOUIS	BASSIN DE LA PRAIRIE (incluant les rapides de Lachine)	FLEUVE SAINT-LAURENT	RIVIÈRES DES PRAIRIES ET DES MILLE ÎLES
Pourcentage de la superficie du territoire	34,6 %	34,0 %	11,5 %	11,3 %	9,8 %
Pourcentage de la superficie du bassin recouverte par des herbiers	22,4 %	30,7 %	29,1 %	50,0 %	19 % (rivière des Prairies) 53 % (rivière des Mille Îles)
Type d'eau	Brune	Brune, verte et mixte	Verte et mixte	Verte	Brune
Principaux habitats rencontrés	Herbiers à courant faible (H1 : 22,4 %). Habitats de moyennes et fortes profondeurs à substrat mou (B5 : 10,5 %; B6 : 16,1 %; B7 : 18,1 %; B8 : 0,3 %) (baie de Vaudreuil et partie est du lac). Habitats de faible profondeur à substrat mou (B3 : 3,7 %; B4 : 14,7 %) (partie ouest du lac).	Herbiers à faible courant (H1 : 4,7 %; H3 : 3,4 %; H4 : 0,2 %; H5 : 22,4 %) (l'ensemble des baies du lac). Habitats d'eau brune à substrat dur et à fort courant (B1 : < 0,1 %) (rapides de Dorion et de Sainte-Anne ; canal Sainte-Anne). Habitat d'eau brune de moyennes et fortes profondeurs (B5 : 1,6 %; B6 : 3,0 %; B7 : 2,8 %; B8 : 1,2 %) (canal Sainte-Anne). Habitat d'eau verte à substrat dur (V2 : 0,3 %). Habitat d'eau verte de faible profondeur à substrat mou (V3 : 0,8 %; V4 : 5,9 %; V5 : < 0,1 %; V9 : 1,5 %) (région de Maple Grove). Habitat d'eau verte à substrat dur et à fort courant (V1 : 0,5 %) (partie nord du lac en amont des rapides de Lachine). Habitats d'eau verte de forte profondeur à substrat mou (V6 : 2,9 %; V8 : 0,5 %; V10 : 1,5 %) (à proximité du barrage de Beauharnois). Habitats d'eau mixte de faible profondeur (M2 : 3,7 %) (rapides de Pointe-des-Cascades).	RAPIDES DE LACHINE : Herbiers d'eau mixte à faible courant (H3 : 5,5 %). Herbiers d'eau verte (H5 : 1,6 %). Habitats d'eau verte à substrat mou et à fort courant (V9 : 6,3 %; V10 : 14,0 %). Habitats d'eau verte à substrat dur et à fort courant (V2 : 11,6 %). BASSIN DE LA PRAIRIE : Herbiers d'eau mixte à faible courant (H3 : 6,3 %). Herbiers d'eau verte (H5 : 15,7 %). Habitats d'eau verte à substrat dur et à fort courant (V2 : 2,4 %). Habitats d'eau verte de faible profondeur à substrat mou (V4 : 7,2 %; V9 : 9,8 %). Habitats d'eau verte de forte profondeur à substrat mou (V6 : 7,5 %; V8 : 0,3 %; V10 : 7,1 %).	Herbiers (H5 : 14,0 %) (50 % de la superficie du secteur délimité par les îles de Varennes, de Boucherville et de Sainte-Thérèse). Habitats d'eau libre, de substrat mou (V4 : 3,6 %; V6 : 2,5 %; V9 : 11,8 %; V10 : 9,6 %; V11 : 10,0 %).	RIVIÈRE DES PRAIRIES Herbiers d'eau brune à faible courant (H1 : 18,9 %). Habitats de forte profondeur et à substrats grossiers ou argileux (B8 : 39,2 %) (partie ouest de la rivière des Prairies). Habitats de faible profondeur (B7 : 2,2 %) (partie est de la rivière des Prairies). Habitats de faible profondeur et à substrat grossier (B4 : 15,0 %) (partie est de la rivière des Prairies). RIVIÈRE DES MILLE ÎLES Herbiers d'eau brune à faible courant (H1 : 53,3 %) Habitats de faible profondeur et à substrat grossier (B4 : 4,2 %) (partie est et ouest de la rivière, plus l'archipel de Terrebonne). Habitats de faible profondeur (B7 : 8,4 %) (rivière des Mille Îles ouest et l'archipel de Bois-Brillant). Habitats de forte profondeur et à substrats grossiers ou argileux (B8 : 8,8 %) (rivière des Mille Îles est et ouest plus l'archipel de Terrebonne).
Habitats inconnus	14 % du bassin	40 % du bassin	40 % du bassin	34 % du bassin	21,4 % (rivière des Prairies) 23,6 % (rivière des Mille Îles)

Source : Ferraris, 1984b.

TABLEAU 2.14

Habitats préférentiels des principales communautés d'invertébrés benthiques de la région de Montréal

Type d'habitat	Eau libre							Eau libre		Eau libre									Eau libre							Herbier				Type d'habitat
Type d'eau	Brune							Verte		Verte									Mixte							Brune		Verte	Mixte		Type d'eau
Substrat	Dur		Mou					Dur		Mou									Dur	Mou										Substrat
Courant	Fort	Faible	Fort	Faible				Fort	Faible	Fort									Fort	?						Faible			Faible	Fort	Courant
Profondeur			Forte	< 2 m		> 2 m	> 3 m			< 5 m				> 5 m						< 2 m	> 2 m		> 8 m							Profondeur
Texture du substrat				Limoneux Sablo-limoneux et sablo-argileux	Sablo-graveleux	Sablo-graveleux				Limoneux	Sablo-graveleux			Argileux	Sableux	Sablo-graveleux				Limoneux	Limoneux		Limoneux							Texture du substrat
Numérotation donnée par Ferraris (1984a)	B1	B2	B8	B3	B4	B5-B6	B7	V2	V1	V3	V4	V5	V9	V7	V11	V6	V8	V10	M1	M2	M3 et M4	M5	H1	H5	H3	H4	Numérotation donnée par Ferraris (1984a)
Diversité spécifique	3,6	3,1	2,3	3,9	3,1	2,8 (B5) 3,5 (B6)	2,9	2,7	2,4	2,8	3,1	2,5	3,3	2,2	2,6	2,6	3,5	3,0	3,1	4,2	3,5 (M3) 3,0 (M4)	3,1	3,9	3,2	3,8	2,7	Diversité spécifique
Densité moyenne	4 667	7 994	5 948	7 984	5 282	1 112 (B5) 1 464 (B6)	2 788	2 184	7 505	43 458	6 717	28 487	3 190	1 852	37 023	8 596	12 150	587	8 939	10 704	5 137 (M3) 4 712 (M4)	9 443	22 325	35 832	12 146	41 202	Densité moyenne
Richesse	32	27	17	37	23	15 (B5) 21 (B6)	23	14	21	28	27	42	22	13	25	23	28	14	28	47	29 (M3) 28 (M4)	30	47	43	46	41	Richesse
Groupes dominants	Tricoptères Éphéméroptères	Amphipodes Oligochètes	Polychètes	Chironomides Oligochètes	Gastéropodes Oligochètes	Nématodes Pélécypodes Éphéméroptères	Tubificidés Pélécypodes Gastéropodes	Chironomides Tricoptères Éphéméroptères	Gastéropodes Amphipodes	Oligochètes Gastéropodes Amphipodes Isopodes	Gastéropodes Amphipodes Oligochètes	Gastéropodes Amphipodes	Gastéropodes Amphipodes Sphaeriidés Tubificidés	Gastéropodes	Gastéropodes Pélécypodes	Pélécypodes Tubificidés	Pélécypodes Oligochètes Amphipodes Isopodes	Gastéropodes Pélécypodes	Gastéropodes Oligochètes Chironomides	Oligochètes Gastéropodes Amphipodes Isopodes Chironomides	Pélécypodes Gastéropodes						Groupes dominants
Espèces caractéristiques du peuplement	*Manayunkia speciosa (Pol.)* *Amnicola limosa (Gast.)* *Gammarus fasciatus (Amp.)*	*G. fasciatus* *A. limosa*	*M. speciosa*	*Dicrotendipes* sp. *(Chi.)* *Procladius* sp. *(Chi.)* *Pseudochironomus* sp. *(Chi.)* *A. limosa* *M. speciosa*	*A. limosa* *Bithynia tentaculata (Gast.)* *Limnodrilus hoffmeisteri (Olig.)* *Peloscolex ferox (Olig.)*	*G. fasciatus* *A. limosa* *Eliptio complanata (Pélé.)*	*Valvata sincera sincera (Gast.)* *Asellus racovitzai racovitzai (Isop.)* *Procladius* sp. *(Chi.)* *Helobdella stagnalis (Hir.)*	*G. fasciatus* *Cricotopus* sp. *(Chi.)* *Eukiefferiella* sp. *(Chi.)*	*B. tentaculata* *G. fasciatus*	*Quistadrilus multisetosus longidentus (Olig.)* *Q. m. multisetosus* *B. tentaculata* *V. sincera sincera* *G. fasciatus* *A. racovitzai racovitzai* *Asellus aquaticus (Isop.)*	*B. tentaculata* *G. fasciatus* *L. hoffmeisteri* *P. ferox*	*B. tentaculata* *A. limosa G. fasciatus*	*B. tentaculata* *A. limosa G. fasciatus*	*B. tentaculata* *Valvata tricarinata (Gast.)* *Brachycentrus* sp. *(Tri.)* *Sphaerium* sp. *(Pélé.)*	*B. tentaculata* *Pisidium* sp. *(Pélé.)* *Brachycentrus* sp.	*B. tentaculata* *G. fasciatus* *Sphaerium* sp. *Pisidium* sp.	*Sphaerium* sp. *Pisidium* sp. *Tubificidés immatures (Olig.)* *G. fasciatus* *A. racovitzai racovitzai*	*B. tentaculata* *Sphaerium* sp.	*B. tentaculata* *Nais bretscheri (Olig.) Stylaria lacustris (Olig.)*	*B. tentaculata* *A. limosa G. fasciatus* *Hyatella azteca (Amp.) A. racovitzai racovitzai* *Lirceus lineatus (Isop.)*	*Elliptio complanata (Pélé.)* *Sphaerium* sp. *B. tentaculata* *Probythinella lacustris (Gast.)* *Procladius* spp. *Coelotanypus (Chi.)*	*M. speciosa* *Coelotanypus* sp. *B. tentaculata* *Sphaerium* sp. *Tribelos* sp. *(Chi.)* *G. fasciatus* *A. racovitzai racovitzai*	*Dicrotendipes (Chi.)* *A. racovitzai racovitzai* *G. fasciatus* *H. azteca A. limosa* *Ferrissia parallela (Gast.)* *Gyraulus* spp. *(Gast.)* *Physa gyrina (Gast.)*	*B. tentaculata* *A. racovitzai racovitzai* *L. lineatus*	*A. limosa* *G. fasciatus*	*B. tentaculata* *Brachycentrus* sp. *(Tri.)* *Cricotopus* spp. *(Chi.)*	Espèces caractéristiques du peuplement

Source : MLCP, 1984.

Amp. : Amphipodes, Chi. : Chironomides, Éphé. : Éphéméroptères, Gast. : Gastéropodes, Hir. : Hirudinées, Isop. : Isopodes, Olig. : Oligochètes, Pélé. : Pélécypodes, Pol. : Polychètes, Tri. : Tricoptères.

de Montréal et les grandes caractéristiques de leur habitat. L'importance relative de chacune des communautés dans les différents bassins de l'archipel est également signalée dans ces tableaux.

La diversité, qu'on la mesure en nombre absolu d'espèces (richesse) ou à l'aide du paramètre H de Shannon et Weaver, tout comme la densité (nombre et biomasse d'individus au mètre carré) sont toujours plus élevées dans les communautés d'herbiers que dans celles d'eaux libres. Dans les deux cas cependant, la distribution des organismes benthiques et la structure des communautés sont liées aux deux grandes masses d'eaux qui se réunissent à la hauteur de la région de Montréal. Les eaux vertes qui originent des Grands Lacs se différencient des eaux brunes de l'Outaouais par a) la distribution et l'abondance de certaines espèces comme *Bithynia tentaculata*, *Asellus aquaticus*, *Hyalella azteca*; b) la plus forte dominance des mollusques, en particulier de *Bithynia tentaculata*; c) de plus grandes densités; d) une plus faible diversité (H); et e) une moins grande richesse. À la confluence des deux masses d'eau, on retrouve une zone d'eaux mixtes qui renferme des communautés benthiques dont les caractéristiques biologiques sont intermédiaires entre celles des communautés des eaux vertes et brunes. Dans chacune des trois masses d'eau, la nature du substrat (dur et meuble) est le facteur qui différencie le mieux les communautés benthiques. Les substrats durs à fort courant se caractérisent par la dominance des larves de Tricoptères, d'Éphéméroptères et de Chironomides (Orthocladiinés), alors que les substrats durs à courant faible sont habités surtout par les Amphipodes, les Gastéropodes et les Oligochètes. Dans les régions où le substrat est meuble, ce sont la profondeur et la texture du substrat qui discriminent le mieux les différentes communautés benthiques. En eaux brunes et mixtes, il y a une forte diminution de la diversité, de la densité et de la richesse dans les régions plus profondes que 2 m. Les stations profondes des trois types d'eau se caractérisent par une forte abondance des Pélécypodes (*Sphaerium* spp. et *Pisidium* spp.).

À partir des caractéristiques du milieu préférées par chacune des communautés benthiques (tableau 2.14) et de la numérotation des différentes communautés fournie par Ferraris (1984a, 1984b), il a été possible d'évaluer l'importance relative de la superficie de chaque habitat dans les différents bassins de la région de Montréal (tableau 2.13). Les habitats les plus importants, en raison de leur superficie et de leur spécificité biologique sont a) les herbiers, b) les habitats sur substrat dur à fort courant et c) les habitats de profondeurs inférieures à 2 m en eaux brunes et à 5 m en eaux vertes (Ferraris, 1984a, 1984b).

Le lac des Deux Montagnes, caractérisé par des eaux brunes, représente un milieu assez homogène. Outre les herbiers qui recouvrent 22 p. 100 de la superficie, on retrouve des habitats sur substrat meuble de moyennes et fortes

profondeurs dans la partie est du lac, ainsi que des habitats sur substrat meuble de faibles profondeurs dans la partie ouest. Une forte proportion de la superficie des rivières des Prairies et des Mille Îles est recouverte par des herbiers d'eaux brunes à faible courant (tableau 2.13). Des habitats de faibles et fortes profondeurs sur substrat grossier caractérisent les eaux libres dans les deux rivières.

Le lac Saint-Louis, situé à la confluence des deux masses d'eau, renferme une très forte diversité d'habitats, tels qu'ils sont définis par Ferraris (1984a, 1984b). Les habitats d'herbiers à faible courant couvrent 31 p. 100 de la superficie du lac, alors que les habitats sur substrat dur, localisés dans la partie nord du lac, ne couvrent qu'une faible superficie (1 p. 100). Les habitats d'eaux vertes, brunes et mixtes occupent respectivement 13 p. 100, 8,6 p. 100 et 3,7 p. 100 de la superficie du bassin.

Dans le bassin de La Prairie, les communautés benthiques caractéristiques des eaux vertes dominent par rapport à celles des eaux brunes en raison du brassage effectué dans les rapides de Lachine (Ferraris, 1984a, 1984b). Les herbiers d'eaux mixtes à faible courant (11,8 p. 100), les herbiers d'eaux vertes (17,3 p. 100), les habitats d'eaux vertes sur substrat dur (14 p. 100) ainsi que les habitats d'eaux vertes sur substrats meubles de faibles (17 p. 100) et fortes (14,9 p. 100) profondeurs représentent les habitats types de ce bassin. Le secteur d'eaux vertes compris entre les rapides de Lachine et Repentigny se caractérise par une forte proportion d'herbiers, qui couvrent 50 p. 100 de la superficie de la région délimitée par les îles de Varennes, Boucherville et Sainte-Thérèse, ainsi que par une forte proportion d'habitats d'eaux libres, sur substrat meuble, à fort courant.

De Repentigny jusqu'aux îles de Sorel

Les données les plus complètes sur ce tronçon du fleuve sont celles de Levasseur (1977), qui a étudié la distribution de fréquence des principaux groupes taxonomiques d'invertébrés benthiques à 15 stations situées entre la pointe est de l'île Sainte-Thérèse et Berthier, ainsi que les données de Vincent et Vaillancourt (1980) qui ont étudié la distribution spatiale des sangsues benthiques en fonction des facteurs physico-chimiques et biologiques.

Toutes les stations situées dans la partie amont de ce secteur (Levasseur, 1977) sont fortement dominées par les Tubificidés, et aucune d'entre elles ne présente un indice de diversité supérieur à 2,00. De Lavaltrie à Berthier, les crustacés dominent dans la majorité des stations, et l'indice de diversité dépasse 2,0. Dans l'ensemble des stations, les mollusques ne représentent qu'une faible proportion de la communauté. Vincent et Vaillancourt (1980) ont inventorié 11 espèces différentes de sangsues dans 20 stations réparties entre Montréal et Sorel. Selon ces auteurs, la composition chimique de l'eau n'influence pas la

distribution des espèces de sangsues, laquelle dépendrait surtout de la texture du substrat, de la profondeur, de la vitesse du courant et de la présence de proies.

Îles de Sorel et lac Saint-Pierre

Deux études ont été réalisées sur la faune benthique de la région des îles de Sorel et du lac Saint-Pierre. Il s'agit des études de Levasseur (1977), qui a concentré ses efforts d'échantillonnage dans la région du delta des îles de Sorel, et de Vincent (1984) qui a décrit les groupements benthiques de la partie ouverte du lac à partir d'un échantillonnage effectué à 48 stations réparties dans tout le lac.

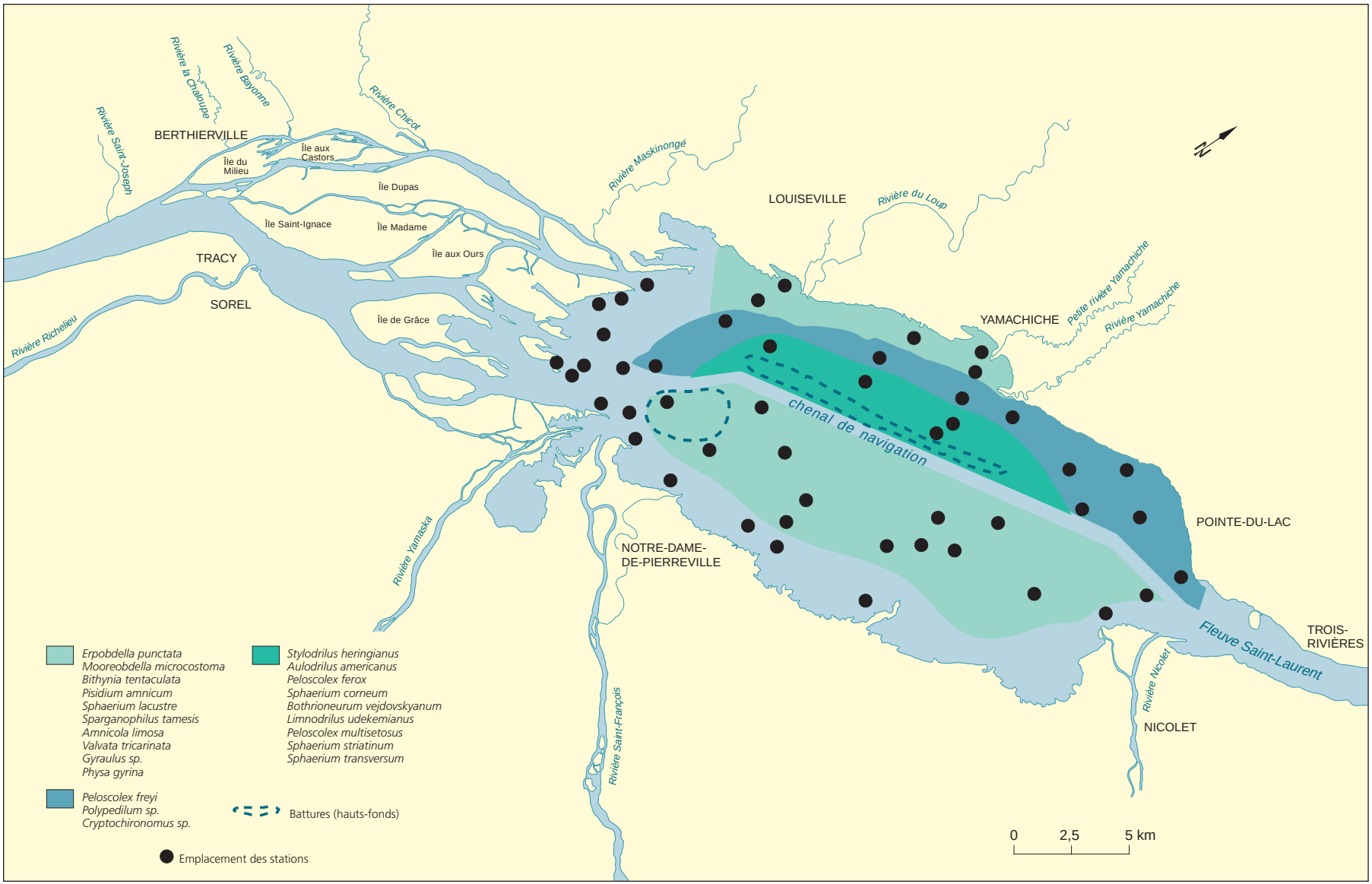
Dans la région des îles de Sorel, le schéma de distribution de la fréquence relative des principaux taxons montre une certaine discontinuité dans la répartition des mollusques et des Tubificidés : les premiers dominent dans l'ensemble des stations situées près de la rive sud alors que, dans la majorité des stations situées au centre du delta et sur la rive nord, les mollusques sont remplacés par les Tubificidés. On observe la même discontinuité dans les indices de diversité qui sont relativement élevés sur la rive sud et généralement faibles aux autres stations. Les îles de Sorel semblent être un milieu propice pour plusieurs espèces de sangsues puisqu'on y retrouve 13 des 18 espèces inventoriées dans le Saint-Laurent par Vincent et Vaillancourt (1980).

Les travaux de Vincent (1984) sur les groupements benthiques du lac Saint-Pierre ont permis d'identifier trois groupes particuliers d'espèces qui ont pu être mis en relation avec autant de milieux qui se différencient par la texture du substrat, la teneur des sédiments en matières organiques et la vitesse du courant (figure 2.18). Au sud du chenal de navigation et le long de la rive nord du lac, il existe deux zones riches en sable et fortement peuplées par une faune littorale dominée par les Gastéropodes et les Pélécypodes. Au nord de la batture qui longe la voie maritime, on trouve un groupement très dense (3000 à 12 000 ind./m^2) dominé par les Oligochètes et les Sphaeriidés. Cette région est entourée par une zone vaseuse fortement peuplée de Chironomides. Selon Vincent (1984), cette répartition spatiale du benthos dans le lac Saint-Pierre, caractérisée par la présence de trois groupes de taxons associés à autant de groupes de stations, résulte des conditions hydrodynamiques et sédimentaires causées par la juxtaposition de la voie maritime et des hauts-fonds qui l'encadrent (figure 2.18).

Les écrevisses entrent dans le régime alimentaire d'une foule de poissons, et elles ont donc une importance écologique considérable (Langlois *et al.*, 1992). Elles ont aussi une importance secondaire pour la pêche commerciale dans le lac Saint-Pierre, qui en retire entre 4 et 8 t par an. Le potentiel de cette pêche dans ce bassin est pourtant évalué à 50 t par an. Les deux espèces présentes

FIGURE 2.18

Composition de la faune benthique du lac Saint-Pierre



Source : Adapté de Vincent, 1984.

(*Orconectes virilis* et *O. limosus*) sont exploitées, mais l'une et l'autre ont fait l'objet de bien peu d'études approfondies. Langlois *et al.* (1992) mentionnent que les concentrations de mirex, de BPC et de mercure (0,0085, non détectable et 0,15 mg/kg respectivement) sont inférieures aux valeurs maximales permises à des fins commerciales (2,0, 0,0 et 0,5 mg/kg respectivement).

Les Pélécypodes (mollusques bivalves) sont des organismes intéressants pour l'étude de la dissémination des substances toxiques. Metcalfe et Charlton (1989) ont examiné la teneur en divers contaminants des Moules d'eau douce du lac Saint-Pierre (*Lampsilis et Elliptio*) et ont détecté des teneurs élevées en DDE, forme dégradée du DDT. Leurs résultats semblent montrer que le lac Ontario et la rivière Grass contribuent fortement à la présence de DDE dans le Saint-Laurent. Ils remarquent aussi que quelques Moules du lac Saint-François et du lac Saint-Louis contenaient suffisamment de DDT pour représenter entre 20 et 40 p. 100 des résidus totaux de DDT, suggérant une utilisation récente ou une mauvaise élimination des DDT dans ces régions (Metcalfe et Charlton, 1989). D'autres ont aussi émis l'hypothèse que le DDE (ou son précurseur le DDT) pourrait être aéroporté et nous parvenir de pays d'Amérique latine où l'usage du DDT est encore autorisé et même largement répandu.

2.4.2.3 Estuaire fluvial

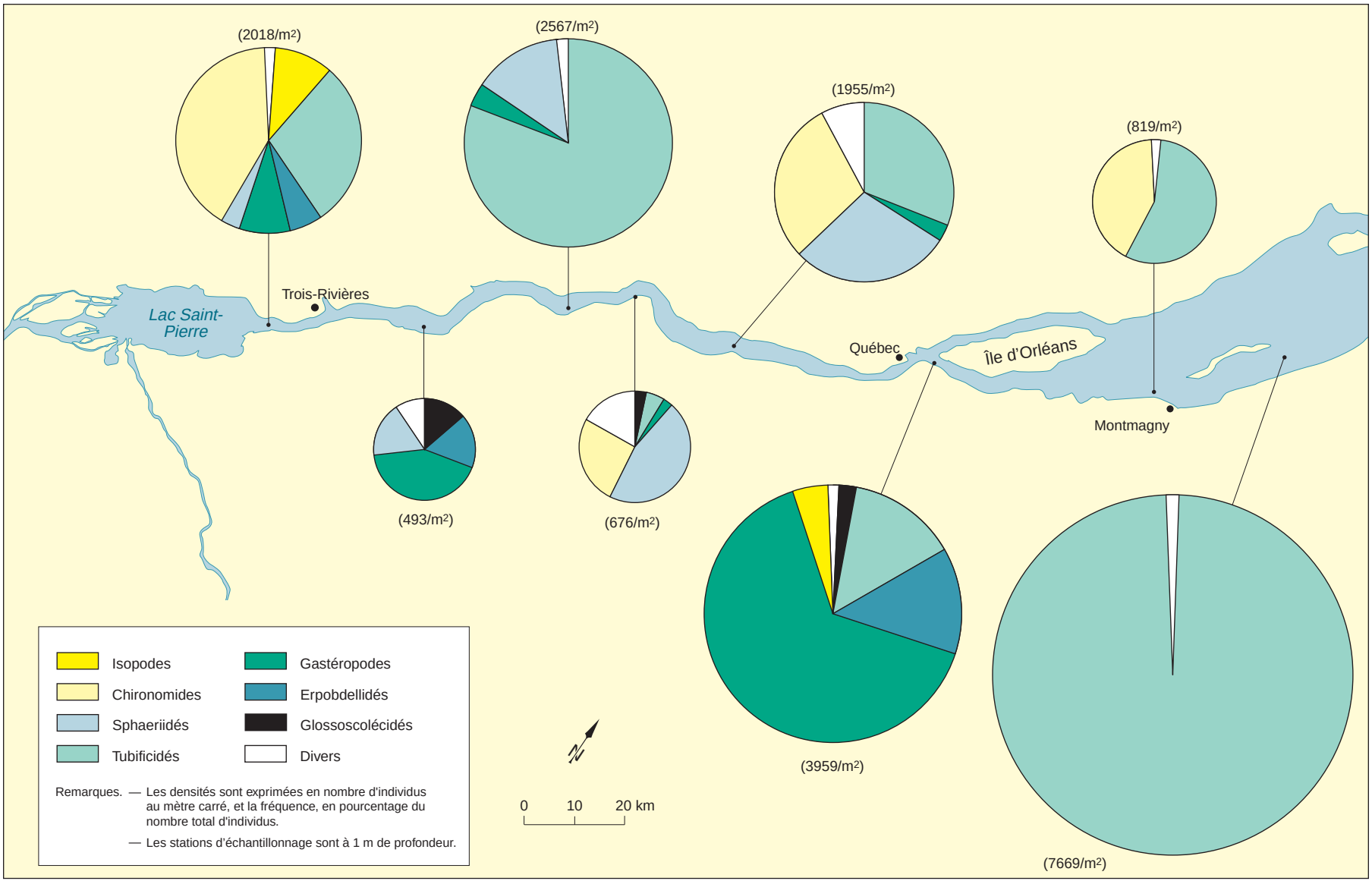
L'étude du benthos d'eau douce réalisée par Vincent (1979) a permis d'étudier la variabilité spatiale à grande échelle de la distribution de fréquence des principaux groupements benthiques. Les groupes taxonomiques les mieux représentés dans cette région du fleuve sont les Tubificidés (59 p. 100), les Gastéropodes (16 p. 100), les Sphaeriidés (11 p. 100), les Chironomidés (6 p. 100) et les Glossoscolécidés (2 p. 100) (Vincent, 1979). Il y a une diminution importante du nombre moyen de taxons (de 21 à 14) entre l'amont et l'aval de Québec. Par contre, l'indice moyen de diversité, qui varie de 0,98 à 3,84 dans l'ensemble des stations, diffère du secteur supérieur (2,70) au secteur inférieur (2,40). La figure 2.19 illustre la façon dont la densité et la fréquence des principaux groupes taxonomiques varient entre l'exutoire du lac Saint-Pierre et Montmagny (Vincent, 1979).

La distribution des 33 principales espèces d'invertébrés benthiques suit un gradient longitudinal très clair dans l'estuaire fluvial. Les 11 premières espèces de la figure 2.20 se rencontrent surtout en amont de Portneuf. Les 16 suivantes sont communes à presque tout le tronçon, tandis que les six dernières n'apparaissent que dans les stations en aval de Portneuf.

La différence la plus marquée entre la partie amont et la partie aval de l'estuaire fluvial apparaît chez les Gastéropodes et les Oligochètes. Les espèces *Bithynia tentaculata* et *Sparganophilus tamesis* qui dominent ces deux groupes en

FIGURE 2.19

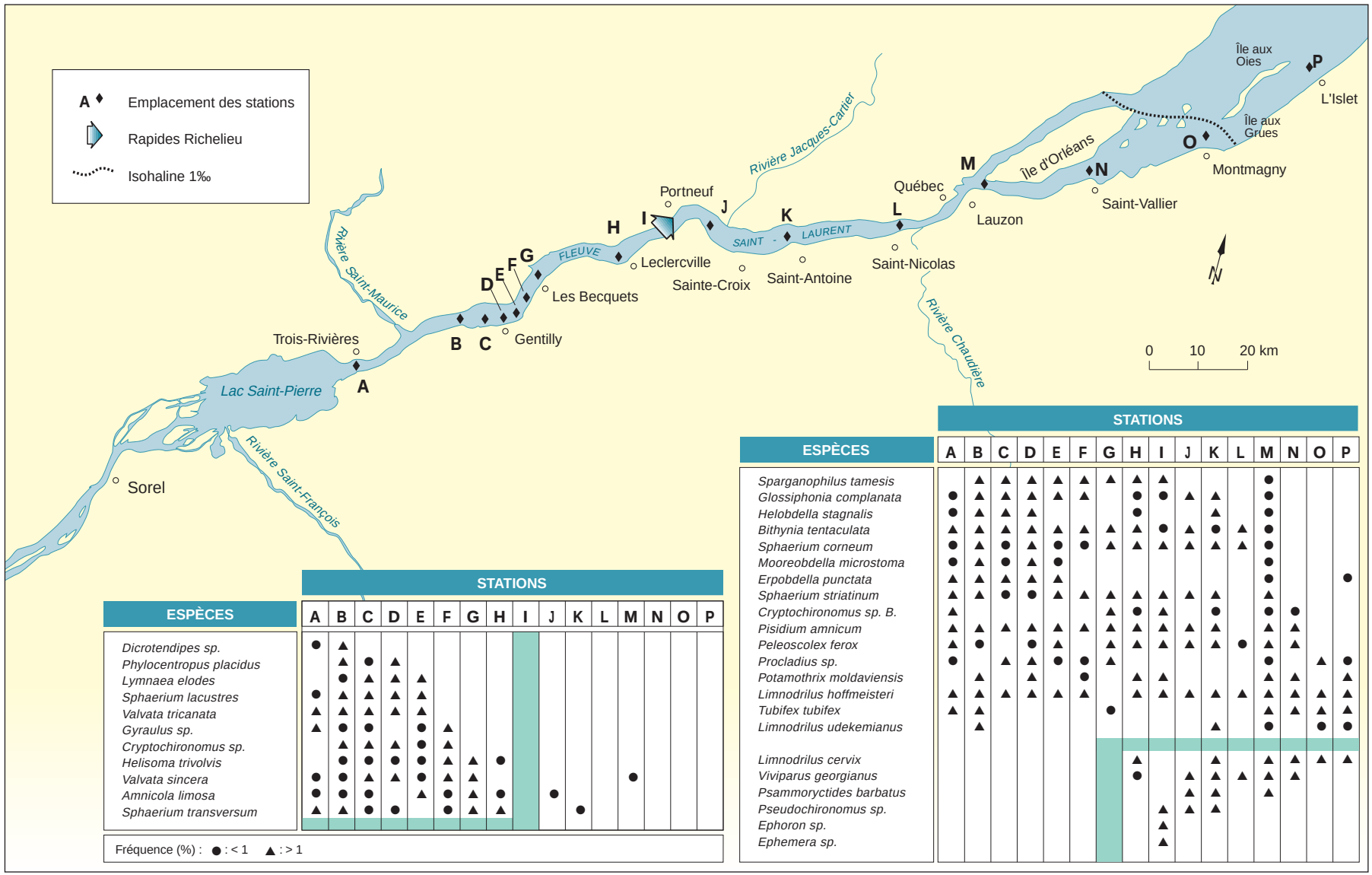
Densité totale et fréquence des principaux groupes taxonomiques benthiques entre le lac Saint-Pierre et Montmagny



Source : Adapté de Vincent, 1979.

FIGURE 2.20

Succession longitudinale des principales espèces d'invertébrés benthiques dans l'estuaire fluvial



Source : Adapté de Vincent, 1979.

amont cèdent la place à *Viviparus georgianus* et *Psammoryctides barbatus*, deux espèces introduites dans le fleuve, ce qui correspondrait plus à une étape de leur colonisation du Saint-Laurent qu'à une localisation précise de leurs habitats préférés.

Les études sur la variabilité spatiale à petite et moyenne échelle des principaux groupements benthiques ont été réalisées dans la région de Gentilly par le Groupe de recherche sur les écosystèmes aquatiques (GREA). Cette région, qui s'étend sur 13 km entre la rivière Bécancour et le village de Gentilly, se différencie des autres régions du haut estuaire parce que plusieurs obstacles naturels ou artificiels, tels le quai de Bécancour, la batture de Gentilly et le seuil de la pointe aux Roches, perturbent l'écoulement normal du fleuve et favorisent la diversité des habitats benthiques.

Les groupes taxonomiques benthiques les mieux représentés (en nombre) dans cette région sont les Gastéropodes (59 p. 100), les Sphaeriidés (17 p. 100), complétés par les Tubificidés (9 p. 100), les Glossoscolécidés (5 p. 100), les Erpobdellidés (5 p. 100), les Chironomidés (3 p. 100), les Glossiphonidés (1 p. 100) et les Tricoptères (1 p. 100) (Vincent et Vaillancourt, 1978). Les espèces les plus communes sont le Gastéropode *Bithynia tentaculata* (50 p. 100), le Sphaeriidé *Sphaerium striatinum* (11 p. 100), le Tubificidé *Limnodrilus hoffmeisteri* (7 p. 100) et le Glossoscolécidé *Sparganophilus tamesis* (5 p. 100). Ces quatre espèces représentent 73 p. 100 du benthos (en nombre). Vincent et Vaillancourt (1978) ont identifié dix groupements benthiques dont la composition faunique et la répartition spatiale varient en fonction de la combinaison de facteurs abiotiques tels que la profondeur, le courant et le type de substrat. Quatre groupements principaux ont été définis d'après la distribution spatiale des quatre espèces dominantes (*Bithynia tentaculata*, *Sparganophilus tamesis*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Sphaerium striatinum*). Les trois premiers groupements vivent dans la partie lentique (faible courant), et leur limite de distribution correspond à la limite de distribution des zones littorales, sublittorales et profondes. Le quatrième groupement, qui est dominé par *Limnodrilus hoffmeisteri*, se retrouve en régime lotique (courant fort) à des profondeurs beaucoup plus grandes que les groupements précédents et se caractérise par la présence d'une grande quantité de matières organiques dans les sédiments. Les groupements en régime lentique, dont la densité moyenne varie de 373 à 1168 ind./m^2, occupent 56 p. 100 du lit du fleuve dans la région de Gentilly.

Vincent (1981) a examiné les variations spatiales à petite échelle dans la distribution des espèces et les différences de structure des groupements benthiques à 33 stations au cours d'une expédition d'échantillonnage. Cette étude a montré que la micro-répartition transversale des espèces et de la structure des

groupements benthiques est directement liée, par ordre d'importance décroissante, à la profondeur, au pourcentage de vase et à la vitesse du courant.

À partir des prélèvements effectués tout au long de l'année à six stations différentes des zones littorale et infralittorale, on a montré que les variations de densité, de richesse et de diversité entre les stations étaient plus importantes que celles entre les saisons. La densité est le seul descripteur qui varie d'une saison à l'autre dans la zone littorale. Selon Vincent (1983), cela s'explique par les fluctuations saisonnières d'abondance des espèces dominantes, *Limnodrilus hoffmeisteri* et *Bithynia tentaculata*, causées par a) l'arrivée de nouvelles générations, comme c'est le cas pour *Limnodrilus hoffmeisteri* ou b) les migrations des Gastéropodes entre le fond et la végétation sur laquelle se trouve la majorité d'entre eux en été et en automne. L'auteur n'a pas observé d'effet significatif du gel sur le profil des groupements benthiques durant l'année où il a effectué son étude. Cependant, comme il le signale, de nombreux Gastéropodes sont piégés dans la glace durant certains hivers, et cela modifierait profondément la structure des communautés benthiques (Vincent, 1983; Vincent *et al.*, 1983).

Communautés phytophiles

La zone littorale est particulièrement bien développée le long de la rive sud de l'estuaire fluvial, favorisant le développement de plusieurs espèces de macrophytes, qui constituent un substrat idéal pour de nombreux invertébrés benthiques, dont les Gastéropodes. L'arrivée de la végétation aquatique en mai, qui coïncide avec la période de reproduction de plusieurs espèces de Gastéropodes, favorise une forte augmentation de ces populations. En août, les Gastéropodes constituent 92 p. 100 de la faune phytophile, et leur densité varie directement en fonction de la biomasse de végétation aquatique (Vincent *et al.*, 1982, 1991). À cette époque, la densité de la phytomacrofaune est 10 fois plus élevée que celle du benthos proprement dit. Cette forte densité résulte de la présence de nombreux jeunes *Bithynia tentaculata* qui utilisent les macrophytes comme support pour leurs œufs (Vincent *et al.*, 1982). Finalement, Vincent *et al.* (1991), qui ont comparé des communautés (densité, diversité et structure) de Gastéropodes colonisant deux espèces différentes de macrophytes (*Vallisneria americana* et *Myriophyllum exalbescens*) à deux sites différents, pendant deux ans, ont montré que les variations entre sites et entre années étaient plus grandes que les variations entre espèces de plantes. Donc, le type de plante servant de substrat n'influence ni la densité, ni la structure des populations de Gastéropodes phytophiles. En somme, plus l'abondance de végétation augmente, plus la densité des Gastéropodes augmente. Cela laisse supposer la possibilité d'une forte compétition entre espèces ou à l'intérieur même d'une espèce pour la nourriture ou l'espace.

Dynamique des populations des espèces dominantes

Parmi les facteurs biotiques et abiotiques qui peuvent influencer la dynamique des populations des espèces dominantes, on a identifié la température, la quantité de nourriture et la densité. Par exemple, McMurray *et al*. (1982) et Vincent (1984) ont montré que chez un Tubificidé (*Limnodrilus hoffmeisteri*), l'arrivée d'une génération supplémentaire à l'automne 1979, à la suite d'une seconde période de reproduction induite par un réchauffement significatif de la température de l'eau en octobre, a eu des répercussions sur la structure des groupements benthiques du haut estuaire jusqu'en 1982. Chez les mollusques, les variations interannuelles de température peuvent agir sur l'âge de la première reproduction, donc sur l'effectif (Vincent, 1984). Des expériences réalisées en milieu naturel ont aussi montré que la densité et la quantité de nourriture disponible, tout comme la température, agissaient sur la croissance des jeunes générations, donc sur l'âge de la première reproduction, ainsi que sur la fécondité des adultes (Gilbert *et al.*, 1986; Vincent et Gaucher, 1983).

2.4.2.4 Moyen estuaire

La faune benthique du Saguenay est connue par plusieurs récoltes effectuées dans les divers bassins du fjord (Drainville *et al.*, 1978; Brunel, 1970b) et par une étude écologique portant sur les Amphipodes benthiques (Gammaridés) des profondeurs. Drainville (1970) rapporte quelques exemples de faune benthique typiquement arctique, non connue au sud du lac Melville, au Labrador, supportant l'hypothèse d'une enclave arctique dans le fjord du Saguenay, «une faune reliquale d'une distribution plus étendue, mais confinée aujourd'hui aux mers polaires». Parmi les 238 espèces répertoriées par Drainville *et al*. (1978), on retrouve 112 espèces de crustacés, 47 espèces de Cnidaires. La majeure partie des espèces est caractéristique des eaux profondes arctiques (Schafer *et al.*, 1990). Par ailleurs, Brunel *et al*. (1980), dans leur étude sur la faune suprabenthique du fjord, mentionnent la présence de 34 espèces d'Amphipodes gammaridiens. Leur fréquence et leur abondance sont plus élevées dans le fjord que dans le milieu estuarien et la baie des Chaleurs. Selon Brunel *et al*. (1980), les Gammarides observés au-dessus des fonds meubles près de l'amont sont surtout des prédateurs qui pourraient être attirés vers ce milieu par l'assemblage diversifié de Copépodes (zooplancton) qui s'y trouve. Schafer *et al*. (1990) proposent plutôt que cet environnement, où prévalent des conditions anoxiques causées par les rejets de matières organiques des papetières et par les déversements accidentels de pétrole, serait hostile à plusieurs espèces.

À l'exception des travaux sur la faune benthique particulière du fjord, il n'existe que peu d'études particulières à cette région du fleuve. En effet, la plupart des travaux disponibles traitent plutôt de l'écosystème marin en son entier, c'est-à-dire du moyen estuaire, de l'estuaire maritime et du golfe. Afin d'éviter des répétitions, nous avons inclus le sujet portant sur cette section du fleuve dans celle de l'estuaire maritime et du golfe.

2.4.2.5 Estuaire maritime et golfe

En 1956, Bousfield a subdivisé le moyen estuaire et l'estuaire maritime en quatre régions écologiques en se fondant sur la composition des communautés littorales et sur les caractéristiques physico-chimiques du milieu. Son travail de pionnier ne faisait pas que produire des listes d'organismes littoraux selon la localité, il proposait aussi l'existence d'une forte zone de transition de part et d'autre d'une ligne reliant Baie-Saint-Paul et Rivière-du-Loup. D'autres chercheurs ont élargi ce genre d'investigation à l'ensemble de la région de l'estuaire et du golfe et ont cherché en outre à comprendre les facteurs régissant la distribution des organismes benthiques (Fradette et Bourget, 1980, 1981; Ardisson *et al.*, 1990; Ardisson et Bourget, 1991, 1992; Ardisson, 1991).

Les organismes benthiques se fixent à l'état larvaire sur les bouées de navigation, et les auteurs ont scruté, à l'automne, les parois de ces structures une fois rapportées au port d'attache. En examinant quelques 200 bouées par an de 1974 à 1985, ils ont colligé un profil de la distribution de tous ces organismes dans un vaste secteur maritime. Comme les bouées sont mouillées annuellement de mai à décembre, qu'elles servent encore à l'échantillonnage des organismes benthiques typiques des côtes, et que ces travaux couvrent l'ensemble de l'écosystème, les données obtenues à partir de l'échantillonnage des bouées ont servi à examiner la composition des communautés benthiques littorales, les fluctuations de l'abondance et de la répartition des espèces dominantes ainsi que les principaux facteurs structurant ces communautés. Ces résultats devront toutefois être interprétés avec prudence lorsqu'on utilise des substrats artificiels. D'autant plus que dans ce cas, les collecteurs n'étaient pas spécialement conçus pour l'échantillonnage de ces animaux; les bouées présentent une surface uniforme, lisse et verticale aux organismes colonisateurs. À cause de ces caractéristiques, on peut imaginer que ce substrat ne convienne pas à toutes les espèces épibenthiques; ces bouées ne présentent pas toute la diversité morphologique des substrats «naturels». En étant nettoyées chaque hiver, elles permettent d'examiner le pouvoir de colonisation des espèces qui se contentent de ce substrat durant au moins un été et ne reflètent pas nécessairement la composition des communautés permanentes du fleuve. D'autant plus qu'à cause de la grande surface des bouées, les auteurs n'échantillonnaient que les endroits présentant, à l'œil nu, le maximum de biomasse.

Plus de 68 espèces d'invertébrés benthiques ont été trouvées sur les bouées; Ardisson *et al.* (1990) ont mis en évidence l'organisation hiérarchique et les ruptures ou bris d'organisation spatio-temporelles dans les abondances d'espèces de cette communauté épibenthique. Treize d'entre elles (six espèces mobiles et sept espèces sessiles) étaient toujours présentes d'année en année. Par contre, les cinq espèces dominantes comprenaient (Fradette et Bourget, 1980; Ardisson *et al.*, 1990; Ardisson et Bourget, 1992) : l'Hydraire *Obelia longissima*,

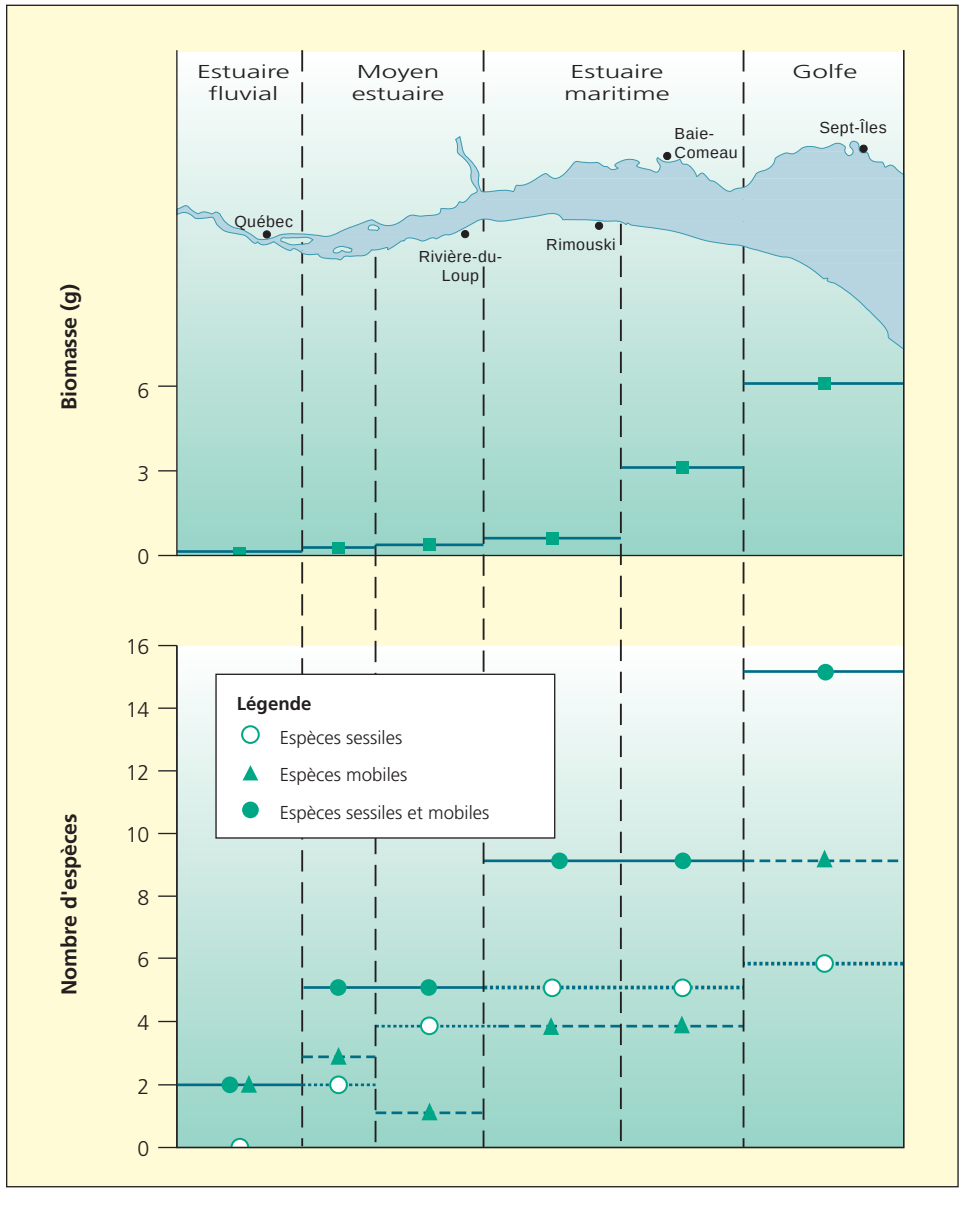
deux Bivalves, *Hiatella arctica* et *Mytilus edulis*, et deux Cirripèdes, *Semibalanus balanoides* et *Balanus crenatus*. Ces espèces constituent à elles seules près de 95 p. 100 de la biomasse des organismes sessiles littoraux. C'est donc sur les données d'abondance de ces espèces que repose dans une large mesure la discussion qui suit.

Les systèmes écologiques sont structurés dans le temps et dans l'espace, soit par les variables environnementales, soit par l'activité biologique. Le système étudié n'échappe pas à cette règle. La grande variabilité des facteurs physico-chimiques imprime à l'écosystème du Saint-Laurent des contraintes marquantes bien décelables à grande échelle. Ainsi, en se déplaçant du moyen estuaire vers l'estuaire maritime puis vers le golfe, on observe une augmentation générale du nombre d'espèces sessiles (fixées) et vagiles (non fixées) et de l'abondance générale des animaux dans la communauté (figure 2.21). Si l'augmentation de biomasse est graduelle au fur et à mesure que l'on se dirige vers le golfe, il n'en est pas de même de la richesse spécifique (en nombre absolu d'espèces), laquelle s'élève brusquement au passage de l'estuaire fluvial au moyen estuaire, du moyen estuaire à l'estuaire maritime et de l'estuaire maritime au golfe. À l'intérieur de chacune de ces régions, la richesse reste cependant remarquablement homogène (Fradette et Bourget, 1980). En somme, à l'interface de ces régions, existent des barrières hydrographiques assez importantes pour bloquer l'invasion de certaines espèces des régions contiguës. À titre d'exemple, la pénétration de formes marines dans l'estuaire maritime ne dépasse pas une ligne transversale coupant l'estuaire un peu en aval du Saguenay (Bersimis et Rimouski) à deux exceptions près : *Mytilus edulis* et *Balanus crenatus*, qui pénètrent tous deux quelque peu en amont du Saguenay. Le déversement du Saguenay dans le fleuve crée un fort courant transversal en surface qui semble inexorablement transporter les larves d'espèces comme *Semibalanus balanoides* et *Obelia longissima* en direction de la rive sud et éventuellement vers l'est dans le courant de Gaspé qui prend naissance à cet endroit. Aussi, ces espèces ne réussiraient pas à envahir le moyen estuaire en raison de cette importante barrière. Tandis que les larves de ces deux espèces nagent près de la surface, les larves de *Balanus crenatus* et de *Mytilus edulis* nagent plus en profondeur et franchissent cette barrière puisqu'on les retrouve (avec des espèces comme *Obelia longissima* et *Clytia* spp.) dans les zones de remontée d'eaux profondes du moyen estuaire (Ardisson et Bourget, 1992). *Mytilus edulis* remonte même jusqu'à Kamouraska.

Les chercheurs ont conclu que les schémas d'abondance observés à l'échelle de l'estuaire et du golfe, en plus d'être semblables dans l'espace, sont en étroite corrélation entre eux d'une année à l'autre (Ardisson *et al.*, 1990). Les auteurs soupçonnent l'existence d'une oscillation d'une périodicité d'environ huit ans, dont l'amplitude s'accroît lorsque l'échelle spatiale diminue. Ces

FIGURE 2.21

Changements dans la biomasse totale des organismes et dans le nombre d'espèces d'invertébrés benthiques recueillis en 1975 et 1976 sur les bouées de navigation dans l'estuaire et le golfe



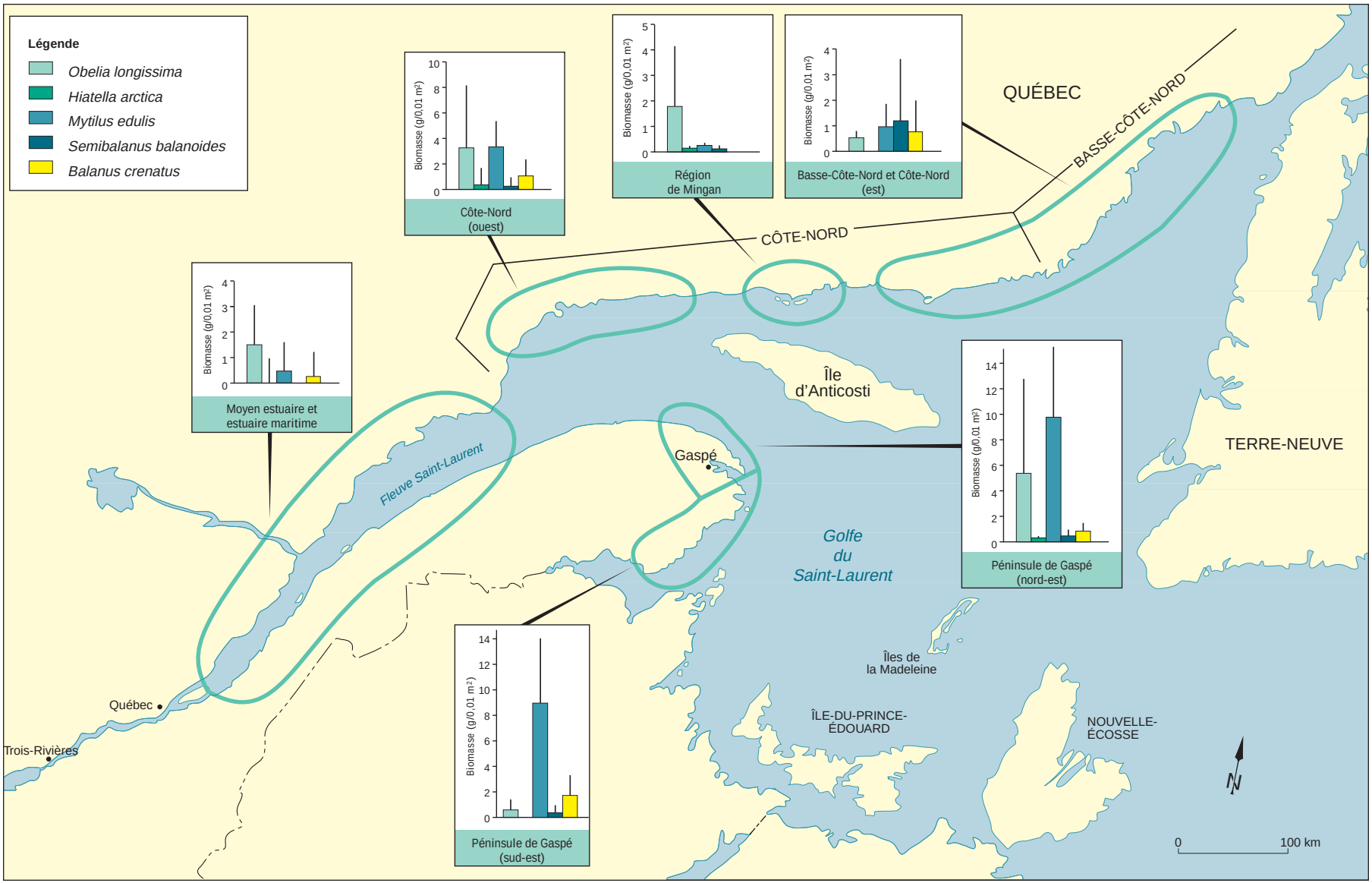
Source : Adapté de Fradette et Bourget, 1980.

corrélations sont significatives pour des parties de l'écosystème aussi bien que pour l'écosystème entier. Elles indiquent que l'abondance et la répartition des peuplements d'une année dépendent de l'abondance et de la répartition des peuplements observés l'année précédente. À l'aide d'analyses de groupement et d'ordination avec contrainte spatiale, ces auteurs ont aussi mis en évidence six zones biogéographiques majeures de la faune épibenthique dont les limites varient peu d'une année à l'autre (figure 2.22).

Ces zones biogéographiques ont été davantage caractérisées par une étude de la répartition des densités et des biomasses de chacune des cinq espèces dominantes. Les résultats de cette analyse montrent qu'il y a des biomasses élevées sur

FIGURE 2.22

Zones biogéographiques de la faune épibenthique fixée sur les bouées de navigation dans l'estuaire maritime et le golfe de 1975 à 1984



Source : Adapté de Ardisson et al., *1990.*

les côtes gaspésiennes et dans la partie occidentale de la Côte-Nord et des biomasses faibles dans les autres régions, notamment dans la région de Mingan, de la Basse-Côte-Nord, de l'estuaire maritime et du moyen estuaire. La Moule bleue domine partout en ce qui a trait à la biomasse à l'exception des régions de Mingan et de l'estuaire maritime où l'Hydraire (*Obelia longissima*) occupe le premier rang.

Il faudrait davantage d'informations sur la dispersion des larves et sur les interactions biologiques (compétition, prédation) pour élucider plusieurs aspects de la structure spatiale des communautés benthiques. En dépit de ces lacunes, il semble que l'organisation spatiale se détermine à deux niveaux : au premier niveau, les espèces réagissent individuellement aux conditions changeantes du milieu, tandis qu'au second, les groupements se forment quand l'abondance relative des espèces change. Ainsi, les biomasses élevées de la Côte-Nord et de la péninsule gaspésienne seraient dues d'abord aux températures estivales plus élevées dans ces régions, puis à l'abondance de nourriture (Fradette et Bourget, 1981; Ardisson et Bourget, 1992). D'autres facteurs interviennent aussi. Dans l'estuaire maritime, les conditions physico-chimiques fluctuent de façon importante, et ceci tend à provoquer une baisse d'abondance des organismes dans ce milieu (Fradette et Bourget, 1981). En raison du fort transport vers l'aval, le recrutement larvaire est difficile en milieu estuarien. Ces deux facteurs agissent négativement sur les populations épibenthiques et mènent à la distinction déjà signalée entre les stations du golfe et les stations plus en amont et en particulier à l'appauvrissement du nombre d'espèces. Par ailleurs, la ressemblance entre les communautés épibenthiques de l'estuaire maritime et celles de la région de Mingan suggère l'existence de conditions écologiques comparables dans les deux régions. Les chercheurs soupçonnent la température et la circulation des eaux de surface, très semblables dans les deux régions, de favoriser le développement de communautés presque identiques. En effet, la région de Mingan est caractérisée par un système de remontées d'eaux profondes, lié à un transport en surface des masses d'eau vers le large (Lauzier et Bailey, 1957). Une telle circulation a pour effet d'entraîner les larves vers le large; les eaux de remplacement originant des strates profondes ont aussi tendance à être peu peuplées d'invertébrés benthiques. Le succès d'espèces coloniales, notamment de l'Hydraire *Obelia longissima*, pouvant se reproduire par bourgeonnement à partir d'un faible nombre de larves fixées, et l'insuccès relatif des espèces à mode de colonisation «individuel» (par exemple, *Balanus crenatus*, *Semibalanus balanoides*, *Mytilus edulis*) ne sont probablement pas étrangers à cette situation.

Les répartitions et les abondances annuelles des espèces épibenthiques présentent seulement une image ponctuelle des peuplements. Même quand elles sont répétées pendant 12 années consécutives, ces observations ont une

signification limitée tant qu'elles ne sont pas accompagnées de mesures de la production biologique. Ardisson et Bourget (1991) ont réalisé une telle étude sur *Mytilus edulis* attachée sur des bouées de navigation dont l'emplacement est indiqué à la figure 2.22. C'est l'espèce macroscopique de loin la plus abondante (pour ce qui est du nombre et de la biomasse) dans l'écosystème. Quand on examine les changements d'abondance (densité/m^2, biomasse/m^2) ou encore la taille maximale (un indice du taux de croissance maximal pour une région donnée) chez *Mytilus edulis* dans l'ensemble du territoire, on constate que les valeurs les plus élevées sont toujours atteintes sur les côtes gaspésiennes (figure 2.23). Les relations entre la production et la taille maximale, la biomasse, le poids moyen par individu et l'abondance ont été calculées pour une région témoin, la baie de Gaspé. La taille maximale et la biomasse se sont avérées les paramètres reflétant le mieux la production. Les estimations de production montrent que la péninsule gaspésienne et la région occidentale de la Côte-Nord sont les zones les plus productives. Par ailleurs, la mortalité relevant de la densité dans les populations du même âge (*self-thinning*) a été étudiée dans la baie de Gaspé, la région montrant les plus fortes abondances et les plus forts taux de croissance. La pente de cette relation varie selon la densité initiale et les classes d'âges, mais les résultats, comparés à la valeur théorique du modèle, suggèrent que les biomasses sur les bouées ainsi que les estimations de production qui en découlent correspondent à des valeurs quasi maximales (Ardisson et Bourget, 1991).

Les informations présentées à la figure 2.23 identifient les communautés benthiques les plus productives de l'écosystème comme étant celles de la péninsule gaspésienne et de la région ouest de la Côte-Nord et suggèrent que les élevages aquicoles côtiers de mollusques et autres suspensivores benthiques devraient surtout être encouragés dans ces régions. Ces résultats suggèrent aussi que pour *Mytilus edulis*, l'espèce épibenthique la plus abondante (en biomasse), il est possible d'obtenir rapidement des estimations réalistes de production à partir des biomasses et des tailles maximales dans une région donnée.

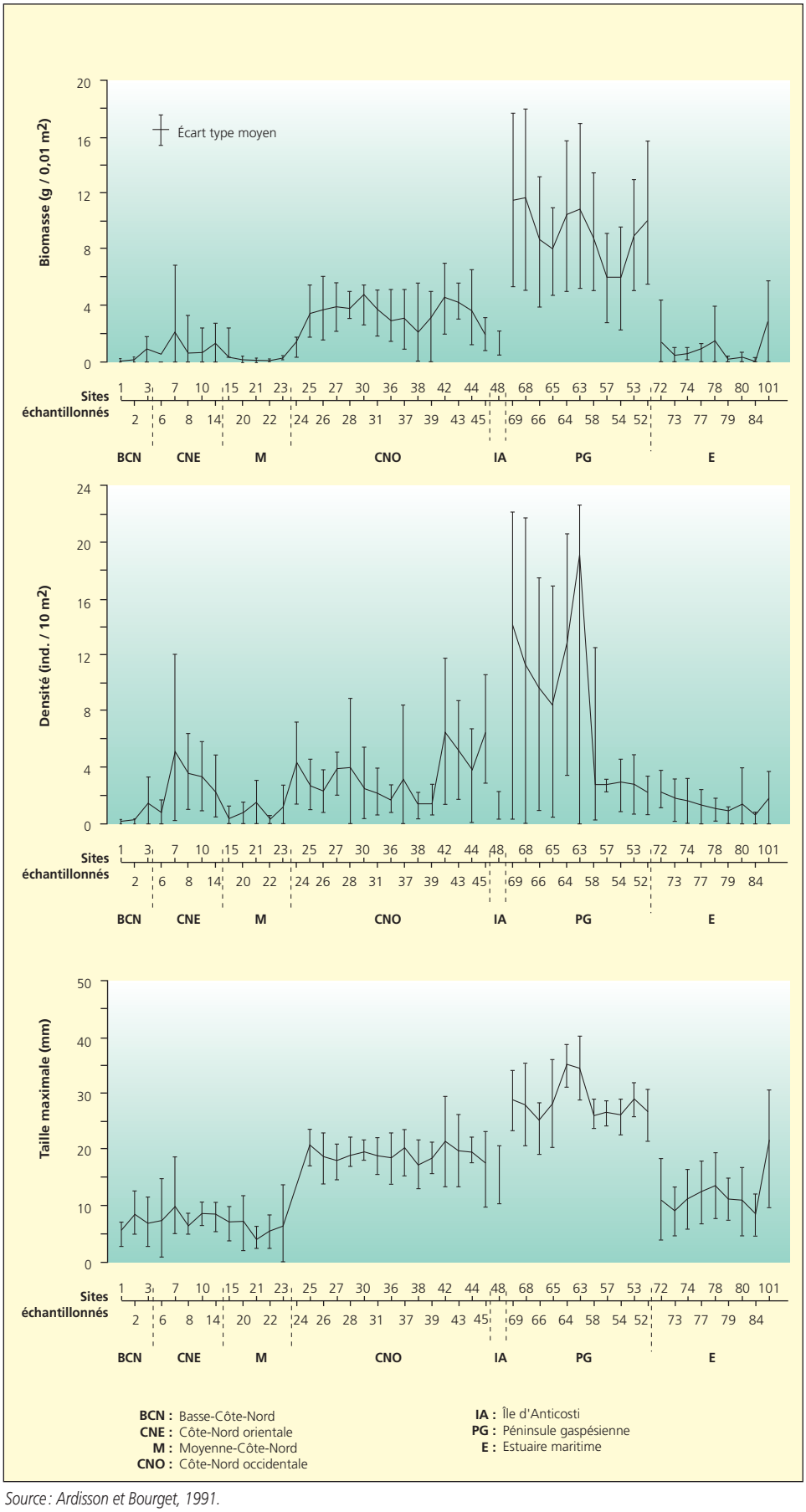
Comme dans le cas des communautés benthiques dulcicoles, la nature du substrat et la profondeur de l'eau jouent un rôle déterminant dans la composition de la flore et de la faune du littoral (figure 2.24). Le mode de vie de l'animal déterminera le type de substrat auquel il sera associé durant sa vie adulte. Les paragraphes qui suivent portent sur diverses communautés benthiques associées à des substrats communs dans l'estuaire maritime et le golfe.

Communautés épibenthiques interdidales sur substrat rocheux

L'abondance et la répartition de la faune épibenthique sur substrat rocheux peuvent être examinées le long des gradients verticaux (niveau de marée) et horizontaux (gradients estuariens). Selon Bourget et Messier (1976), dans les échantillons prélevés près des 20 sites de la rive nord de la péninsule gaspésienne,

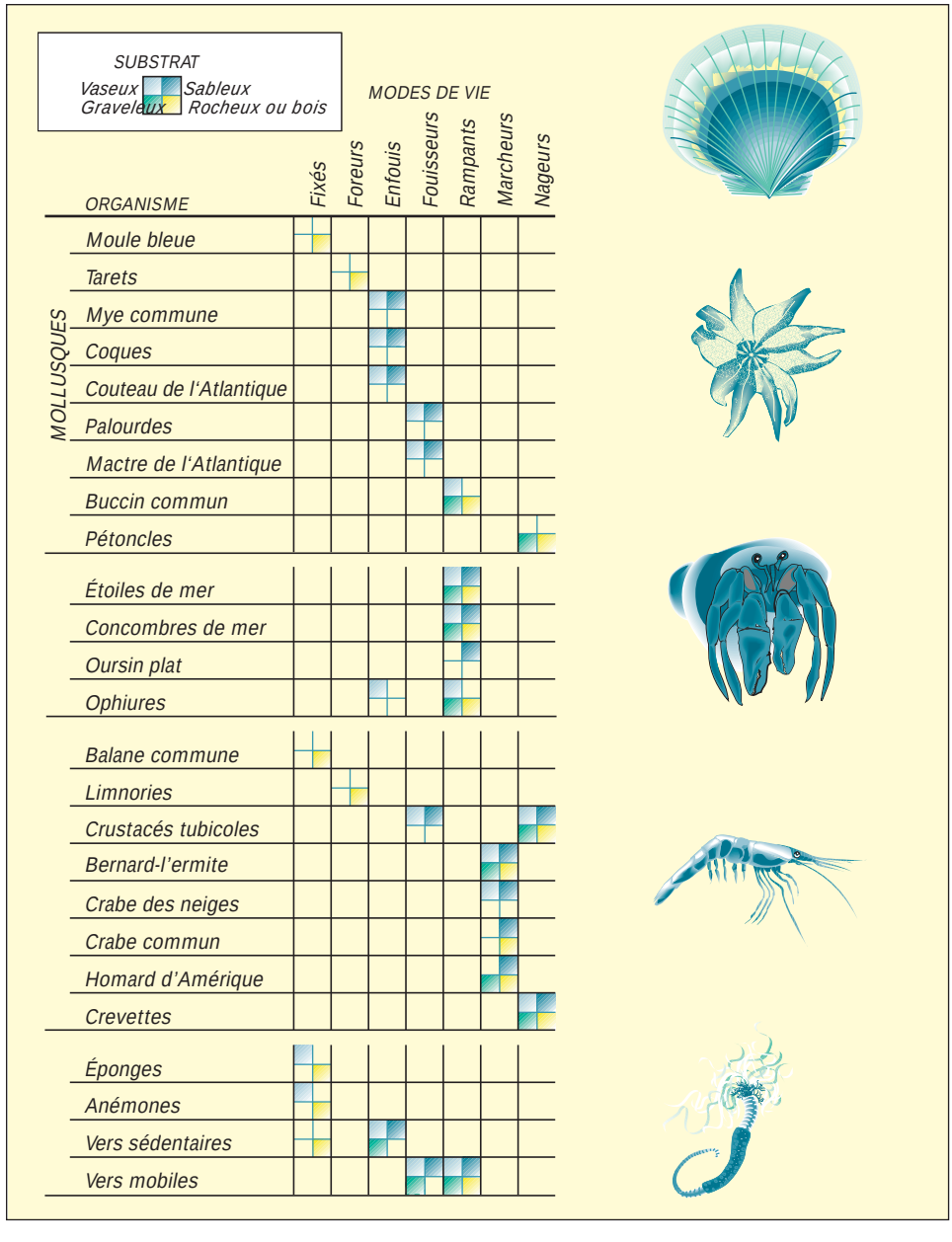
FIGURE 2.23

Abondance de la Moule bleue *Mytilus edulis* dans l'estuaire maritime et le golfe entre 1975 et 1985



Source : Ardisson et Bourget, 1991.

FIGURE 2.24
Habitats des invertébrés benthiques



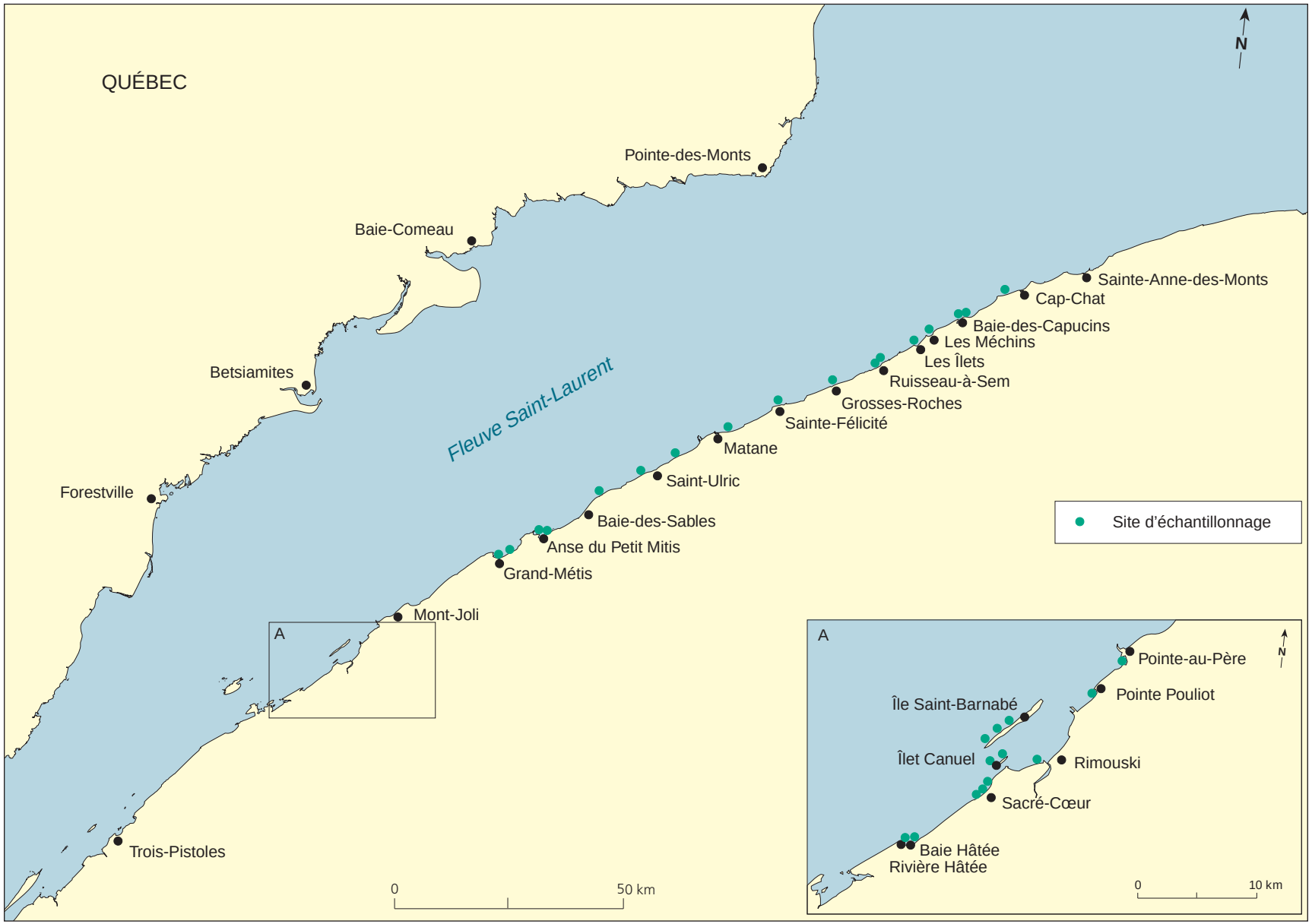
Sources : Reproduit de CSL et Université Laval, 1992, à partir des données de Brunel, 1960; Pêches et Océans, coll. «Le monde sous-marin».

la moitié supérieure de l'étage intertidal est dominée numériquement par les petits Gastéropodes, *L. saxatilis* et *L. obtusata*, mais les densités demeurent faibles. On n'y retrouve aussi que très peu d'algues. Aux profondeurs les plus grandes, on note un accroissement de la densité totale, lié principalement à l'accroissement de l'abondance de la Moule bleue. La figure 2.25 situe géographiquement les sites d'échantillonnage.

La biomasse des divers taxons animaux intertidaux dans la région de la rive sud de l'estuaire, entre la baie Hâtée et Pointe-au-Père, est relativement faible; la plupart des sites affichent des valeurs inférieures à 20 g/m^2. La valeur

FIGURE 2.25

Sites d'échantillonnage de la faune benthique de la zone intertidale de la rive sud de l'estuaire maritime



Source : À partir des données de Bourget et Messier, 1976.

maximale de 47 g/m^2 est atteinte dans le médiolittoral inférieur (MLI) à Sacré-Cœur. Par contre, la biomasse dans les deux régions situées entre Baie-des-Sables et Cap-Chat est considérablement plus élevée, les valeurs atteignant souvent 100 g/m^2. La valeur la plus élevée, 200 g/m^2, se trouve à l'est de Saint-Ulric. À tous les sites d'échantillonnage étudiés, les biomasses s'accroissent en se déplaçant vers le médiolittoral inférieur (Bourget, 1994).

Les Pélécypodes contribuent d'une manière substantielle à la biomasse totale à la plupart des sites d'échantillonnage : entre la baie Hâtée et Pointe-au-Père, les Pélécypodes sont responsables des quelques biomasses élevées qui y sont observées et, à tous les sites entre Baie-des-Sables et Cap-Chat, ils constituent plus de 75 p. 100 de la biomasse totale au moins dans le médiolittoral moyen et inférieur. Les Gastéropodes, Annélides et crustacés, par ordre décroissant d'importance, contribuent aux biomasses restantes. En somme, les faibles biomasses intertidales se retrouvent dans la portion amont de l'estuaire maritime, entre la baie Hâtée et Pointe-au-Père, où *Mytilus edulis* est peu abondante, et les fortes biomasses sont observées dans la région plus en aval dans l'estuaire maritime, entre Baie-des-Sables et Cap-Chat, où *Mytilus edulis* est abondante.

On se rappellera les travaux d'Archambault et Bourget (1983) sur les étapes de la succession de la communauté sur la rive sud de l'estuaire maritime et du golfe. Ils ont observé qu'au printemps, au moment de l'arrivée des Fucales, *Semibalanus balanoides* s'installe en abondance et *Mytilus edulis* colonise plus faiblement le substrat. La dominance de *Semibalanus* persiste tant que les perturbations sont fortes et régulières (comme dans le cas de *Fucus vesiculosus*). Un substrat dénudé tôt au printemps sera colonisé principalement par *Semibalanus balanoides*, alors qu'un substrat dénudé plus tardivement au printemps sera surtout colonisé par *Mytilus edulis*. Dans le médiolittoral moyen, on retrouve peu d'espèces, les densités sont plus faibles, la compétition n'intervient pas et *Semibalanus* domine. Dans le médiolittoral inférieur, les Balanes sont dominées par les Moules, les densités et le nombre d'espèces sont élevés, et la compétition est plus forte. La succession de la communauté intertidale rocheuse est un processus lent, et on peut observer une monopolisation quasi totale de l'espace par *Ascophyllum nodosum* et *Mytilus edulis* dans les communautés à maturité peu perturbées. Cette monopolisation ne peut survenir qu'après une longue période (plus de trois ans) sans perturbations importantes du milieu (naturelles ou liées à des événements catastrophiques).

Communautés endobenthiques des substrats meubles

Comme dans le cas de la communauté épibenthique, la nature du substrat détermine dans une large mesure la nature des organismes qui le colonisent. La communauté endobenthique des substrats meubles (vaseux-sableux) a surtout été étudiée sur la rive sud de l'estuaire maritime (Vincent, 1990). Cette communauté

correspond à la communauté de *Macoma-Mya* des milieux subarctiques, incluant aussi les Polychètes *Nereis virens*, *Nephtys caeca* et le Gastéropode *Hydrobia totteni* comme espèces sous-dominantes (Desrosiers et Brêthes, 1984). Une communauté dominée par *Mesodesma arctatum* est aussi particulièrement bien développée sur les sables fins de la rive nord de l'estuaire maritime. Dans l'ensemble, les travaux initiaux ont porté sur la reproduction de quelques-unes de ces espèces (*Macoma balthica* : Lavoie, 1970; Lavoie *et al.*, 1968; Harvey et Vincent, 1989; Vincent *et al.*, 1989; *Mya arenaria* : Roseberry, 1988; Jacques, 1987; *Nereis virens* : Olivier, 1989). Plus récemment, on a entrepris des études sur l'écologie de certaines de ces espèces, notamment *N. virens* et *N. caeca* (Miron et Desrosiers, 1990; Miron *et al.*, 1991a, 1991b).

Les travaux de Vincent *et al.* (1987) et de Harvey et Vincent (1989) sur *Macoma balthica* ont permis d'isoler les principaux facteurs affectant les populations intertidales de ce mollusque omniprésent dans les substrats meubles du littoral. Ainsi, on a montré que, dans l'estuaire maritime, la mortalité et le taux annuel de croissance de la coquille augmentent avec la durée d'immersion. La contribution des individus des niveaux inférieurs à la fécondité totale et les faibles variations annuelles de la fécondité des animaux dans cette zone régularisent le recrutement dans l'ensemble du milieu littoral d'une année à l'autre. Le cycle de vie de cette espèce a également fait l'objet d'études détaillées (Harvey et Vincent, 1990) de même que la production à petite, moyenne (Harvey et Vincent, 1990, 1991) et grande échelles. Ces travaux font ressortir le fait que la production de coquilles, de tissus et de gamètes dans l'ensemble de la population est surtout assurée par les individus du médiolittoral inférieur. Par ailleurs, la production variait beaucoup d'une station à l'autre mais demeurait toujours plus élevée sur la rive nord que sur la rive sud de l'estuaire maritime. Les chercheurs n'ont observé aucune relation linéaire entre la production de *Macoma* et les facteurs biotiques (densité) ou abiotiques (température, salinité, granulométrie) dans les sédiments superficiels.

Communautés infralittorales des substrats rocheux

Très peu d'études portant sur les communautés infralittorales ont été publiées, bien qu'un certain nombre de travaux sur les interactions des espèces soient disponibles (Himmelman, 1991). Nos informations sur les communautés infralittorales proviennent des travaux expérimentaux de Himmelman *et al.* (1983b), des observations de Himmelman et Lavergne (1985) et de Himmelman (1991) et de travaux quantitatifs non encore publiés. À notre connaissance, une seule étude a porté sur les variations temporelles, celle de la recolonisation des substrats durs en absence d'Oursins verts par Himmelman *et al.* (1983a).

La communauté infralittorale a été étudiée à six stations également réparties entre la rive nord (Port-au-Saumon dans le moyen estuaire, l'anse aux Basques et l'anse Saint-Pancrace dans l'estuaire maritime) et la rive sud

(Cacouna, île du Bic et Les Îlets dans l'estuaire maritime). Près de 200 quadrats examinés par les plongeurs entre 5,3 m et 17,6 m ont donné le profil de la communauté dans son ensemble (tableau 2.15). Le nombre d'espèces présentes demeurait élevé et constant à toutes les profondeurs, et le gradient très fort de salinité entre la station la plus amont (20 p. 1000) et la station la plus aval (28 p. 1000) n'avait aucun effet manifeste sur la biomasse des organismes composant la communauté. Cependant, la densité moyenne d'individus passait de 400 individus/0,25 m^2 en aval à 50 à 150 individus/ 0,25 m^2 en amont.

TABLEAU 2.15

Structure de la communauté épibenthique infralittorale à une localité du moyen estuaire (Port-au-Saumon) et à cinq localités de l'estuaire maritime

Localité	Prof. max. (m) de la zone infralittorale	N^bre de relevés de 0,25 x 0,25 m examinés	Nombre d'espèces		Espèces (5) dominant le peuplement		
			Algues	Invertébrés	Fréquence d'apparition	Biomasse	Densité
Moyen estuaire							
Port-au-Saumon	17,6	53	26	137	17, 1, 5, 3, 23	23, 29, 5, 30, 28	10, 5, 9, 17, 19
Estuaire maritime							
Anse aux Basques	13,3	25	5	104	23, 35, 7, 4, 13	23, 24, 35, 4, 5	23, 18, 6, 24, 13
Anse Saint-Pancrace	13,9	32	6	141	23, 8, 13, 24, 6	23, 24, 25, 22, 13	23, 24, 6, 13, 18
Cacouna	10,7	40	30	93	17, 18, 23, 16, 14	23, 34, 33, 2, 32	9, 11, 18, 17, 16
Île du Bic	5,3	17	8	67	17, 8, 18, 23, 26	23, 6 35, 22, 6	12, 18, 23, 17, 1
Les Îlets	6,4	32	21	102	22, 23, 10, 21, 17	23, 29 26, 27, 20	15, 23 10, 21, 9

Légende. – PORIFERA : 1 Haliclona sp., 2 Halichondria panicea (Pallas,1766); HYDROZA : 3 Tubularia; ANTHOZOA : 4 Metridium dianthus (Ellis, 1786), 5 Tealia crassicornis (Müller); AMPHINEURA : 6 Tonicella marmorea (Fabr., 1780), 7 Tonicella rubra (L. 1767); GASTROPODA : 8 Amaea testudinalis (O.F. Müller,1776), 9 Lacuna vincta (Montagu, 1803), 10 Margarites helicinus (Phipps,1774); PELECYPODA : 11 Crenella faba (O.F.Müller, 1776), 12 Crenella glandula (Totten, 1834), 13 Hiatella arctic (L., 1767), 14 Macoma balthica (L., 1758), 15 Mytilus edulis (L., 1758), 16 Yoldia myalis (Couthouy, 1838); POLYCHAETA : 17 Harmothoe imbricata (L., 1767), 18 Pectinaria granulata (L., 1767), 19 Spirorbis spirillum (L., 1767); CRUSTACEA : 20 Cancer irroratus Say (1817); ASTEROIDEA : 21 Leptasterias groenlandica (Streenstrup, 1857), 22 Leptasterias polaris (Müller et Troschel, 1842); ECHNOIDEA : 23 Strongylocentrotus droebachiensis (O.F. Müller, 1776); OPHIUROIDEA : 24 Ophiopholis aculeata (L., 1766); CHORDATA : 25 Ascidia sp.; PHAEOPHYCEAE : 26 Agarum cribosum (Mert.) Bory, 27 Alaria esculenta (l.) Grey, 28 Laminaria dilata (Hudson) Lamouroux, 29 Laminaria longicruris bach. Pyl., 30 Laminaria saccharin (L.) Lamouroux; RHODOPHYCEAE : 31 Holacaccion ramentaceum (L.) J. Agar, 32 Odonthalia dentata (L.), Lyngbye, 33 Polysiphonia sp., 34 Polysiphonia urceolata (Lightf. exDillwyn) Grev., 35 Ptilota serra Kiltz.

Remarque. – Le profil de la communauté est obtenu en effectuant un relevé à l'intérieur d'un quadrat de 0,25 × 0,25 m placé à tous les mètres le long d'un transect perpendiculaire à la rive. Le nombre d'échantillons obtenus varie selon la localité parce que la distance entre la rive et le fond n'était pas la même partout.

Source : À partir des données de Bourget et al., *1991.*

L'Oursin vert est le brouteur dominant de ces communautés. C'est un des organismes les plus répandus dans la plupart des stations et celui qui présente toujours la plus grande biomasse. Ce brouteur efficace régit l'abondance des algues dans l'estuaire maritime, et il semble que ce ne soit que parce qu'il ne tolère pas les basses salinités qu'il n'exerce pas d'effet structurant sur les communautés du moyen estuaire (Drouin *et al.*, 1985).

L'organisation de la communauté du nord-ouest du golfe a aussi été étudiée dans l'archipel de Mingan (Himmelman, 1991). Dans la partie supérieure du littoral, on note d'abord des algues confinées dans une bande étroite, en eau peu profonde, puis au-dessous, une zone habitée par les Oursins verts. Dans cette dernière zone, on retrouve quelques grandes algues et des algues calcaires résistantes au broutement (Himmelman et Nédélec, 1990). Plus en profondeur, sur substrat rocheux, on observe une augmentation des suspensivores. Quatre types de prédateurs ont été observés : le Buccin (*Buccinum undatum*), les étoiles de mer (*Leptasterias polaris*, *Asterias vulgaris*, *Crossaster paposus* et *Solaster endeca*), deux crabes (*Hyas araneus* et *Cancer irroratus*) et plusieurs poissons. La communauté se distingue de celle du nord-ouest de l'Atlantique, puisque le Homard (*Homarus americanus*), la Tanche-tautogue (*Tautogolabrus adspersus*) et le Loup atlantique (*Anarhichas lupus*) sont quasiment absents de la communauté du golfe. Les prédateurs de la région nord du golfe montrent peu de préférence pour un habitat particulier, puisqu'ils se retrouvent aussi bien en milieu rocheux que sur les sédiments.

Communautés circalittorales et bathyales des fonds meubles

Robert (1979) a réalisé un échantillonnage à 73 stations circalittorales et bathyales des fonds meubles de l'estuaire maritime et identifié six communautés de mollusques. Les communautés benthiques étaient toujours plus diversifiées à faible profondeur (< 75 m) qu'à grande profondeur (> 75 m). Dans l'ensemble de l'estuaire maritime, les stations de plus faible diversité ont été localisées à des profondeurs intermédiaires. De plus, les communautés de la rive sud se distinguaient nettement de celles de la rive nord.

Par ailleurs, dans une étude réalisée à plusieurs des stations échantillonnées déjà par Robert (1979), Massad et Brunel (1979) ont observé une certaine concordance entre les communautés de Polychètes et celles de mollusques. Ils ont aussi observé a) une diminution de la diversité avec la profondeur et l'accroissement de la proportion de vase dans les sédiments; b) une diminution générale de l'abondance des Polychètes et de la diversité vers l'aval de l'estuaire. Les études de Massad et Brunel (1979) et de Robert (1979) expliquent la forte diversité observée à la tête du chenal Laurentien et les plus faibles diversités en aval par des variations spatio-temporelles de productivité.

Le travail de Ouellet (1982), réalisé sur la communauté macrobenthique du chenal Laurentien, fournit une image d'ensemble de l'importance relative des différents taxons dans la communauté. Ainsi, les Polychètes (64,9 p. 100), les Bivalves (15,8 p. 100), les Amphipodes (8,15 p. 100), les Sipunculides (4,3 p. 100) et les Ophiuroides (3,5 p. 100) forment les taxons dominants. Cette étude confirme la diminution de l'abondance et de la richesse des espèces vers l'aval, déjà signalée par Robert (1979) et Massad et Brunel (1979). Elle précise aussi un changement dans les guildes trophiques (l'ensemble d'espèces voisines qui appartiennent au même niveau trophique et qui se partagent les mêmes ressources) le long du gradient estuarien, la communauté à la tête du chenal Laurentien étant constituée de différentes guildes, puis plus en aval par des organismes suprabenthiques détritivores privilégiant les déplacements verticaux. Ceux-ci sont à leur tour graduellement remplacés par des organismes carnivores et détritivores plus mobiles qui se déplacent horizontalement.

Dans le golfe, les peuplements benthiques du détroit de Gaspé, de la baie de Gaspé et de la baie des Chaleurs ont aussi été caractérisés. Dans la baie de Gaspé, Brunel (1970a) a distingué huit communautés (trois euryboréales associées aux vases molles, sables et fonds mixtes; deux communautés subarctiques sur fonds vaseux et vases sableuses; trois communautés arctiques associées aux vases cohésives, vases sableuses et caillouteuses et aux fonds mixtes). Ledoyer (1975a, 1975b, 1975c) a identifié trois groupes bien inféodés aux vases pures et aux sables, un groupe associé aux vases, aux vases sableuses et aux sables vaseux, et un cinquième groupe à répartition plus restreinte, vivant dans les vases sableuses et sables vaseux, donc exclu des zones uniquement vaseuses ou sableuses. L'étude montre que la profondeur, les caractéristiques hydrographiques et la texture des fonds déterminent le type de communauté retrouvé dans ce biotope circalittoral.

En somme, les travaux sur les variations spatiales à grande échelle du benthos profond dans l'estuaire maritime montrent que l'abondance et la diversité diminuent depuis la tête du chenal Laurentien jusqu'au golfe. Il convient de souligner qu'un gradient d'abondance est observé dans la même région, que ce soit sur le littoral ou dans les eaux superficielles (par exemple sur les bouées de navigation). Les communautés benthiques de la baie de Gaspé et de la baie des Chaleurs sont liées de très près aux conditions hydrographiques, à la profondeur et surtout à la texture des fonds.

Principales ressources benthiques exploitées commercialement

Une liste complète des espèces à incidence commerciale a été dressée pour l'estuaire maritime du Saint-Laurent (Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, 1978b), et nous renvoyons le lecteur à cette étude pour l'inventaire complet de toutes les ressources à incidence commerciale. Nous limiterons notre

présentation à quelques espèces exploitées dans l'estuaire maritime et le golfe : la Mye commune, le Buccin, la Moule bleue, le Pétoncle, la Crevette nordique, le Crabe des neiges et le Homard.

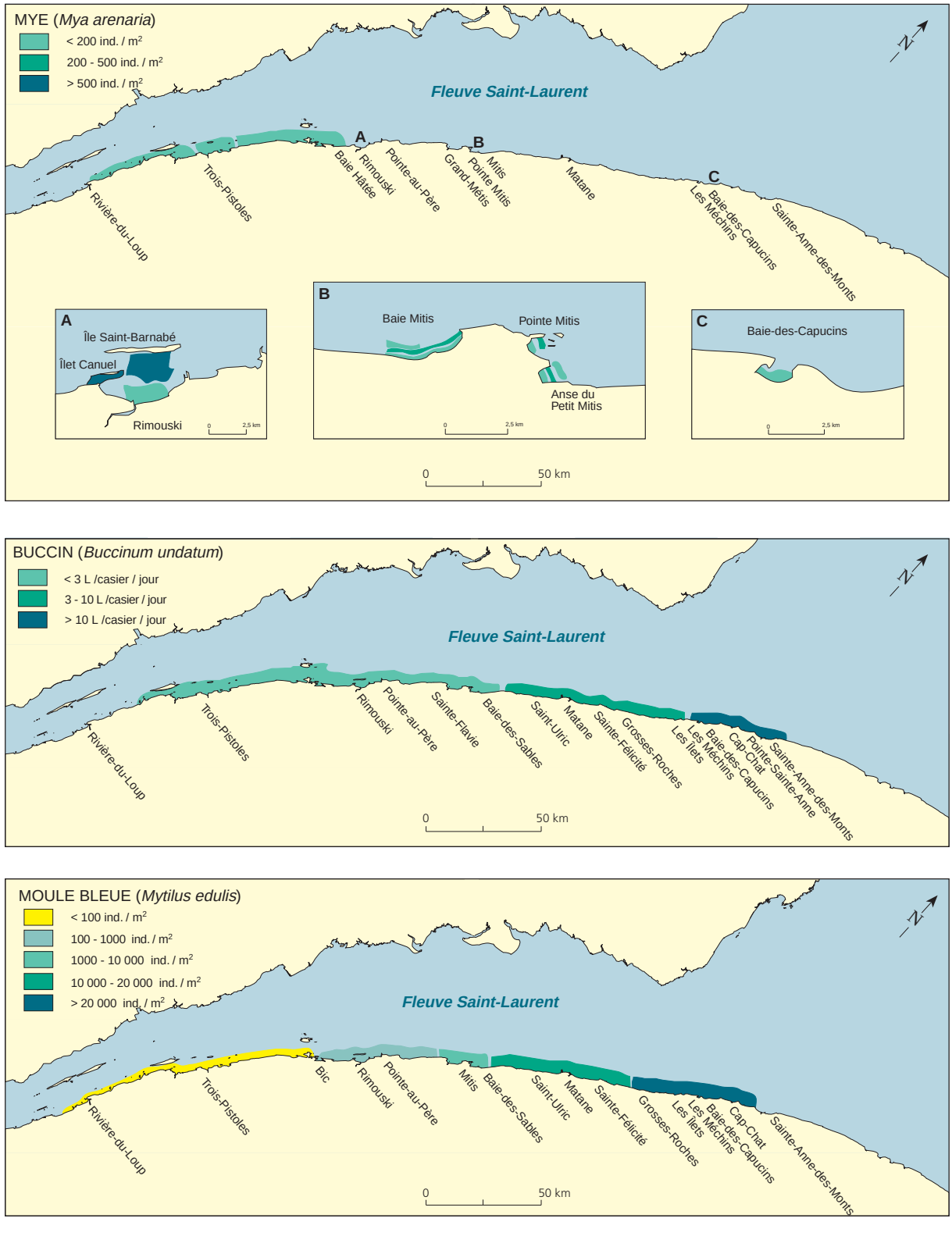
Mya arenaria est la seule espèce intertidale d'intérêt commercial sur le territoire. Elle a fait l'objet d'une série d'inventaires (Lavoie, 1967, 1969, 1970; Lamoureux, 1977; Giguère et Lamoureux, 1978), d'une étude du potentiel d'exploitation (Brêthes et Desrosiers, 1981) et de quelques études plus fondamentales sur la croissance (Jacques *et al.*, 1984; Roseberry, 1988; Vincent *et al.*, 1988). L'espèce est abondante dans toutes les baies où le substrat meuble domine, préférant les substrats vaseux et sableux dans lesquels elle peut aisément s'enfouir (CSL et Université Laval, 1992). Bourget et Messier ont observé six bancs de Myes sur la rive sud de l'estuaire maritime du Saint-Laurent, soit à la baie Hâtée, Rimouski, Grand-Métis, l'anse du Petit Mitis, Les Méchins et Baie-des-Capucins. Deux bancs seulement ont de grandes superficies, soit ceux de Rimouski (13,0 km^2) et de Grand-Métis (4,8 km^2), où la densité des Myes de taille commerciale (> 5 cm) atteint en certains endroits, généralement dans le médiolittoral moyen, plus de 100 individus/m^2. D'autres bancs moins étendus et denses, se trouvent à Baie-des-Capucins, à l'anse du Petit Mitis et à la baie Hâtée. La région entre Pointe-au-Père et la pointe Mitis abrite des populations peu significatives de Myes (figure 2.26).

Le Buccin est particulièrement abondant dans l'étage infralittoral, entre 10 m et 20 m de profondeur. Cet animal rampant préfère des substrats plutôt durs, c'est-à-dire graveleux ou rocheux, mais peut aussi utiliser les fonds vaseux (Bourget et Messier, 1976). L'inventaire de cette ressource (Villemure et Lamoureux, 1975) montre que l'abondance et la taille moyenne du Buccin s'accroissent de l'amont vers l'aval. Par ailleurs, l'espèce est sujette à une surexploitation locale. En effet, la reconstitution des effectifs exploités se fait lentement, et cela pour deux raisons. Premièrement, la dispersion n'est pas assurée par le stade larvaire; le développement, des œufs au stade juvénile, se passe dans une capsule fixée au fond. Deuxièmement, la croissance rapide du début ralentit beaucoup par la suite; les jeunes individus (souvent le plus fort pourcentage d'une population surexploitée) ne peuvent assurer une reproduction suffisante (Villemure et Lamoureux, 1975). Cette pêche n'est pas affectée par l'intoxication paralysante des mollusques puisque le pied de l'animal, la partie consommée, est exempt de toxines.

À notre connaissance, les peuplements naturels de la Moule bleue (*Mytilus edulis*) ne font l'objet d'aucune exploitation commerciale, les individus ayant des taux de croissance trop faibles dans le littoral québécois. Il existe tout de même quelques producteurs installés surtout aux îles de la Madeleine

FIGURE 2.26

Abondance des principaux mollusques de la rive sud de l'estuaire maritime récoltés pour la consommation



Source : Adapté de Bourget et Messier, 1976.

(figure 2.27). La Moule bleue se fixe principalement sur les substrats rocheux ou sur le bois le long des côtes de l'estuaire et du golfe.

Au Québec, il existe deux espèces de Pétoncle pêchées commercialement, le Pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) et le Pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica*). Les principaux bancs de Pétoncles sont situés aux îles de la Madeleine, en Gaspésie, aux environs de Sept-Îles, aux alentours de l'île d'Anticosti et des îles de Mingan. Les bancs de la baie des Chaleurs sont épars, et bien que certains soient exploités commercialement, leur densité est souvent juste à la limite des densités requises pour une exploitation rentable. Ces animaux nageurs préfèrent le voisinage de substrats durs : graveleux, rocheux ou bois par exemple (CSL et Université Laval, 1992).

Les principaux bancs de Crevettes nordiques (*Pandalus borealis*) sont localisés dans les chenaux profonds du nord-ouest du golfe du Saint-Laurent, à des profondeurs s'échelonnant entre 180 m et 330 m, sur des fonds généralement composés de fines particules de limon et d'argile; toutefois, elles ne montrent pas de préférence marquée pour un type de substrat particulier (CSL et Université Laval, 1992). À ces profondeurs, la température de l'eau se situe entre 4 °C et 6 °C annuellement (Labonté, 1979). À défaut d'études précises sur les causes des fluctuations d'abondance de cet animal nageur, on a tenté d'attribuer l'accroissement des stocks à une diminution régionale des prédateurs de la Crevette comme la Morue ou le Sébaste. Toutefois, aucune espèce n'a pu être identifiée comme prédateur ayant eu un impact considérable et direct sur l'abondance des Crevettes dans le golfe (Savard et Boudreau, 1993).

Le Crabe des neiges (*Chionocetes opilio*), ce marcheur des substrats mous, est surtout pêché sur la côte nord de l'estuaire maritime et sur les côtes nord-ouest et sud-ouest du golfe. Compte tenu des quantités pêchées, il est probable que certains stocks soient surexploités (les sites entre Sept-Îles et Mingan), alors que d'autres plus à l'est le seraient beaucoup moins (Lafleur *et al.*, 1984). Les stocks du sud-ouest du golfe seraient dans l'ensemble plus tolérants à l'exploitation que ceux de la côte nord du golfe (Lafleur *et al.*, 1984). Il s'agit de la deuxième ressource benthique en biomasse après la Crevette. La biologie de *Chionocetes opilio* dans l'est du Canada a été bien étudiée par Sainte-Marie et Hazel (1992).

Au Québec, les principales pêcheries de Homard (*Homarus americanus*) se trouvent aux îles de la Madeleine, en Gaspésie, à l'île d'Anticosti et sur les rives nord-est du golfe. Le Homard ne requiert que des fonds non vaseux qu'il parcourt en marchant. Les prises de Homard sont en progression constante depuis quelques années, et les populations se portent généralement bien (Dallaire,

FIGURE 2.27
Le Saint-Laurent et la mytiliculture

LA MOULE BLEUE (*Mytilus edulis*)

Biologie de l'espèce

La Moule bleue est un mollusque bivalve de la famille des Mytilidae. C'est un organisme vivant sur le fond et se nourrissant de particules de matière organique en suspension dans l'eau par un processus de filtration à l'aide de ses branchies. Elle se fixe sur des fonds fermes ne dépassant pas 10 mètres et se regroupe souvent en banc compact (moulières). La croissance de la Moule est influencée principalement par la température de l'eau, la qualité et la quantité de nourriture disponible.

Caractéristiques naturelles facilitant la culture de la Moule

- Large distribution le long des côtes de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent;
- Résistante aux variations de température et de salinité;
- Mode d'alimentation par filtration qui évite d'avoir à la nourrir;
- Habitude grégaire permettant de maintenir une densité d'élevage élevée;
- Habitude de vivre fixée au sol (sessile) permettant de ne pas avoir besoin de paniers ou cages d'élevage mais favorisant l'utilisation de supports artificiels.

De plus, la croissance rapide et le rendement élevé en chair de la Moule bleue cultivée permettent un cycle de production relativement court et l'obtention d'un produit de haute qualité dont la valeur commerciale est largement supérieure à celle d'un produit de cueillette (Moule naturelle ou «sauvage»).

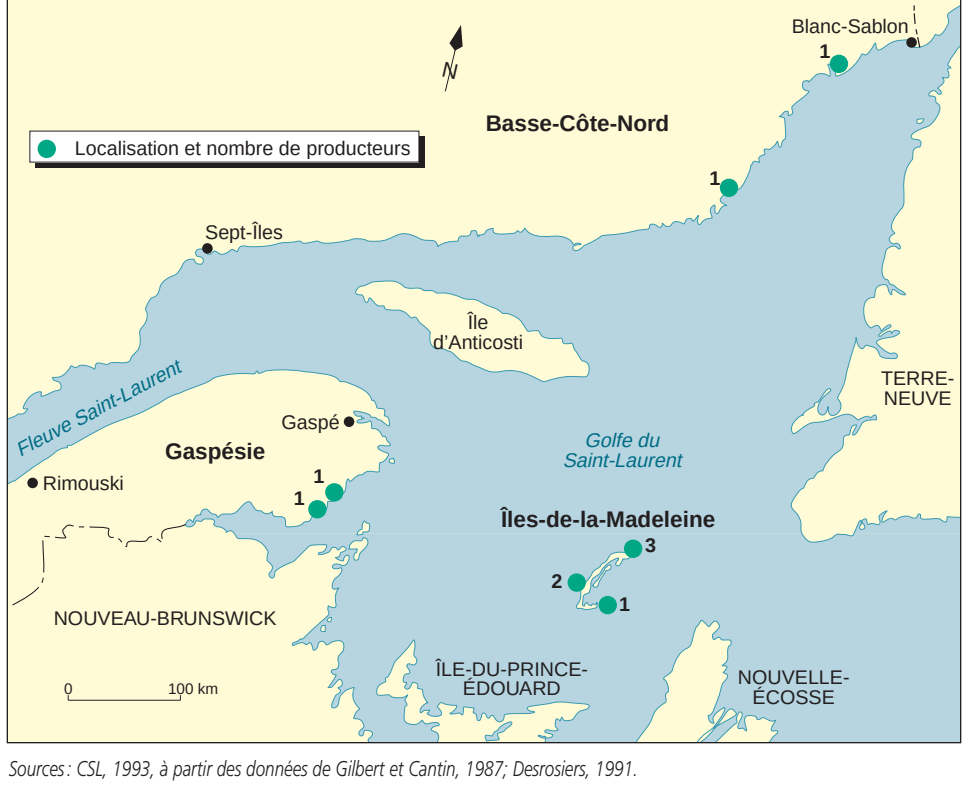
PORTRAIT DES RÉGIONS MYTILICOLES EN 1991

Dix producteurs se partagent **12** permis.

Le volume prévu des ventes est de 185 tonnes métriques, réparties comme suit :

- 51 % Îles-de-la-Madeleine
- 43 % Gaspésie
- 6 % Basse-Côte-Nord

Régions	Nombre de producteurs	Nombre de permis	Production (t)
Basse-Côte-Nord	2	2	10
Gaspésie	2	2	80
Îles-de-la-Madeleine	6	8	95



Sources : CSL, 1993, à partir des données de Gilbert et Cantin, 1987; Desrosiers, 1991.

1993). La cause de cet accroissement demeure sujette à conjecture. Les études de stocks de Homard sont peu nombreuses et portent sur des populations isolées. On connaît, par exemple, les populations des lagunes des îles de la Madeleine (Munro et Therriault, 1983), de l'île d'Anticosti (Gauthier et Hazel, 1991), de la côte nord de la baie de Gaspé (Boudreau et Gauthier, 1989). L'étude de Munro et Therriault (1983) met en évidence le rôle important de la température sur le comportement migratoire des Homards des lagunes des îles de la Madeleine. Par ailleurs, les auteurs concluent que les lagunes (qui sont présentement inaccessibles aux pêcheurs) ne constituent pas une réserve de Homards de taille commerciale très importante pour les îles. Une évaluation du stock de Homards de l'île d'Anticosti suggère que les abondances diminuent d'est en ouest des deux côtés de l'île (Gauthier et Hazel, 1991). Il existe aussi des indications suggérant que le stock demeure relativement peu exploité depuis la réouverture de cette pêcherie en 1966. Les résultats de pêche et le taux élevé d'exploitation suggèrent que, pour le Homard, un nombre élevé de recrues peut être obtenu avec un petit nombre de reproducteurs. En contrepartie, il n'est pas impossible que le petit nombre de géniteurs déstabilise les populations et les rende plus sujettes à des fluctuations importantes.

Dans l'ensemble, il faut noter qu'il y a peu d'estimations des populations benthiques commercialement exploitées dans la partie maritime du Saint-Laurent.

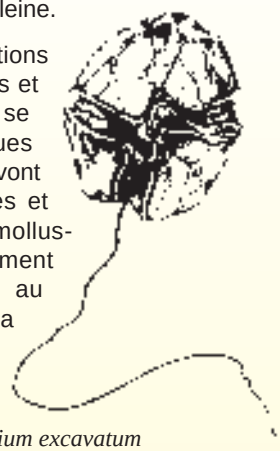
La pollution bactérienne, la toxicité des mollusques et autres restrictions des usages

La plus grande restriction sur la récolte des mollusques provient de la présence d'une algue planctonique appartenant au groupe des Dinoflagellés, *Alexandrium excavatum*. Cette algue synthétise une toxine (en pratique, plusieurs molécules toxiques sont produites) qui, lorsqu'elle est consommée avec la chair du mollusque, peut causer une paralysie musculaire et entraîner la mort chez l'homme (Prakash *et al.*, 1971). Il semble que la toxine n'ait aucun effet sur le mollusque même. Dans l'estuaire maritime, *Alexandrium* se trouve en aval du Saguenay sur la rive nord et en aval de Trois-Pistoles sur la rive sud (figure 2.28). La zone comprise entre Trois-Pistoles et Sainte-Flavie ne subit qu'une toxicité sporadique selon les années, alors qu'en aval de Sainte-Flavie, la toxicité est chronique. Aussi cette zone est-elle fermée en permanence à la récolte des mollusques intertidaux. Les études de Therriault et Levasseur (1985), Therriault *et al.* (1985), Cembella et Therriault (1988) et Cembella *et al.* (1988a) appuient l'hypothèse selon laquelle le développement des floraisons d'*Alexandrium outar* et, conséquemment, les explosions de toxicité qui les accompagnent seraient liés à des apports importants d'eau douce et à la stratification accrue de la colonne d'eau qu'ils entraînent. Leurs travaux montrent que les floraisons d'*Alexandrium* sont essentiellement limitées à la région sous l'influence de l'écoulement d'eau douce des rivières Manicouagan et aux Outardes et du

FIGURE 2.28
Contamination des mollusques par les algues

Certaines algues microscopiques sont toxiques. Ainsi, l'espèce *Protogonyaulax tamarensis*, devenue *Alexandrium excavatum*, est la seule espèce toxique d'*Alexandrium* retrouvée en quantité significative dans le Saint-Laurent. Elle est présente toute l'année le long de la Côte-Nord, de la Gaspésie et des Îles-de-la-Madeleine.

Selon l'élévation de la température, les variations de salinité, la composition des matières nutritives et les courants, ces algues vont se multiplier et se concentrer dans certains endroits. Les mollusques bivalves qui se nourrissent par filtration de l'eau, vont les absorber, accumuler les toxines des algues et devenir potentiellement dangereux. D'autres mollusques, herbivores ou omnivores, peuvent également être contaminés. Chaque année on compte au Québec une trentaine de cas d'intoxication dus à la négligence des cueilleurs qui ne respectent pas les directives émises par Pêches et Océans.



Alexandrium excavatum
(Illustration de D. Beatty)

Conséquences possibles de la contamination des mollusques
- Danger pour la santé des consommateurs
- Perte financière en aquiculture

Endroits possibles de multiplication et de concentration d'algues toxiques

Localisation des sites échantillonnés

1 Tadoussac
2 Baie-Comeau
3 Sainte-Flavie
4 Sept-Îles
5 Baie-des-Capucins
6 Gaspé
7 Carleton
8 Port-Daniel
9 Gascons
10 Grande-Entrée

Note : La région des Îles-de-la-Madeleine est considérée exempte de contamination par *Alexandrium excavatum*.



Sources : CSL, 1993, à partir des données de Larocque et Cembella, 1991; Pêches et Océans, 1983.

Complément d'information

LA TENEUR EN MERCURE DE LA CREVETTE DU SAGUENAY

De Ladurantaye *et al.* (1990) ont passé en revue plusieurs travaux portant sur la présence de contaminants chez certains organismes aquatiques dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent. Ainsi, un rapport sur les concentrations de mercure dans la chair des Crevettes du fjord du Saguenay indique que seulement un échantillon sur 24, soit 4 p. 100 des échantillons de Crevettes pêchées sportivement au cours de l'hiver 1988-1989, dépassait la directive fédérale de mise en marché. La teneur moyenne en mercure pour cette espèce a été établie à 0,33 mg/kg. Toutefois, la majorité des Crevettes ont des teneurs en mercure qui dépassent de peu ce seuil de tolérance.

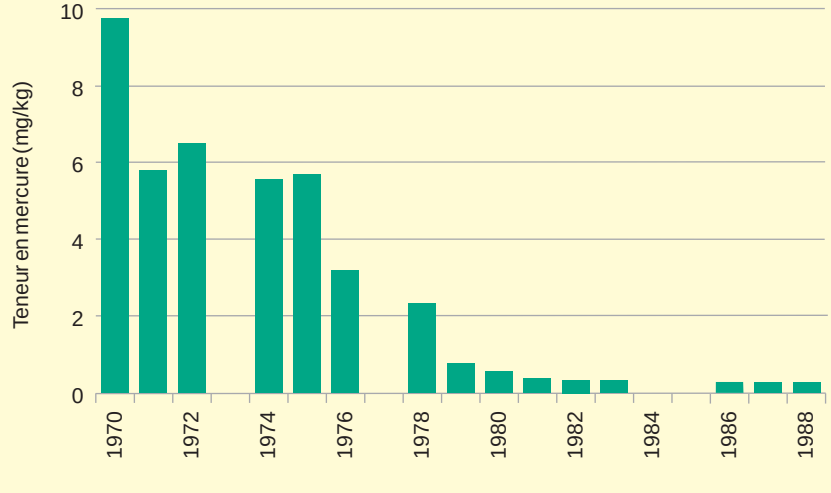
L'évolution des teneurs en mercure de la chair des Crevettes du Saguenay montre entre 1970 et 1988 une tendance à la baisse, ponctuée par quelques légères hausses. En fait, les concentrations de mercure atteignaient des valeurs supérieures à 9 mg/kg en 1970, alors qu'en 1988, elles s'approchaient de 0,4 mg/kg, soit légèrement au-dessus de la directive fédérale de mise en marché pour les Crevettes. Toutefois, cette diminution se poursuit sensiblement au même rythme que depuis le début des années 1980.

Les concentrations de mercure trouvées dans la chair des Crevettes du fjord du Saguenay pendant la période 1987-1989 sont significativement plus élevées que celles observées chez des Crevettes pêchées sur la Côte-Nord et dans le golfe du Saint-Laurent. Ceci semble être aussi le cas lorsqu'on compare ces teneurs à celles trouvées dans diverses parties du monde, notamment dans le golfe du Mexique et dans la mer Méditerranée.

Le mercure constitue le principal contaminant chimique responsable des restrictions de mise en marché des produits de la pêche dans le fjord du Saguenay.

Source : À partir des données de De Ladurantaye et al.*, 1990.*

Évolution temporelle des teneurs en mercure dans la chair de la Crevette du Saguenay (1970-1988)



Remarque. – L'absence de colonne signale un manque d'informations.

Source : À partir des données de De Ladurantaye et al.*, 1990.*

courant de Gaspé (Therriault *et al.*, 1990). Comme ces algues ne peuvent être contrôlées, la surveillance continue des concentrations de toxines dans les mollusques demeure la seule avenue pratique.

En amont de Sainte-Flavie, les restrictions à la récolte des mollusques proviennent surtout de la contamination bactérienne qui est plus épisodique (voir la partie Socio-économie). La contamination bactérienne consiste principalement en la présence de coliformes fécaux provenant de plusieurs sources ponctuelles et diffuses. Les rejets d'égouts des municipalités, les rejets d'usines et les marinas constituent des sources ponctuelles de contamination, tandis que les rejets agricoles, les rejets humains dispersés dans le sol (puisards), les matières fécales des animaux aquatiques et des oiseaux ainsi que les opérations de dragage peuvent constituer des sources diffuses de contamination bactérienne. Les sources de contamination ponctuelles peuvent être contrôlées assez facilement, tandis que la contamination diffuse se contrôle beaucoup moins bien, c'est pourquoi, ici encore, la surveillance continue de la contamination bactérienne des mollusques demeure le meilleur moyen d'en permettre une consommation sécuritaire.

2.4.3 FAITS SAILLANTS

La composition du périphyton ne diffère pas sensiblement de celle qu'on rencontre dans d'autres écosystèmes similaires. La microflore algale des eaux douces est suffisamment sensible à la nature chimique des masses d'eau pour qu'existent des communautés typiques des eaux brunes et des eaux vertes. Toutefois, cette flore est soumise aux fortes variabilités spatio-temporelles du milieu physique (spécialement à l'échelle de la microflore), lui conférant ainsi une variabilité spatio-temporelle souvent tout aussi forte. C'est cette variation qui masque l'effet que pourraient avoir les contaminants locaux sur la composition de la flore périphytique. À cause de l'énorme surface de colonisation disponible pour les algues benthiques, leur petite taille et leur métabolisme élevé, leur contribution au transfert des contaminants dans la chaîne trophique pourrait être considérable; certaines algues marines peuvent augmenter leur poids jusqu'à 10 fois en l'espace de huit mois. Le manque de données historiques ne permet pas de documenter les modifications des communautés après l'introduction de substances toxiques dans les eaux du fleuve.

Les connaissances sur la composition du zoobenthos sont assez inégales. En effet, les recherches effectuées dans ce domaine couvrent principalement les lacs Saint-Louis et Saint-Pierre, l'archipel de Montréal, la région de Gentilly et le golfe. L'origine de l'eau (eaux vertes ou eaux brunes) de même que son degré de salinité président à la composition générale de la faune benthique, tandis que la longueur de la période de submersion, la nature du substrat, la profondeur et la température de l'eau contrôlent la distribution des populations zoobenthiques

dans chaque masse d'eau. Par rapport aux eaux brunes, les eaux vertes, généralement plus oligotrophes, supportent une plus grande densité benthique, quoique le nombre d'espèces y soit plus faible. Crustacés et mollusques dominent ces communautés, tant en eaux douces qu'en eaux salées. Par contre, les eaux saumâtres du Saint-Laurent ne permettent pas l'établissement d'une faune benthique très diversifiée. La présence de plusieurs espèces introduites altère sensiblement la distribution de cette faune, et plusieurs de ces espèces (*Viviparus georgianus* et *Dreissena polymorpha* par exemple) sont de nouvelles venues dans cet écosystème qui n'ont pas encore atteint les limites de leur aire de dispersion ni des densités de population stables. La présence d'espèces d'intérêt commercial telles que la Mye commune, la Moule bleue, le Buccin, le Pétoncle, la Crevette nordique, le Homard et le Crabe des neiges distingue le golfe des autres régions du fleuve. Dans l'ensemble, il y a peu d'estimations de l'abondance des populations de ces espèces. À cause de leur mode de nutrition et de leurs habitudes benthiques, les mollusques sont des intégrateurs des contaminants de l'eau, qu'il s'agisse des contaminants d'origine humaine (insecticides, herbicides et métaux lourds) ou naturelle (toxines provenant d'*Alexandrium excavatum*).

Les populations benthiques jouent par conséquent un rôle de première importance dans l'ensemble des chaînes alimentaires du Saint-Laurent en tant que producteurs et consommateurs primaires. Cependant, les modifications apportées aux rives du fleuve et au chenal maritime de même que l'apparition d'espèces nouvelles exemptes de prédateurs naturels menacent l'équilibre des communautés benthiques.

2.5

Poissons

Les poissons constituent le groupe de vertébrés numériquement le plus important de la planète. Jusqu'à maintenant, on a dénombré dans le monde plus de 10 000 espèces d'eau douce, d'eau saumâtre et d'eau de mer. Au Canada, on retrouve 1102 espèces de poissons (McAllister, 1990). On dénombre, dans le tronçon fluvial, l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, 185 espèces de poissons dont 87 espèces d'eau douce, 80 espèces d'eau salée et 18 diadromes, c'est-à-dire qui migrent entre l'eau salée et l'eau douce (Ducharme *et al.*, 1992). La majorité de ces 185 espèces est associée au tronçon fluvial ou au golfe du Saint-Laurent.

La composition spécifique actuelle de la faune ichtyenne du Québec résulte de l'action de multiples facteurs. Historiquement, une calotte de glace couvrait l'ensemble du Saint-Laurent. En 15 000 avant J.-C., le retrait des glaces s'est amorcé, et différentes espèces de poissons d'eau douce se sont propagées dans les différents bassins hydrographiques à partir de trois régions non glacées. À l'ouest se trouvait le refuge du Mississippi, à l'est le refuge de la côte atlantique et au nord-ouest, celui de la vallée du Yukon (Hocutt et Wiley, 1992). Le refuge mississippien est celui qui a contribué pour plus de 50 p. 100 à la richesse spécifique de la faune de poissons d'eau douce du Québec. Une dispersion postglaciaire des poissons en provenance du refuge atlantique a probablement eu lieu dans le golfe du Saint-Laurent. L'existence de certaines espèces arctiques reliquaires dans le fjord du Saguenay nous porte à croire que les conditions environnementales étaient très différentes il y a plus d'une dizaine de milliers d'années dans la région de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (Drainville, 1970). Par la suite, des facteurs écologiques, tels le réchauffement du climat ou la compétition interspécifique, ont contribué à structurer les communautés de poissons en réduisant l'importance des espèces pionnières (Dumont, 1982).

De nos jours, les communautés ichtyennes du Saint-Laurent sont soumises à d'importantes modifications, qui résultent en grande partie de l'action de l'homme sur cet écosystème. Quatre principaux facteurs de stress des populations de poissons ont été identifiés. Le premier facteur est la présence de substances toxiques dans l'écosystème. À cause de leur position de consommateurs dans le réseau trophique, les poissons bioaccumulent ces substances organiques et inorganiques dans leurs tissus. Ces dernières peuvent avoir des effets aigus comme la mortalité du poisson ou des effets sous-létaux comme un accroissement de la sensibilité aux maladies, l'apparition de malformations congénitales ou l'élimination d'espèces sensibles (Plafkin *et al.*, 1989; Girard, 1993). Le deuxième facteur est constitué par les modifications physiques de l'habitat du poisson entraînées par l'activité humaine. Ces modifications ont fortement influencé la distribution des poissons le long du Saint-Laurent. Comme le montre le tableau 2.16, les agressions répétées sur les rives du fleuve touchent tous les types d'habitats du poisson, des milieux riverains souvent utilisés pour la fraie jusqu'aux milieux profonds, utilisés pour l'alimentation de plusieurs espèces (Robitaille *et al.*,1988). Cependant, certains territoires sont présentement protégés, notamment par la création de plusieurs réserves et refuges fauniques et de parcs de conservation. Un troisième facteur est l'exploitation des différentes populations de poissons qui, lorsqu'elle est conduite de manière excessive, peut entraîner une raréfaction des ressources halieutiques. Ainsi, le Bar rayé, un poisson très prisé par les pêcheurs commerciaux et sportifs avant les années 1960, est aujourd'hui quasi disparu des eaux du tronçon fluvial et de l'estuaire. Le quatrième facteur, l'introduction volontaire ou accidentelle d'espèces, peut avoir des conséquences importantes sur les populations indigènes de poissons. Ainsi, l'introduction d'une espèce étrangère à l'écosystème multiplie les risques d'apparition de nouvelles maladies, d'accroissement d'une compétition interspécifique ou d'altération du pool génétique des populations indigènes (Dumont *et al.*, 1988a).

L'impact de ces quatre facteurs de stress sera abordé dans les sections qui suivent en fonction des grandes subdivisions du Saint-Laurent, soit le tronçon fluvial, l'estuaire fluvial, l'estuaire maritime et le golfe.

2.5.1 TRONÇON FLUVIAL

La faune ichtyenne du tronçon fluvial est caractéristique des eaux douces. D'après Ghanimé *et al.* (1990), au moins 80 espèces de poissons d'eau douce ont été documentées le long de ce tronçon. Ces auteurs ont identifié quatre zones biogéographiques importantes pour les poissons de cette section du fleuve.

Le tableau 2.17 dresse la liste des espèces ichtyennes présentes dans au moins trois de ces zones biogéographiques; on se référera au texte de Ghanimé

TABLEAU 2.16

Modifications physiques subies par l'habitat du poisson entre 1945 et 1988 : superficie touchée par types d'habitats et de modifications

	Superficie touchée (ha)												
	Type d'habitats												
Type de modifications	**A**	**B**	**C**	**D**	**E**	**F**	**G**	**H**	**I**	**J**	**K**	**L**	**Total**
Remblayage	742	1 007	462	180	276	303	870	180	140	160	253	0	4 573
Assèchement	415	990	3	223	0	10	0	0	0	0	20	0	1 661
Dragage	363	73	9 236	7	20	140	10	90	0	0	0	0	9 939
Dépôt de déblais de dragage	312	0	2 297	0	0	40	0	0	0	0	0	0	2 649
Modification de l'écoulement	7	3	110	0	20	60	20	60	0	0	0	0	280
Empiétement	35	0	1	0	200	122	118	220	0	310	0	0	1 006
Remblayage et modification de l'écoulement	86	42	354	0	124	0	100	0	0	0	20	22	748
Total	**1 960**	**2 115**	**12 463**	**410**	**640**	**675**	**1 118**	**550**	**140**	**470**	**293**	**22**	**20 856**

Légende. – A : herbier immergé; B : herbier riverain; C : eaux profondes; D : arboraie ou arbustaie humide; E : estran ou littoral vaseux; F : estran ou littoral sableux; G : estran ou litttoral rocheux; H : estuaire; I : barachois lagunaire; J : barachois estuarien; K : herbier salé; L : herbier riverain et eaux profondes.

Sources : Bouchard et Millet, 1993, à partir des données de Gilles Shooner et Associés inc., 1988, 1991b.

et al. (1990) pour prendre connaissance de la soixantaine d'espèces supplémentaires susceptibles d'être rencontrées dans le tronçon fluvial.

De Cornwall au lac Saint-Pierre, le Saint-Laurent se présente comme une série de lacs fluviaux séparés par de courts segments lotiques. Cette section n'est pas soumise aux fluctuations de niveau engendrées par la marée. Par contre, les terres riveraines sont basses et sujettes aux inondations printanières. La zone inondable peut couvrir une superficie considérable; par exemple, la superficie du lac Saint-Pierre passe de 40 000 ha à 68 000 ha (Burton, 1991). À la crue printanière, de nombreuses espèces de poissons quittent les eaux froides du Saint-Laurent pour aller frayer dans celles, peu profondes et plus chaudes, de la plaine de débordement. L'incubation, l'éclosion et le début du développement des alevins ont lieu dans la végétation herbacée drue des prairies et des pâturages inondés. Dans les conditions optimales de température stable et de décrue lente, les jeunes (fretins) de Grand Brochet, une espèce qui se reproduit dans ces milieux, migrent vers le fleuve environ un mois après la fraie, alors que leur taille se situe entre 30 mm et 40 mm (Massé *et al.*, 1988). Au moment où le retrait des eaux force les brochetons à quitter le couvert dense offert par la végétation terrestre et à gagner le fleuve par les rigoles de drainage et les fossés, les

TABLEAU 2.17
Liste partielle des espèces de poissons présentes dans le tronçon fluvial

Nom français	Nom latin	Habitat préférentiel
Achigan à petite bouche	*Micropterus dolomieui*	El
Barbotte brune	*Ictalurus nebulosus*	B
Carpe	*Cyprinus carpio*	El,H,B
Crapet de roche	*Ambloplites rupestris*	H
Crapet-soleil	*Lepomis gibbosus*	H
Doré jaune	*Stizostedion vitreum*	El
Épinoche à cinq épines	*Culaea inconstans*	El,H
Esturgeon jaune	*Acipenser fulvescens*	B
Grand Brochet	*Esox lucius*	H
Lotte	*Lota lota*	El,B
Maskinongé	*Esox maskinongy*	H,El
Meunier noir	*Catostomus commersoni*	B,El,H
Meunier rouge	*Catostomus catostomus*	B
Perchaude	*Perca flavescens*	El,H
Queue à tache noire	*Notropis hudsonius*	El,H
Truite brune	*Salmo trutta*	El
Umbre de vase	*Umbra limi*	B
Omble de fontaine	*Salvelinus fontinalis*	El
Suceur rouge	*Moxostoma macrolepidotum*	B

Légende. – B : habitats benthiques; El : eaux libres; H : herbiers.

Sources : À partir des données de Scott et Crossman, 1974; Scott et Scott, 1988; Ghanimé et al.*, 1990; Langlois* et al.*, 1992.*

individus de grande taille sont moins sujets à la prédation et bénéficient d'une meilleure survie (Fortin *et al.*, 1982).

En dehors de la crue printanière, les habitats les plus utilisés par la faune ichtyenne de cette partie du Saint-Laurent se trouvent dans les baies et les sections lacustres peu profondes, où la température de l'eau est plus élevée que dans la voie maritime. À ces endroits, le ralentissement du courant favorise le dépôt des matières en suspension. Les herbiers à végétation submergée qui s'établissent sur ces lits de sédiments sont des milieux très productifs. Ils constituent des habitats importants pour un grand nombre d'espèces de poissons, qui y trouvent la nourriture et l'abri essentiels à leur survie et à leur développement, particulièrement durant le stade juvénile (figure 2.29). Par exemple, les eaux qui baignent l'archipel du lac Saint-Pierre, typiques de ces habitats lacustres, ont été cartographiées par Benoît *et al.* (1988) à l'aide d'un indice théorique de qualité, établi en fonction de divers facteurs physiques favorisant la reproduction, l'alimentation et la recherche d'abris chez les poissons (figure 2.30). Le résultat de cette cartographie montre que l'archipel présente une série d'habitats du

poisson dont la qualité varie de bonne à excellente. De plus, Langlois *et al.* (1992) ont trouvé que le système d'îles à l'embouchure du lac Saint-Pierre (les îles de Berthier-Sorel) offre une grande diversité d'habitats (présence de marais, chenaux, zones d'eaux vives) permettant le maintien d'une plus grande diversité d'espèces de poissons. En effet, cette partie du lac compte une dizaine d'espèces de plus que sa partie aval qui ne possède aucune île. L'importance des milieux insulaires doit être soulignée parce qu'ils augmentent la superficie disponible d'habitats de bonne qualité qu'ils procurent aux poissons.

Avant d'être modifié par les activités humaines, le tronçon fluvial accueillait une faune ichtyenne diversifiée, qui comprenait plusieurs espèces au régime alimentaire spécialisé, comme le Suceur cuivré, ou aux exigences d'habitats strictes, comme le Maskinongé. Cette région du fleuve peut être utilisée par toutes les espèces désignées prioritaires par le Plan d'action Saint-Laurent (tableau 2.18). La distribution spatiale de plusieurs d'entre elles, comme le Poulamon atlantique, l'Alose savoureuse et l'Esturgeon noir, est plus nordique et leur présence n'est qu'occasionnelle dans le lac Saint-Pierre. À l'inverse, le Suceur cuivré, par exemple, est une espèce endémique du bassin versant du Saint-Laurent qui ne se rencontre plus qu'entre l'île de Montréal et le lac Saint-Pierre (Bouchard et Millet, 1993, à partir de Mongeau *et al.*, 1974, 1986). Depuis 1983, le CSEMDC a attribué le statut de «vulnérable» au Suceur ballot, et depuis 1987, le Suceur cuivré a été désigné «menacé» (CSEMDC, 1993).

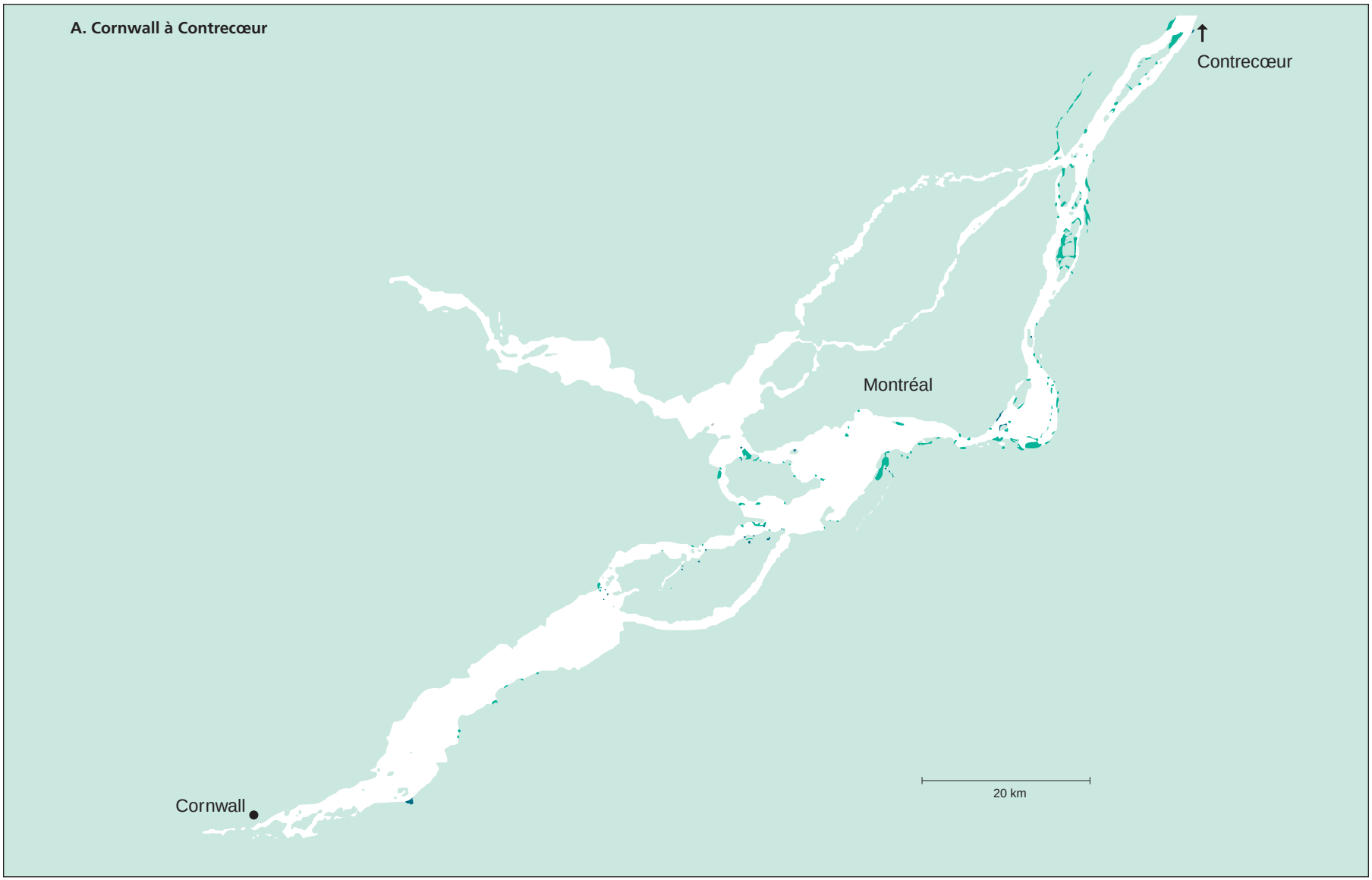
Bien que certains migrateurs tels que l'Anguille d'Amérique et l'Alose savoureuse circulent dans cette partie du fleuve, leur passage est ici moins remarqué que dans les eaux soumises aux marées où ils font l'objet d'une pêche commerciale. En général, les communautés sont dominées par des espèces sédentaires. Toutefois, l'Esturgeon jaune fait exception à cette règle. L'étiquetage de ce poisson a démontré que les individus qui se rassemblent sur un petit nombre de sites de fraie, dans les rivières des Prairies, des Mille Îles et L'Assomption, proviennent d'aires d'alimentation situées en amont (lac Saint-Louis) ou en aval (corridor fluvial, jusqu'au lac Saint-Pierre) (Dumont *et al.*, 1988b). Le Maskinongé pourrait avoir un comportement analogue, si on se fie à des études réalisées en Ontario; les frayères utilisées par le même poisson, année après année, ne sont pas nécessairement les plus rapprochées des territoires vitaux qu'il occupe durant l'hiver ou l'été (Crossman, 1990).

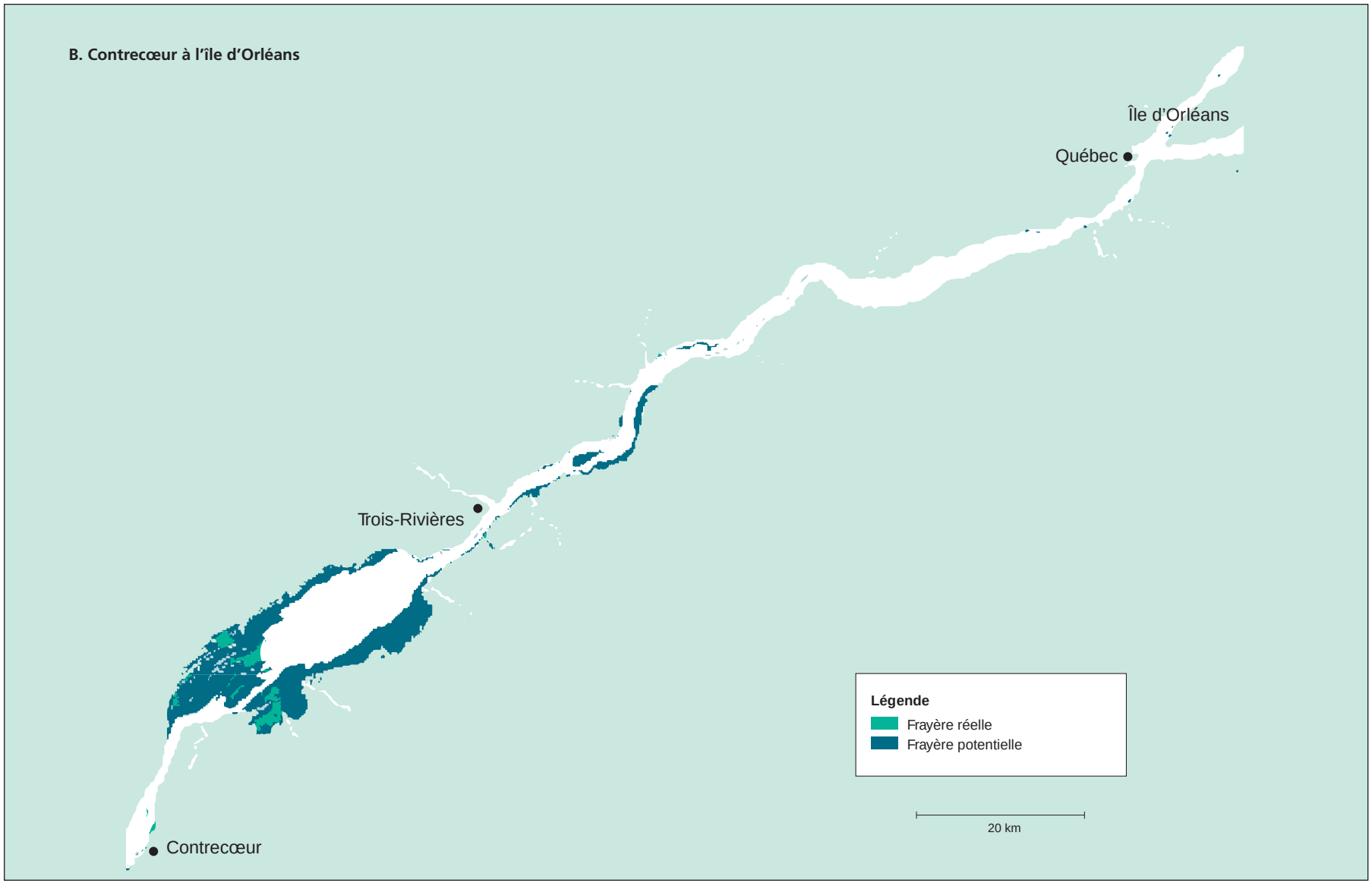
2.5.1.1 Contamination par des substances toxiques

La pollution chimique est l'une des formes de perturbations subies par les habitats du poisson dans le tronçon fluvial. Les Grands Lacs et le Saint-Laurent sont pollués par des rejets d'origine domestique, industrielle et agricole. La bioaccumulation de contaminants peut occasionner des problèmes pour la santé de l'écosystème aquatique et pour la santé des êtres humains consommateurs de

FIGURE 2.29

Répartition en eau douce des frayères des principales espèces de poissons du Saint-Laurent

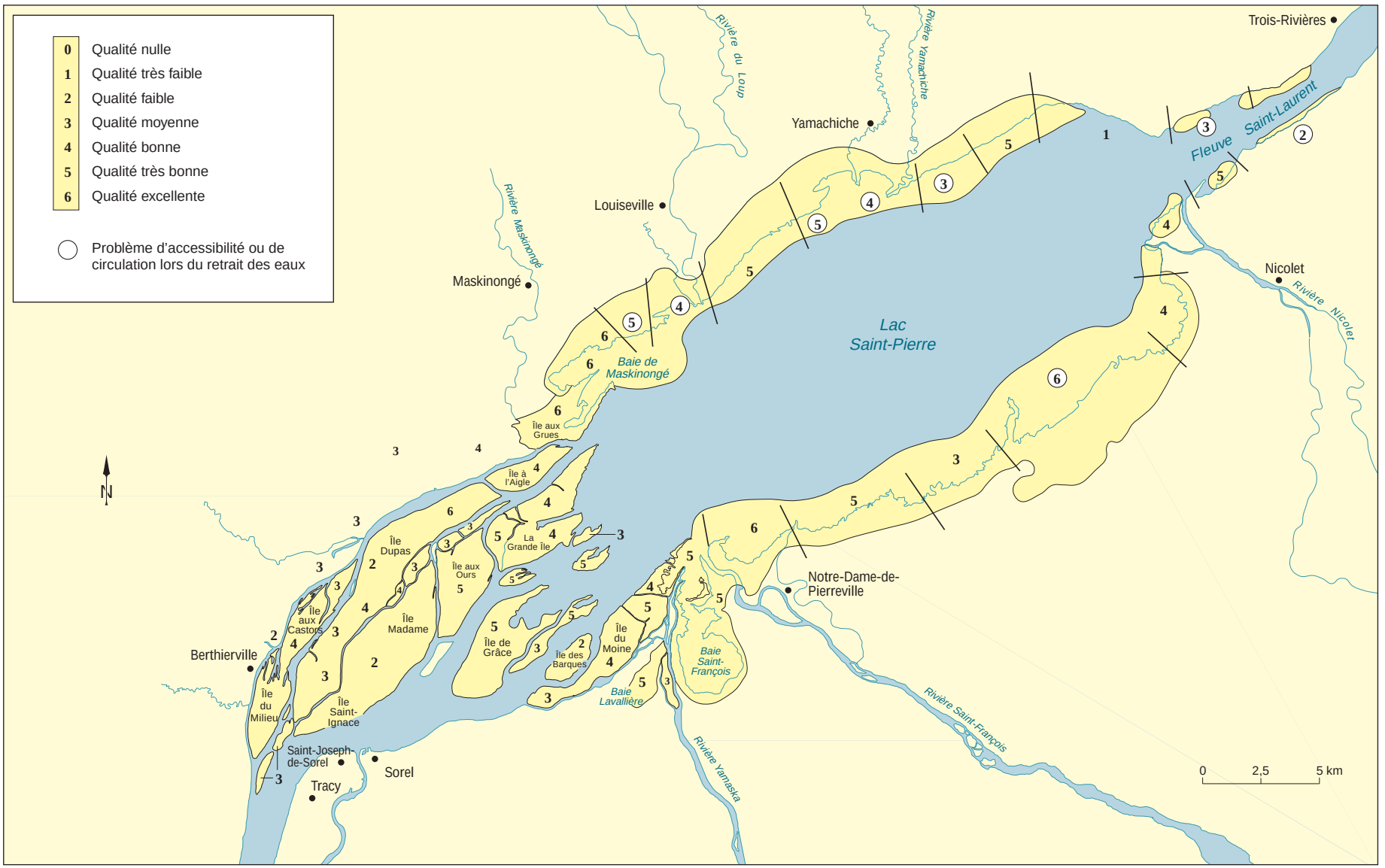




Sources : Bouchard et Millet, 1993, à partir des données de Gilles Shooner et Associés inc., 1991a.

FIGURE 2.30

Cartographie de la qualité des habitats du poisson au lac Saint-Pierre en fonction des facteurs physiques qui favorisent sa survie



Sources : Benoît et al., 1988, dans Langlois et al., *1992.*

TABLEAU 2.18
Liste des espèces de poissons jugées prioritaires par le Plan d'action Saint-Laurent

Nom français	Nom latin
	ACIPENSERIDAE
Esturgeon jaune	*Acipenser fulvescens*
Esturgeon noir	*Acipenser oxyrhynchus*
	CATOSTOMIDAE
Suceur ballot*	*Moxostoma carinatum*
Suceur cuivré**	*Moxostoma hubbsi*
	CLUPEIDAE
Alose savoureuse	*Alosa sapidissima*
	CYPRINIDAE
Méné laiton	*Hybognathus hankinsoni*
	ESOCIDAE
Brochet d'Amérique	*Esox americanus americanus*
Brochet vermiculé	*Esox americanus vermiculatus*
	GADIDAE
Poulamon atlantique	*Microgadus tomcod*
	OSMERIDAE
Éperlan arc-en-ciel	*Osmerus mordax*
	PERCICHTHYIDAE
Bar rayé	*Morone saxatilis*

*Légende. – *espèce vulnérable; **espèce menacée (Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada).*

Sources : Modifié de Bouchard et Millet, 1993, à partir des données de Groupe de travail sur les espèces de faune et de flore prioritaires du couloir du Saint-Laurent, 1993.

poissons. La contamination des tissus des poissons est influencée par de nombreux facteurs dont la taille, l'âge, le sexe de l'individu de même que l'espèce. De plus, certains contaminants ont des affinités pour certains tissus; par exemple, le mercure se concentre dans la chair, et les substances organochlorées, dans les tissus adipeux.

La compilation de données de contamination de plusieurs études sur des tissus biologiques a permis de constater que, chez la plupart des groupes d'animaux, les concentrations de mercure pouvaient être jusqu'à cinq fois plus élevées au sommet de la chaîne alimentaire qu'aux niveaux trophiques inférieurs (DesGranges et Thompson, 1990). Dans le tronçon fluvial, les concentrations moyennes de mercure dans la chair des poissons prédateurs (Grand Brochet et Doré jaune) excédaient souvent la directive fédérale de mise en marché, soit 0,5 mg/kg (Laliberté, 1993). Cette compilation a aussi permis de constater que la contamination semble plus élevée dans la portion fluviale du Saint-Laurent que ce qui est observé plus en aval (DesGranges et Thompson, 1990).

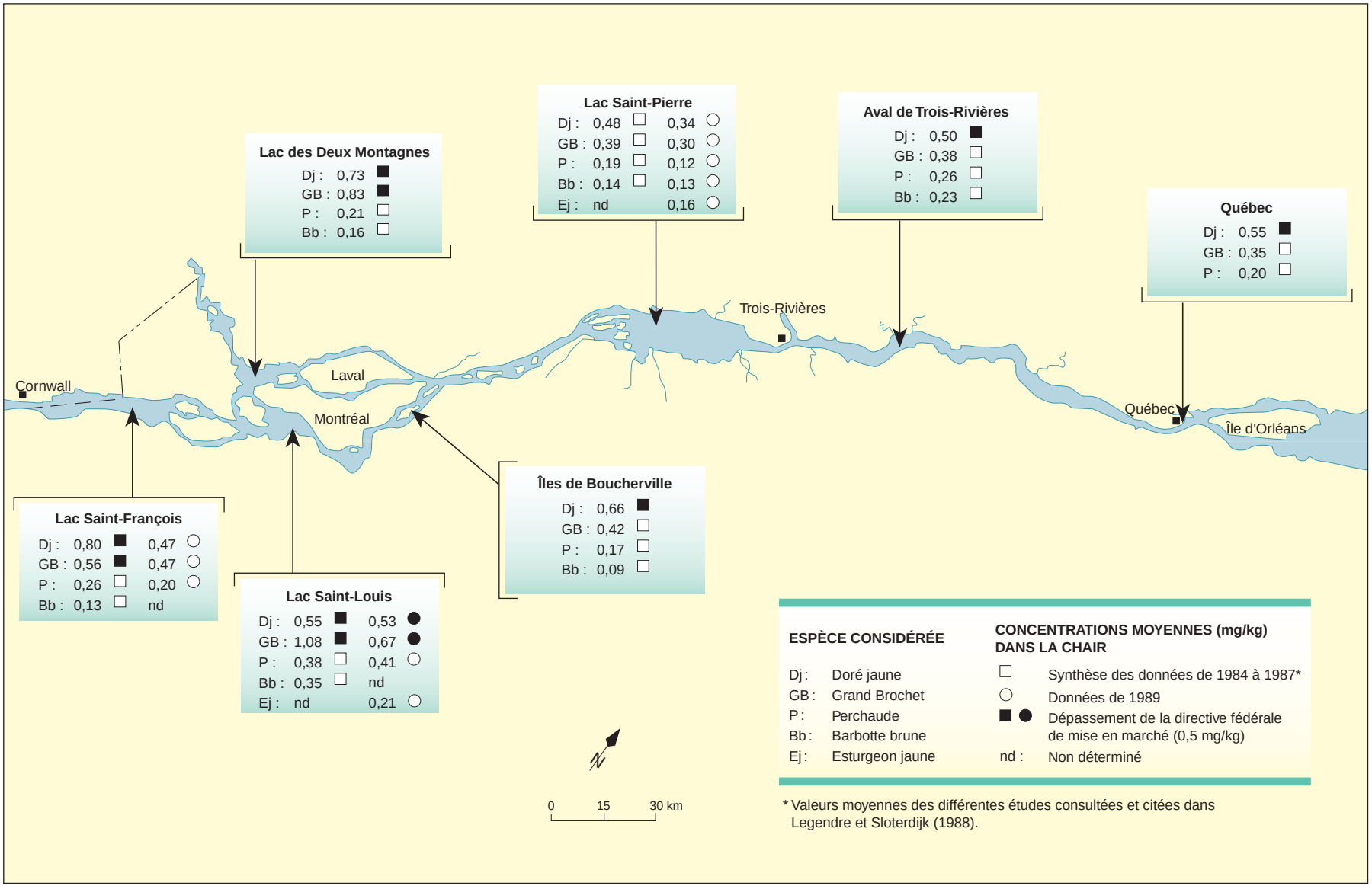
Parmi les métaux lourds, le mercure est le contaminant qui semble le plus préoccupant dans les lacs Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre si on se rapporte aux conclusions tirées de la compilation et de l'interprétation des données disponibles, effectuées pour chacun de ces lacs (respectivement : Armellin *et al.*, 1994b; Armellin *et al.*, 1994a; et Langlois *et al.*, 1992). Des données de contamination recueillies entre 1984 et 1989 permettent de comparer certains secteurs du Saint-Laurent de même que certaines espèces (figure 2.31). La chair des Dorés jaunes et des Grands Brochets du lac Saint-Louis contenait pour la période 1984 à 1987 ainsi qu'en 1989 des concentrations moyennes de mercure qui dépassaient la directive fédérale de mise en marché (figure 2.31); dans le cas des lacs Saint-François et Saint-Pierre, on a noté une diminution des concentrations de mercure entre la période 1984 à 1987 et 1989 (figure 2.31). Pour les Perchaudes, les résultats de dosages effectués entre 1984 et 1989 (figure 2.31) et en 1991 (CSL, 1994) semblent indiquer que les concentrations de mercure dans la chair sont stables et qu'elles montraient même une tendance à la baisse entre 1984 et 1991; en effet, dans les lacs fluviaux Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre, les concentrations moyennes de mercure en 1991 étaient respectivement de 0,13, 0,19 et 0,12 mg/kg (CSL, 1994), alors que les moyennes dans chacun de ces secteurs pour la période 1984 à 1987 et en 1989 étaient supérieures ou égales (figure 2.31). De plus, aucune des Perchaudes échantillonnées en 1991 ne dépassait la directive fédérale de mise en marché; la concentration maximale de mercure mesurée dans la chair atteignait 0,44 mg/kg.

Parmi les contaminants organiques, les BPC s'avèrent les substances les plus préoccupantes si on considère les dépassements des limites permises pour la consommation du poisson (Langlois *et al.*, 1992; Armellin *et al.*, 1994b; et Armellin *et al.*, 1994a). Bien qu'ils soient maintenant plus rares, des dépassements de la directive fédérale pour la mise en marché (2,0 mg/kg) ont été rapportés pour les biphényles polychlorés (BPC) dans la chair de Grands Brochets, Dorés jaunes, Meuniers noirs, Barbottes brunes, Esturgeons jaunes et Lottes (Langlois et Sloterdijk, 1989). La figure 2.32 présente les concentrations moyennes de BPC dans les chairs de Dorés jaunes, Grands Brochets, Perchaudes et Barbottes, échantillonnés entre 1983 et 1989, et aucune des concentrations moyennes ne dépassait la directive fédérale pour la mise en marché. Parmi les espèces et les plans d'eau couverts (figure 2.32), c'est l'Esturgeon jaune du lac Saint-Louis qui possède la concentration moyenne de BPC la plus élevée; cette espèce étant un poisson gras, les BPC s'accumulent plus facilement dans ses tissus.

Le mercure et les BPC comptent parmi les contaminants les plus documentés, mais beaucoup d'autres substances potentiellement toxiques peuvent s'accumuler dans les tissus des poissons. Leur nombre et leur concentration

FIGURE 2.31

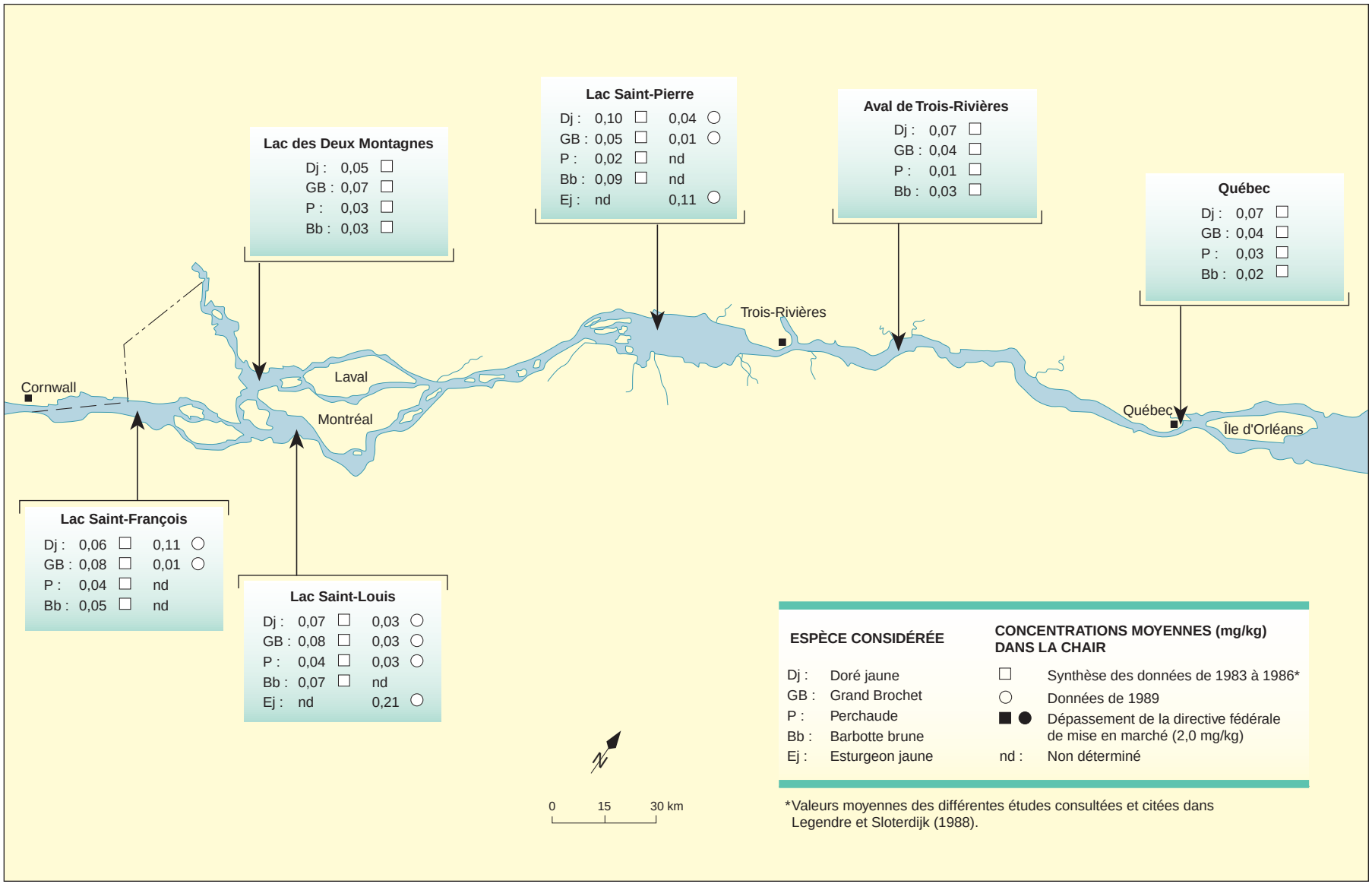
Contamination des poissons adultes par le mercure



Sources : CSL, 1993, à partir des données de Legendre et Sloterdijk, 1988; CSL, 1994.

FIGURE 2.32

Contamination des poissons adultes par les BPC



Sources : CSL, 1993, à partir des données de Legendre et Sloterdijk, 1988; CSL, 1994.

peuvent varier en fonction des secteurs échantillonnés et reflètent en bonne partie la nature et l'emplacement des rejets industriels. Par exemple, les poissons du lac Saint-François sont davantage contaminés par les BPC, le DDT, le mirex, l'arsenic, le sélénium et le mercure que ceux du lac Saint-Pierre; par contre, ces derniers ont dans leurs tissus des composés organiques (chlordane, pyrène et chlorobenzène) rejetés dans la région métropolitaine de Montréal, qui ne sont pas détectés chez les individus pêchés au lac Saint-François (Langlois et Lapierre, 1989).

Il n'y a pas que l'emplacement des sources polluantes qui influence la répartition spatiale des contaminants. L'hydrodynamique et les conditions de sédimentation influencent la quantité de contaminants auxquels un habitat est exposé. Par exemple, la région des îles de Sorel présente des conditions propices à l'accumulation des substances toxiques en raison des conditions de sédimentation des particules de l'ordre de 1cm/an contre 0,15 cm/an pour le lac Saint-Pierre (Langlois *et al.*, 1992). Cela se traduit par une quantité de contaminants accumulés dans le secteur des îles de Sorel qui est très élevée, notamment dans le cas du chrome, du cadmium, du cuivre, du fer, du nickel, du plomb, du zinc, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et de diverses substances organochlorées. Ces substances proviennent de secteurs industriels immédiatement en amont (région de Tracy) et du Richelieu (Hardy *et al.*, 1991). Dans cet exemple, il faut souligner que le secteur des îles de Sorel constitue un habitat de reproduction très productif (Therrien *et al.*, 1991) et que sa détérioration par la contamination pourrait avoir des conséquences graves pour des espèces de poissons de cette partie du tronçon fluvial.

Bioindicateurs

La contamination des habitats du poisson de même que l'ensemble des perturbations d'origine anthropique ont des effets sur les poissons qui se manifestent à tous les niveaux d'organisation biologique et peuvent donc être mesurés de diverses façons (Adams, 1990). Les méthodes utilisées pour mesurer ces impacts peuvent être regroupées sous l'appellation «bioindicateurs».

L'exposition chronique à des contaminants, qu'elle se fasse au contact direct de l'eau ou des sédiments ou par l'ingestion d'aliments contaminés, a probablement des effets sur les communautés de poissons. Dans le tronçon fluvial, l'activité industrielle est intense, et les communautés de poissons sont probablement façonnées en bonne partie par la récurrence élevée d'incidents environnementaux de toutes sortes: déversements accidentels ou volontaires de produits toxiques, anoxie hivernale causée par une demande biologique en oxygène élevée, empiétements, etc. Ces événements favorisent la dominance, dans les communautés, des espèces à fort retournement d'effectif (grande fécondité, forte mortalité, maturité hâtive...), qui se rétablissent rapidement après un

épisode de forte mortalité (Robitaille et Mailhot, 1989). Les populations d'espèces de grande longévité portent longtemps les séquelles de tels accidents. Le groupement d'Esturgeons jaunes du lac des Deux Montagnes, décimé en 1950 par une anoxie hivernale causée par les effluents des industries papetières, présentait encore, 30 ans plus tard, une pyramide d'âges typique d'une population en lent rétablissement (Mongeau *et al.*, 1982). On a évalué la mortalité naturelle des Esturgeons du Saint-Laurent, entre Montréal et le lac Saint-Pierre, à 18 p. 100 par an (Dumont *et al.*, 1988b), mais à 5 p. 100 chez une population de la même espèce vivant dans un plan d'eau en bonne condition (Priegel et Wirth, 1975). Certaines espèces de poissons semblent extrêmement sensibles à la dégradation de leur environnement; la composition spécifique des communautés est donc influencée par le déclin des espèces sensibles. Cependant, les études sur le terrain permettant d'établir un lien entre la présence des contaminants et les modifications de la dynamique des populations sont rares, car les variables dont il faut tenir compte sont nombreuses.

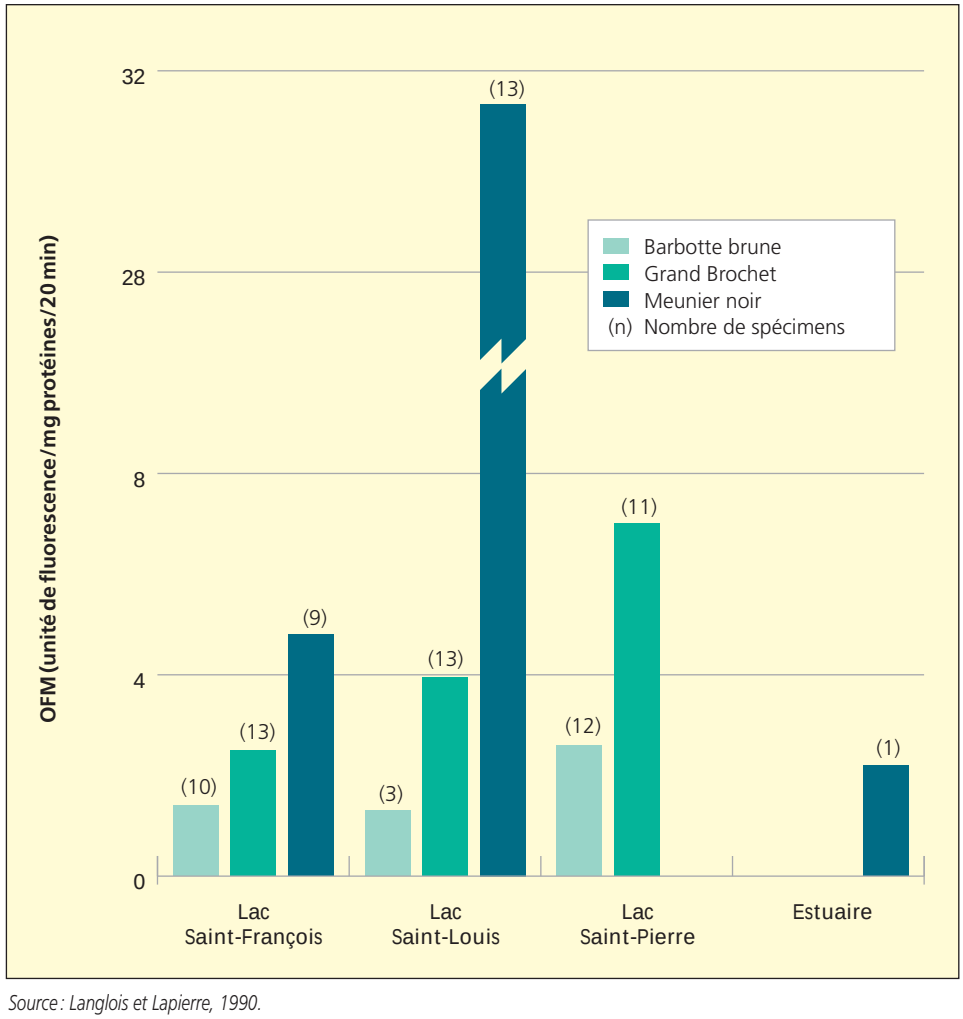
Les résultats préliminaires de l'étude comparative de Dumont (1992) sur les caractéristiques individuelles et la dynamique de deux populations de Perchaude du lac Saint-Louis mettent en évidence des différences entre une population qui vit dans les eaux peu polluées de la rive nord et une autre qui habite le secteur très contaminé des îles de la Paix. Chez cette dernière, on a observé des valeurs plus faibles de densité de population, du taux de croissance, de l'indice de condition et de la fécondité. Les différences importantes de concentrations de substances toxiques dans les deux milieux pourraient expliquer, du moins en partie, ces écarts.

Certains bioindicateurs mesurent les effets sous-létaux de l'exposition aux contaminants sur les individus; c'est le cas des indicateurs biochimiques ou pathologiques de stress. Par ailleurs, les espèces les plus sensibles étant les premières à disparaître, les études des effets sous-létaux des contaminants ont ordinairement comme sujets des poissons tolérants, et leurs conclusions ne peuvent donc pas être généralisées sans réserves à toutes les espèces, sans que l'on risque de sous-estimer l'importance des perturbations.

Les oxygénases à fonctions multiples (OFM) sont des enzymes qui ont la fonction de régulariser le métabolisme des hormones stéroïdes et autres substances endogènes mais aussi la capacité de favoriser l'élimination des substances exogènes contaminantes (Jimenez et Stegeman, 1990). C'est cette dernière fonction qui donne aux OFM la qualité de bioindicateur. Des hausses d'activités des OFM ont été associées à des expositions aux substances toxiques organiques chez diverses espèces de poissons, dans plusieurs régions du monde, et ce, lors d'expériences en laboratoire ou d'études *in situ* (Jimenez et Stegeman,

1990). Deux études ont porté sur les OFM dosées chez des espèces pisciaires du tronçon fluvial, l'une en 1989 et l'autre en 1990. La première était exploratoire et a porté sur la Barbotte brune, le Grand Brochet et le Meunier noir. Les valeurs obtenues, présentées à la figure 2.33 (Langlois et Lapierre, 1990), indiquent que les Meuniers noirs du lac Saint-Louis semblent plus affectés que ceux des lacs Saint-François et Saint-Pierre et de l'estuaire. De manière générale, les résultats préliminaires semblent montrer que l'activité des OFM provenant des Meuniers noirs de la rive sud était généralement plus forte que sur la rive nord. En 1990 (Ménard *et al.*, 1994), les données indiquaient une hétérogénéité spatiale des OFM au lac Saint-Louis : le secteur de la pointe Thibaudeau (en amont de l'embouchure de la rivière Saint-Louis) semblait plus propice à l'induction des OFM que les stations des îles de la Paix et de la pointe du Moulin (pointe est de l'île Perrot). Ces deux études ont aussi contribué à vérifier l'utilité des OFM comme indicateur, ces dernières montrant des variations en fonction du temps d'échantillonnage et des espèces.

FIGURE 2.33
Comparaison de l'activité moyenne des oxygénases à fonctions multiples (OFM) chez trois espèces de poissons du tronçon fluvial en 1989



Source : Langlois et Lapierre, 1990.

Parmi la panoplie de bioindicateurs utilisés, on retrouve également l'histopathologie. Par exemple, on s'est servi d'analyses histologiques du foie et des branchies de poissons pour évaluer le degré de leur contamination. Ces analyses ont été effectuées sur des Grands Brochets et des Meuniers noirs du lac Saint-Pierre; les résultats préliminaires montraient que le Meunier noir est atteint de façon plus sévère et plus généralisée pour l'ensemble du couloir fluvial que le Grand Brochet (Langlois *et al.*, 1992). La relation causale entre les valeurs observées de ces indicateurs de stress et le degré d'exposition aux polluants reste toutefois à établir. La présence de tumeurs externes (fibromes ou papillomes) chez certaines espèces, notamment le Doré jaune et le Meunier noir, n'a pu jusqu'ici être liée à un facteur précis. Les fréquences les plus élevées de papillomes labiaux (20 à 27 p. 100) ont été rapportées dans des groupes de Meuniers noirs s'engageant dans des tributaires agricoles de la rive sud pour y frayer (Dutil *et al.*, 1992). Ces tumeurs pourraient être liées à la dégradation du milieu aquatique dans ce secteur. Cependant, pour pouvoir interpréter les tendances que ces chiffres révèlent, il faudrait disposer de données plus précises, recueillies sur une plus longue période.

2.5.1.2 Pêches

Dans sa section d'eau douce, le Saint-Laurent soutient trois types de pêches : la pêche sportive, la pêche commerciale et la pêche de subsistance; par rapport aux pêches maritimes du Québec, l'importance du tonnage pêché est minime. Cependant, ces pêches ont une importance locale non négligeable. Les captures des différents groupes de pêcheurs diffèrent sensiblement. On retrouve dans les débarquements des pêcheurs commerciaux l'Esturgeon jaune, l'Anguille d'Amérique, la Barbotte brune, la Perchaude et des Crapets. La Perchaude, les Brochets, les Dorés et les Achigans sont les espèces préférées par les pêcheurs sportifs. La nature des débarquements provenant de la pêche de subsistance n'est pas connue de façon exacte, mais il semble que l'Esturgeon jaune, la Perchaude et la Barbotte brune soient parmi les espèces les plus souvent capturées. L'importance de l'industrie est discutée dans la partie Socio-économie du présent ouvrage.

Langlois *et al.* (1992) ont effectué une synthèse des informations existantes sur la condition des populations de plusieurs espèces de poissons pêchés dans le lac Saint-Pierre. La population de Barbotte brune semble équilibrée, et cette espèce assez abondante supporte l'exploitation dont elle fait l'objet. La population de Perchaude est abondante et soutient l'exploitation, quoiqu'elle exhibe des caractéristiques typiques d'une population qui compense ses importantes pertes d'effectif par une forte productivité et une croissance rapide (Mailhot *et al.*, 1987).

Le taux de mortalité de l'Esturgeon jaune du tronçon fluvial compris entre le lac Saint-Louis et le lac Saint-Pierre est très élevé; la surexploitation, la

perte d'habitat et la toxicité du milieu expliquent ce mauvais état des populations (Langlois *et al.*, 1992; Ducharme *et al.*, 1992). De manière générale dans le fleuve, les populations d'Esturgeon jaune sont en difficulté, d'autant plus que la population du lac Saint-François est pratiquement décimée et que celle du lac des Deux Montagnes est en restauration (Ducharme *et al.*, 1992).

La population d'Anguille d'Amérique semble aussi en difficulté. Cette espèce, la troisième plus commercialisée dans le lac Saint-Pierre (Langlois *et al.*, 1992), affiche une diminution de son recrutement de juvéniles entrant dans le lac Ontario de près de 99 p. 100 entre 1985 et 1990. Plusieurs hypothèses ont été avancées pour expliquer cette baisse, soit la fluctuation du transport et de la survie des larves leptocéphales dans la mer des Sargasses, la mortalité accrue par la contamination du milieu, la perte d'habitat, la surexploitation de la ressource, la présence d'obstacles qui réduisent la montaison et l'avalaison et certains facteurs océaniques (Castonguay *et al.*, 1994a, 1994b). La complexité du cycle vital de l'Anguille est le principal obstacle à la solution du problème. Le bassin versant du Saint-Laurent est un habitat essentiel pour l'Anguille d'Amérique; il représente 19 p. 100 de la superficie d'eau douce de l'aire de distribution de l'espèce. Par ailleurs, les stocks d'Anguilles du Saint-Laurent sont presque exclusivement constitués de femelles, qui représenteraient 40 p. 100 de l'ensemble des femelles de l'espèce et seraient parmi les plus fécondes. Une diminution importante de leur abondance dans le Saint-Laurent pourrait être symptomatique d'une réduction de l'abondance de l'espèce entière puisque cette population est panmixique, c'est-à-dire que toutes les Anguilles se regroupent en mer et se reproduisent sans égard à l'origine des individus (Castonguay *et al.*, 1994a, 1994b).

2.5.1.3 Modifications physiques de l'habitat

Plusieurs modifications apportées à l'écoulement du Saint-Laurent ou à ses rives ont eu pour effet de réduire l'étendue des crues printanières. Le fleuve étant désormais régularisé par une série d'ouvrages entre le lac Ontario et le lac Saint-Louis, le débit de crue n'est plus que de 67 p. 100 supérieur à celui du débit d'étiage, et l'élévation printanière du niveau d'eau s'en trouve réduite (Frenette et Verrette, 1976).

Par ailleurs, les habitats riverains ou aquatiques ont subi des empiétements importants, estimés à plus de 2700 ha pour la période de 1945 à 1984 (Robitaille *et al.*, 1988). Ces pertes résultent soit du remblayage de ces milieux, soit de leur assèchement ou de la réduction de leur période d'inondation par des systèmes de digues, de drains et de pompes. Utilisant des méthodes d'enquête différentes, Dryade (1981) établissait à 3649 ha la perte de milieux humides de toutes sortes entre 1945 et 1976 (voir la partie Physico-chimie du présent ouvrage). D'autre part, Bouchard et Millet (1993) ont déduit des données de

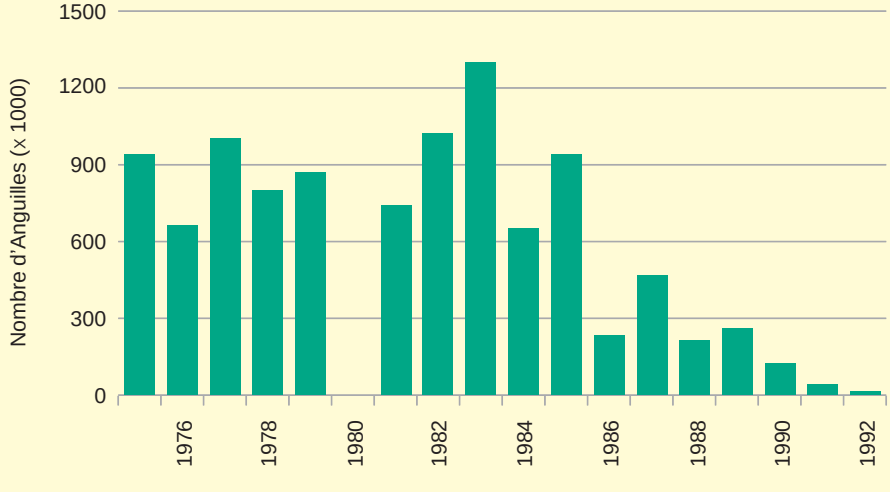
Complément d'information

L'ANGUILLE D'AMÉRIQUE CONNAÎT DES JOURS DIFFICILES

Après avoir atteint le Saint-Laurent comme civelle, la jeune Anguille entreprend d'en remonter le cours. Certains individus s'établissent dans le lit principal du fleuve, mais la majorité remonte les tributaires pour s'y installer jusqu'à l'âge de la maturité (entre 10 et 12 ans). La montaison des Anguilles dure au moins quatre ans, et une fraction importante des juvéniles se rendent jusqu'au lac Ontario. Une installation de comptage, établie au barrage Moses-Saunders près de Cornwall, a permis de documenter un déclin alarmant de la montaison : 1 293 570 juvéniles ont été interceptés en 1983, mais ce nombre n'était plus que de 11 533 en 1992. Une chute de recrutement de cette ampleur annonce un déclin de la pêche commerciale dans les eaux du fleuve à compter de 1996. À ce moment, les individus appartenant aux cohortes de plus en plus faibles qui ont remonté le fleuve entre 1986 et 1992 commenceront à retourner vers l'Atlantique.

À quoi faut-il attribuer ce déclin? En remontant le temps, on peut penser que le faible recrutement observé au barrage Moses-Saunders entre 1986 et 1992 résulte d'une diminution dans l'effort de reproduction des poissons adultes qui ont participé à la dévalaison entre 1980 et 1986. Les captures commerciales moyennes annuelles d'Anguilles du Saint-Laurent (fleuve et lac Ontario) sont passées de 715 tonnes pour la période de 1975-1981 à 537 tonnes durant la période de 1984-1991, soit une chute de 25 p. 100. Ce chiffre ne tient pas compte de la réduction de 275 tonnes imposée par l'embargo de l'Allemagne en 1982-1983 en raison des teneurs élevées en mirex de la chair des Anguilles pêchées dans le Saint-Laurent. Toutefois, l'absence d'informations sur l'effort de pêche à l'Anguille d'Amérique sur toute

Dénombrement des jeunes Anguilles d'Amérique à la passe migratoire du barrage Moses-Saunders à Cornwall (1975-1992)



Remarque. – L'absence de colonne signale un manque d'informations.

Sources : À partir des données de Eckersley, 1982; Hendrick, 1991; Castonguay et al., *1994a.*

l'aire de répartition de l'espèce durant une longue période ne nous permet pas de conclure qu'une pression de pêche excessive dans le Saint-Laurent soit la cause principale du déclin radical enregistré à partir de 1986.

Deux autres hypothèses mettent en cause la contamination du milieu par des substances toxiques et les modifications physiques des habitats des Anguilles. Des mortalités massives ont été observées dans le passé et attribuées à des dommages aux branchies causés soit par des facteurs mécaniques (turbines des barrages hydroélectriques, engins de pêche, prédateurs et bateaux) ou parce que les Anguilles devaient traverser des masses d'eaux très polluées durant une bonne partie de leur vie. Or, les Anguilles atteintes de lésions aux branchies n'étaient ni plus ni moins contaminées que les Anguilles en santé examinées; on ne peut donc pas expliquer les mortalités observées par une intoxication chronique.

Aucun véritable lien n'a pu être établi par les chercheurs entre le moment où la population d'Anguilles s'est mise à décroître et la contamination des Anguilles par des produits chimiques ou la perturbation de leurs habitats par des travaux liés en majorité à la construction de la voie maritime. Ce lien semble improbable, étant donné les longs délais observés entre ces événements et la décroissance enregistrée dans la population d'Anguilles. Toutefois, on ne peut exclure le fait que ces deux causes ont pu avoir un impact sur leur déclin, même si cet impact a été retardé par une cause que nous ignorons.

Un déclin similaire a été observé pour les deux espèces d'Anguilles qui frayent dans la mer des Sargasses, soit l'Anguille d'Amérique et l'Anguille d'Europe. La coïncidence de ces événements pourrait impliquer une cause plus globale, à savoir des changements océaniques qui auraient affecté ces deux espèces. Ces changements influenceraient la migration ou la fraie des adultes, le transport, la survie, la croissance et le développement des larves d'Anguilles durant leur migration vers le continent. Les larves d'Anguilles qui naissent dans la mer des Sargasses dérivent ensuite vers le continent, portées par le Gulf Stream. Or, on a observé un affaiblissement de la vitesse du Gulf Stream dans les années 1980. Un courant plus lent pourrait interférer avec le transport des larves et entraîner les déclins observés chez les deux espèces d'Anguilles. En outre, les processus physiques associés au transport des larves peuvent avoir été perturbés par le réchauffement climatique et les changements océaniques dans le nord-ouest de l'Atlantique qui y sont reliés.

Quoi qu'il en soit, aucune de ces causes n'a pu être liée clairement au déclin des populations d'Anguilles. Elles sont toutes difficiles à vérifier, étant donné la complexité du cycle de vie des Anguilles. Il est probable que ce déclin soit dû à une combinaison de causes qui agissent concurremment. Il se peut que le déclin soit dû principalement à des conditions océaniques mais que les trois autres causes (contamination par des substances chimiques, modification des habitats et pêche commerciale excessive) l'aient amplifié en réduisant le nombre d'Anguilles qui retournent vers la mer des Sargasses pour frayer. Il existe peu d'informations qui permettent d'évaluer la synergie des différentes causes et leur rôle respectif dans le déclin des Anguilles.

Les chercheurs croient que la diminution du nombre d'Anguilles risque d'avoir des répercussions sur le stock d'Anguilles du nord-ouest de l'Atlantique. L'aire de répartition de cette espèce comprend le Saint-Laurent, les Grands Lacs ainsi qu'une bonne partie des tributaires de la côte est de l'Amérique du Nord, du golfe du Mexique jusqu'au Labrador et au Groenland. Le Saint-Laurent abrite une fraction significative du contingent de femelles de ce stock; à remarquer que seulement des femelles remontent le fleuve. Leur disparition présumée dans le contingent qui atteindra la mer des Sargasses au cours de la prochaine décennie pourra contribuer à déstabiliser la population du nord-ouest de l'Atlantique, laquelle constitue une seule et même population. Les captures d'Anguille d'Amérique dans le Saint-Laurent ont oscillé beaucoup dans le passé, mais certains experts voient, dans la situation actuelle, des éléments nouveaux et inquiétants.

Sources : Castonguay et al., *1994a ; 1994b.*

Robitaille *et al.* (1988) et de celles de Marquis *et al.* (1991) qu'entre 1945 et 1988, près de 9000 ha de l'habitat des poissons ont subi des modifications (tableau 2.19).

TABLEAU 2.19

Modifications physiques subies par l'habitat du poisson entre 1945 et 1988 : superficie touchée par type d'habitats du tronçon fluvial

Habitat	Superficie touchée selon le secteur (ha)			
	De Cornwall à la fin du lac Saint-Louis	De la fin du lac Saint-Louis à Varennes	De Varennes à Contrecœur	De Contrecœur à la fin du lac Saint-Pierre
Herbier immergé	351	1083	83	334
Herbier riverain	22	338	555	338
Eaux profondes	719	1589	163	3526
Arboraie ou arbustaie humide	127	14	–	99
Herbier riverain et eaux profondes	–	2	–	–
Total	**1219**	**3026**	**801**	**4297**

Sources : Bouchard et Millet, 1993, à partir des données de Gilles Shooner et Associés inc., 1988, 1991b.

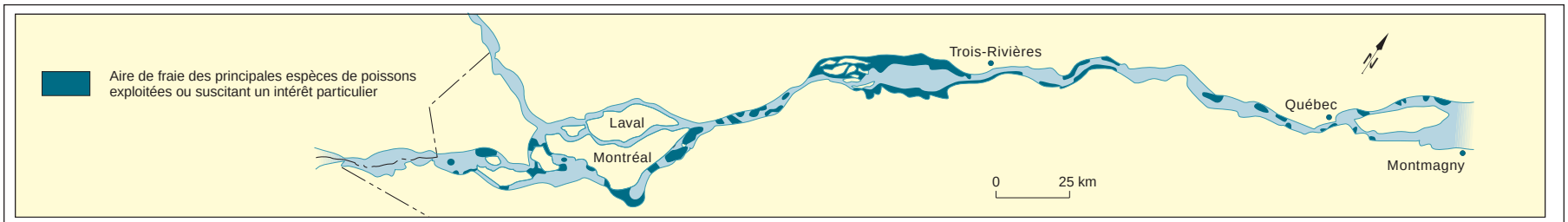
Les empiétements par le remblayage, qui ont touché surtout le secteur de l'archipel de Montréal, se sont produits à un rythme rapide au cours de la construction de la voie maritime, de 1954 à 1959, puis au moment de l'agrandissement des îles Sainte-Hélène et Notre-Dame de 1964 à 1967. Quant à l'assèchement des aires inondées, il vise le plus souvent à agrandir des pâturages ou à permettre de hâter les semences de certaines cultures qui requièrent une longue saison de croissance. Ce type de perturbation se produit surtout dans la région du lac Saint-Pierre et des îles de Sorel.

Ces perturbations ont pour effet de réduire le recrutement chez les espèces qui utilisent ces habitats pour la fraie et l'alevinage. La figure 2.34 montre l'emplacement des sites de fraie de plusieurs espèces de poissons du fleuve. Therrien *et al.* (1991) ont produit un répertoire des sites de reproduction qui montre l'importance relative des diverses sections du tronçon fluvial pour ce groupe d'organismes.

Certains ouvrages destinés à contrôler le débit ou à concentrer l'écoulement dans la voie maritime semblent avoir eu un impact considérable sur l'abondance de certaines espèces. L'un des cas les plus exemplaires est celui de l'Alose savoureuse qui remontait autrefois de l'Atlantique jusqu'à la rivière des Outaouais pour frayer. La construction de barrages sur sa route de migration, puis l'aménagement de la voie maritime de navigation dans le fleuve semblent

FIGURE 2.34

Caractérisation des frayères des principales espèces de poissons de Cornwall à Montmagny



ESPÈCES		LOCALISATION DES SITES DE FRAIE
1	Grand Corégone	
2	Éperlan arc-en-ciel	
3	Crapet de roche	
4	Perchaude	
5	Meunier noir	
6	Crapet-soleil	
7	Grand Brochet	
8	Barbotte brune	
9	Marigane noire	
10	Meunier rouge	
11	Esturgeon jaune	
12	Alose savoureuse	
13	Doré sp.	
14	Barbue de rivière	
15	Meunier sp.	
16	Omble de fontaine	
17	Poulamon atlantique	
18	Suceur cuivré	

CARACTÉRISATION DES HABITATS DE FRAIE

Espèces	Courant (cm/s)	Profondeur (m)	Substrat*	Végétation**	Température (C°)
Grand Corégone	0 - 200	0,0 - 7,0	SVGR	A	2 - 10
Crapet de roche	0 - 40	0,0 - 2,0	ASVR	HS	15 - 21
Perchaude	0 - 20	0,5 - 3,0	LASV	HTI, HSAE	7 - 12
Meunier noir	0 - 110	0,3 - 2,3	SVGR	A	9 - 18
Crapet-soleil	0 - 20	0,1 - 0,3	ASVR	HS	20 - 28
Grand Brochet	0 - 20	0,1 - 1,2	LA	HTIG	4 - 15
Barbotte brune	0 - 60	0,1 - 1,2	LASV	HSAE, HS	16 - 26
Marigane noire	0 - 20	0,2 - 2,5	LSV	HSAE, HS	18 - 20
Meunier rouge	0 - 45	0,1 - 0,3	SVG	AC	5 - 18
Esturgeon jaune	≥ 10	0,6 - 4,0	SVGR	A	8 - 18
Alose savoureuse	≥ 20	0,5 - 2,0	SVG	A	12 - 18
Doré sp.	0 - 200	0,1 - 1,5	SVGR	AC	3 - 11
Barbue de rivière	0 - 60	0,6 - 1,8	LS	HS	20 - 30
Omble de fontaine	≥ 20	0,0 - 0,6	VGR	A	5 - 10
Poulamon atlantique	≥ 10	0,0 - 4,0	SV	A	0 - 4
Suceur cuivré	modéré	1,5 - 2,0	GR	P	≥18

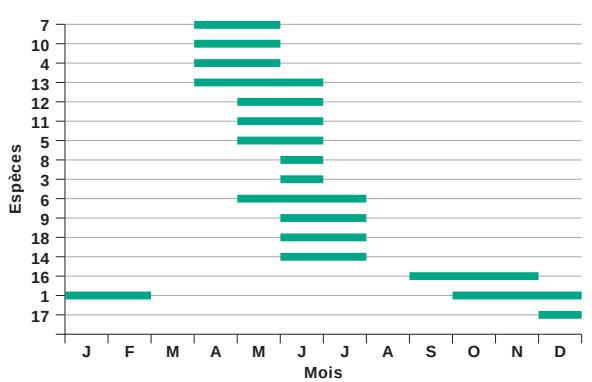
***SUBSTRAT**

A	Argile
L	Limon
S	Sable
V	Gravier
G	Galet
R	Roc

****VÉGÉTATION**

A	Absence de végétation
AC	Végétation absente ou clairsemée
HS	Herbaçaie submergée
HSAE	Herbaçaie semi-aquatique émergente
HTI	Herbaçaie terrestre inondée
HTIG	Herbaçaie terrestre inondée de type graminoïde
P	Présence de végétation non spécifiée

PÉRIODE DE FRAIE



Sources : CSL, 1993, à partir des données de Shooner inc., 1990.

être à l'origine du déclin de cette espèce (Provost *et al.*, 1984). Pour des raisons similaires, la population d'Esturgeon jaune du lac Saint-François, isolée de ses frayères par le barrage de Beauharnois, est aujourd'hui en danger de s'éteindre (Dumont *et al.*, 1987).

La canalisation et l'accroissement de la circulation maritime ont aussi touché les communautés aquatiques de cette partie du fleuve. Le lac Saint-Louis, où le Maskinongé maintenait jusqu'en 1930 une population importante (Fry *et al.*, 1941), a subi au cours des décennies suivantes des changements physiques qui se sont traduits par des modifications importantes de la végétation aquatique. On y reconnaissait autrefois deux sections très différentes, la première aux eaux rapides et la seconde à écoulement calme sur un fond argilo-sableux (Frère Marie-Victorin, 1934). Trente ans plus tard, on considérait que les deux parties présentaient une flore aquatique et riparienne pratiquement identiques (Pageau et Lévesque, 1964). La végétation aquatique a envahi une bonne partie du lac après le creusage de la voie maritime, ne laissant en eau libre que la voie maritime même. Cette modification semble avoir accru la superficie des habitats propices au Grand Brochet, en empiétant sur ceux du Maskinongé. De plus, la canalisation aurait fait disparaître de nombreux sites de fraie de ce dernier (Lebeau, 1983).

Des changements analogues ont été observés de part et d'autre de la voie maritime, dans l'archipel du lac Saint-Pierre. La canalisation du Saint-Laurent a eu pour effet de laminer l'écoulement, les eaux de la voie maritime se mélangeant peu, désormais, à celles des rives (Frenette et Verrette, 1976). Les modifications des régimes thermique et sédimentaire de ces plans d'eau ont eu un effet visible sur leur végétation aquatique. Il est fort probable qu'une modification profonde des communautés ichtyennes en ait aussi résulté; dans le lac Saint-Pierre, les recaptures de Perchaudes étiquetées ont mis en évidence des déplacements sur de longues distances, parallèlement à la voie maritime, mais rarement en travers de cette dernière (Leclerc, 1987).

Enfin, l'accélération du courant dans la voie maritime et les vagues engendrées par les navires semblent déranger les poissons. Des inventaires ont démontré que les sites exposés au batillage étaient nettement moins fréquentés que ceux qui en étaient protégés (Massé et Mongeau, 1976). De plus, le batillage en érodant les berges peut détruire les herbiers aquatiques qui sont souvent d'importantes aires d'alevinage.

2.5.1.4 Espèces exotiques

Les communautés de poissons du tronçon fluvial du Saint-Laurent comptent aujourd'hui plusieurs espèces exotiques, principalement des Salmonidés introduits dans la partie québécoise du fleuve même ou dans les Grands Lacs pour la

pêche sportive. Certains de ces poissons ont établi des populations importantes et entrent en compétition avec les espèces indigènes. La Truite arc-en-ciel, ensemencée en grande quantité autour de Montréal, semble étendre sa distribution vers l'estuaire. Elle a déjà colonisé plusieurs rivières où elle est devenue un compétiteur sérieux des tacons de Saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*). Une espèce introduite d'Europe, la Carpe, est omniprésente dans les eaux baignant les îles de Montréal, et on peut présumer que sa prolifération a pu avoir des effets sur des espèces indigènes.

2.5.2 ESTUAIRE FLUVIAL

Dans l'estuaire fluvial, la caractéristique du milieu la plus déterminante pour les communautés ichtyennes est la marée. La forme en entonnoir du bassin fait que l'onde de marée, qui le remonte deux fois par jour, produit un marnage maximal dépassant 6 m au niveau de Québec et de l'île d'Orléans. Le flot engendre aussi un renversement du courant jusqu'au niveau de Portneuf et un ralentissement de l'écoulement fluvial jusqu'à Trois-Rivières. Ces conditions favorisent la sédimentation des matières en suspension et la création d'estrans vaseux.

Au jusant, le débit de la marée s'ajoute à celui du fleuve, et l'écoulement se concentre graduellement dans la voie maritime, à mesure que le niveau de l'eau s'abaisse. Ces facteurs y portent les vitesses d'écoulement à 2,75 m/s, ce qui accroît la capacité de transport des matières en suspension. Au fil des millénaires, le Saint-Laurent a ainsi creusé son lit dans la roche sédimentaire, pour se trouver bordé de falaises s'élevant progressivement entre le lac Saint-Pierre et Québec.

La diversité des espèces résidantes est ici moindre que dans la section sans marée. Par contre, les poissons qui peuvent s'accommoder de ces conditions sont d'ordinaire abondants, car la productivité biologique peut être élevée, particulièrement dans les zones de mélange des eaux et dans la frange intertidale.

Le tableau 2.20 fournit une liste d'espèces présentes dans cette portion du fleuve. Cette liste, établie à partir des travaux de Ghanimé *et al*. (1990), est partielle, et l'on se référera à la liste originale pour de plus amples détails. Le tableau 2.20 présente les espèces que ces auteurs ont trouvées associées aux deux régions biogéographiques correspondantes à l'estuaire fluvial (la région I du tronçon fluvial et la région dite «de Québec», Ghanimé *et al.*, 1990). On y note plusieurs espèces ayant des frayères cartographiées dans cette portion du fleuve (figure 2.34) et quelques-unes assez fréquentes en provenance des eaux plus salées. Ce dernier segment d'eau douce représente la limite amont de la pénétration d'espèces d'eaux saumâtres et salées telles que l'Épinoche à trois épines, l'Épinoche tachetée ou la Plie lisse. Des Lamproies marines et argentées ont été observées. On a

TABLEAU 2.20

Liste partielle des espèces de poissons présentes dans l'estuaire fluvial

Nom français	Nom latin	Habitat préférentiel
Achigan à grande bouche	*Micropterus salmoides*	El
Achigan à petite bouche	*Micropterus dolomieui*	El
Alose savoureuse	*Alosa sapidissima*	El
Alose à gésier	*Dorosoma cepedianum*	H
Anguille d'Amérique	*Anguilla rostrata*	El, B
Bar blanc	*Morone chrysops*	El
Bar rayé	*Morone saxatilis*	El
Barbotte brune	*Ictalurus nebulosus*	B
Barbotte des rapides	*Noturus flavus*	B
Barbue de rivière	*Ictalurus punctatus*	B
Baret	*Morone americana*	El
Crapets de roche	*Ambloplites rupestris*	H
Carpe	*Cyprinus carpio*	El, H, B
Crapet-soleil	*Lepomis gibbosus*	H
Chatte de l'Est	*Notemigonus crysoleucas*	H
Couette	*Carpiodes cyprinus*	B
Dard-perche	*Percina caprodes*	B
Doré noir	*Stizostedion canadense*	El
Doré jaune	*Stizostedion vitreum*	El
Éperlan arc-en-ciel	*Osmerus mordax*	El
Esturgeon jaune	*Acipenser fulvescens*	B
Fondule barré	*Fundulus diaphanus*	H
Gaspareau	*Alosa pseudoharengus*	El
Grand Brochet	*Esox lucius*	H
Grand Corégone	*Coregonus clupeaformis*	B, El
Laquaiche argentée	*Hiodon tergisus*	B
Lamproie marine	*Petromyzon marinus*	El, B
Lépisosté osseux	*Lepisosteus osseus*	H, B
Lotte	*Lota lota*	El, B
Malachigan	*Aplodinotus grunniens*	B,
Marigane noire	*Pomoxis nigromaculatus*	H
Maskinongé	*Esox maskinongy*	H, El
Méné à nageoires rouges	*Notropis cornutus*	H, El
Meunier noir	*Catostomus commersoni*	B, H, El
Meunier rouge	*Catostomus catostomus*	B
Mulet à cornes	*Semotilus atromaculatus*	H, El
Omble de fontaine	*Salvelinus fontinalis*	El
Ouitouche	*Semotilus corporalis*	B, El
Perchaude	*Perca flavescens*	H, El
Poisson-castor	*Amia calva*	H, B
Queue à tache noire	*Notropis hudsonius*	El, H
Suceur blanc	*Moxostoma anisurum*	B
Suceur rouge	*Moxostoma macrolepidotum*	B
Truite arc-en-ciel	*Oncorhynchus mykiss*	El
Truite brune	*Salmo trutta*	El

Légende. – B : habitats benthiques; El : eaux libres; H : herbiers.

Sources : À partir des données de Scott et Crossman, 1974; Scott et Scott, 1988; Ghanimé et al., *1990; Langlois* et al., *1992.*

également noté la présence de certaines espèces très rares dans le fleuve, dont le Saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*), le Touladi (*Salvelinus namaycush*) et le Carassin (*Carassius vulgaris*) (Ghanimé *et al.*, 1990).

Plusieurs de ces espèces, tels l'Alose savoureuse, le Bar rayé et le Poulamon atlantique, ne viennent dans ce secteur du fleuve que lors de leur migration (Bouchard et Millet, 1993). Ces trois espèces font aussi partie de la liste des espèces prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent (tableau 2.18).

Malgré le ralentissement de courant par les marées qui la caractérise, la partie amont de l'estuaire fluvial abrite des frayères de plusieurs espèces de poissons fréquentes dans le tronçon fluvial (figure 2.34). Toutefois, la partie aval, c'est-à-dire la région soumise aux marées proprement dites (entre Grondines et Québec), ne permet plus qu'à une demi-douzaine d'espèces de frayer.

Peu d'espèces peuvent frayer dans un milieu où les conditions physiques (température, profondeur de l'eau, matières en suspension, vitesse du courant) fluctuent de façon aussi accentuée et rapide. Pour se reproduire, la plupart des poissons migrent donc au-delà de la zone d'influence des marées. Or, plusieurs des tributaires du Saint-Laurent, dans la région de Québec, sont inaccessibles en raison de leur dénivellation ou parce que des barrages y ont été construits à compter du 19^{e} siècle. Pour la majorité des espèces, les migrations se font dans le fleuve même, en amont de Québec.

2.5.2.1 Contamination par des substances toxiques

La plupart des espèces capturées par les pêcheurs dans l'ensemble de la région, y compris les poissons prédateurs, présentent des concentrations de substances toxiques inférieures aux limites admissibles pour la commercialisation. Un cas de contamination sévère a été celui de la contamination de l'Anguille pêchée dans l'estuaire fluvial (Dutil *et al.*, 1985). Certains auteurs ont émis l'hypothèse qu'elle est un des vecteurs de la contamination des Bélugas du fleuve (Béland *et al.*, 1992; Hodson *et al.*, 1992). Toutefois, le taux de contamination par les BPC et le mirex de cette population a chuté de 68 et 56 p. 100 respectivement entre 1982 et 1990 (Hodson *et al.*, 1992). De plus, l'examen de la figure 2.31 permet de constater que seul le Doré jaune possède des concentrations moyennes de mercure dépassant la directive de mise en marché (0,5 mg/kg). Les Grands Brochets de ce secteur semblent moins contaminés que ceux du tronçon fluvial. Les concentrations de BPC dans la chair des Doré jaune, Grand Brochet, Perchaude et Barbotte brune ne diffèrent pas de ce qu'elles étaient chez les poissons étudiés dans la section précédente (figure 2.32); ces concentrations ne dépassent pas la directive fédérale de consommation humaine (2 mg/kg).

Les activités agricoles dans le bassin versant de certains tributaires ont eu un impact considérable sur au moins une population de poissons de l'estuaire. L'enrichissement des eaux de la rivière Boyer (immédiatement en aval de Québec) par l'épandage abusif de lisier de porc a accéléré la croissance d'algues filamenteuses sur le lit de ce cours d'eau (Robitaille et Vigneault, 1990). Ces algues empêchent les œufs d'Éperlan arc-en-ciel d'adhérer aux pierres lors de la fraie. La rivière Boyer était le principal site de reproduction d'un des quatre stocks connus d'Éperlan anadrome, celui de l'estuaire, et sa destruction affecte l'abondance du poisson dans une grande partie de ses aires d'alimentation (Robitaille et Vigneault, 1990). Cependant, les autres populations d'Éperlan arc-en-ciel (baie des Chaleurs, Saguenay et Côte-Nord) semblent en bon état.

Enfin, on peut mentionner, à la lumière de l'expérience des dernières années, que les risques d'accidents environnementaux dans ce secteur sont surtout liés aux activités de transbordement d'hydrocarbures. Des déversements se sont en effet produits à plusieurs occasions (voir la partie Socio-économie), en dépit de toutes les précautions prises. Jusqu'ici, ces incidents n'ont pas touché des habitats critiques du poisson. Cependant, le hasard pourrait bien un jour faire en sorte qu'un déversement ait des conséquences désastreuses pour certaines espèces ou pour des habitats importants.

2.5.2.2 Pêches

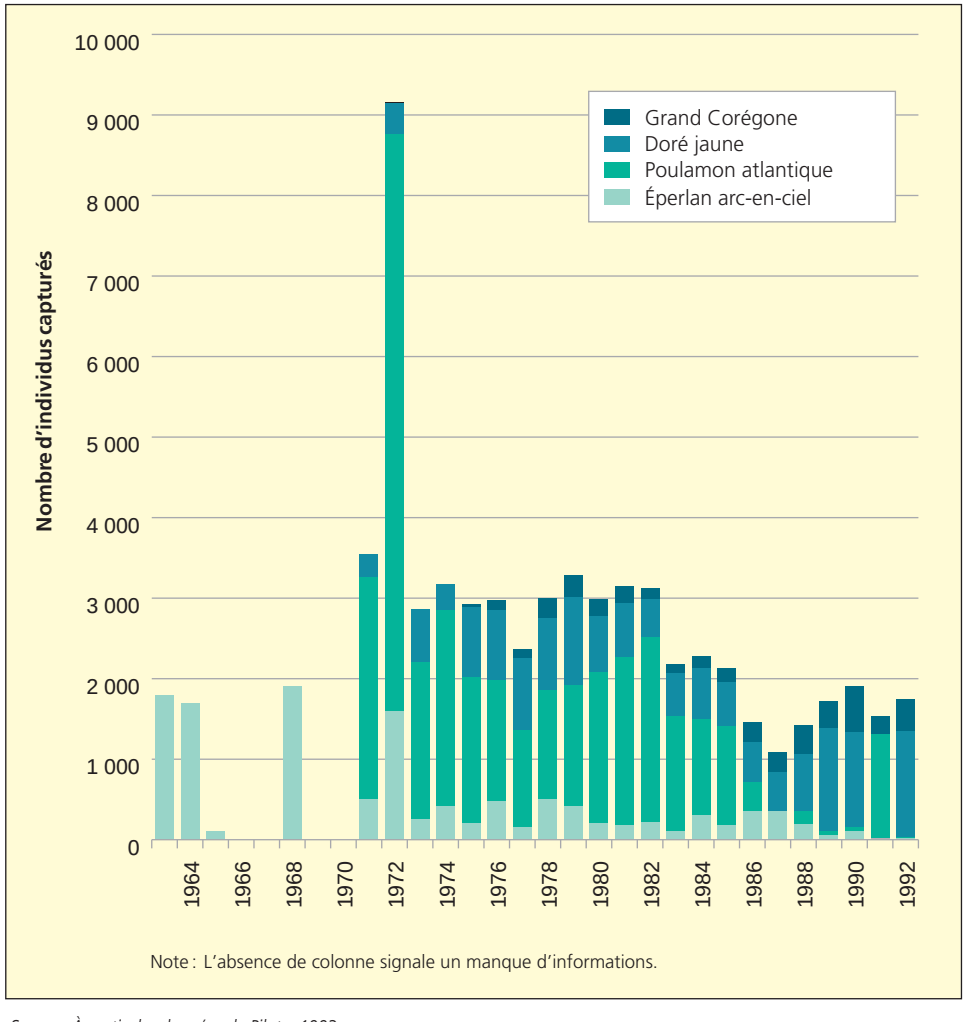
Les migrations de plusieurs poissons pemettent de maintenir une certaine pêche commerciale ou sportive dans ce secteur du fleuve. L'Anguille d'Amérique, l'Esturgeon noir, l'Alose savoureuse, le Poulamon atlantique et l'Éperlan arc-en-ciel représentent près de la moitié des débarquements annuels associés aux deux types de pêches.

Afin de s'approvisionner en poissons indigènes, l'Aquarium du Québec a institué une pêche fixe en activité pendant six mois de l'année depuis trente ans (Robitaille *et al.*, 1987). Parmi les quatre espèces présentées à la figure 2.35, le Doré jaune et le Grand Corégone ont un nombre d'individus capturés stable ou possiblement en augmentation, tandis que les captures de Poulamon atlantique et d'Éperlan arc-en-ciel montrent des signes de baisse assez marqués. La signification écologique de ces résultats reste toutefois à être interprétée.

2.5.2.3 Modifications physiques de l'habitat

Les changements les plus importants dans les communautés de poissons de l'estuaire fluvial et de l'estuaire moyen coïncident avec l'élargissement du chenal de navigation et la construction de la voie maritime, entre 1954 et 1959, puis avec sa mise en service, en 1960 (Robitaille *et al.*, 1988). Ces modifications ont touché un grand nombre de milieux différents, comme le montre le tableau 2.21.

FIGURE 2.35
Captures annuelles de quatre espèces de poissons de la pêche fixe de l'Aquarium du Québec



Source : À partir des données de Pilote, 1993.

Le chenal naturel du Saint-Laurent avait été élargi à certains endroits pour faciliter le passage des navires au cours des deux siècles précédents. Cependant, ces aménagements étaient mineurs en comparaison des travaux effectués dans les années 1950, qui ont nécessité le dynamitage et l'enlèvement de millions de mètres cubes de roc pour porter la largeur du chenal à 224 m et sa profondeur à 10,7 m. Ces opérations ont fait disparaître des sections de rapides qui agissaient jusque-là comme seuils régulateurs. Ces modifications du lit ont eu pour effet de laminer davantage l'écoulement et de concentrer jusqu'à 90 p. 100 du débit dans la voie maritime, à certains endroits (Frenette et Verrette, 1976).

À l'époque même des travaux d'élargissement du chenal, une mortalité massive de Dorés jaunes, d'Esturgeons jaunes et de Bars rayés avait été rapportée (Vladykov, 1959), et les pêcheurs commerciaux s'étaient plaints, mais en vain (Labrecque, 1993). Leurs appréhensions devaient se matérialiser au cours des années suivantes, alors qu'on a assisté d'abord à des changements dans

TABLEAU 2.21

Modifications physiques subies par l'habitat du poisson entre 1945 et 1988 : superficie touchée par type d'habitats de l'estuaire fluvial

Habitat	Superficie touchée (ha)	
	Fin du lac Saint-Pierre à Beauport	De Beauport à Cap-Tourmente
Herbier immergé	100	–
Herbier riverain	340	30
Eaux profondes	3950	1134
Arboraie ou arbustaie humide	130	26
Estran ou littoral vaseux	200	7
Herbier salé	10	–
Herbier riverain et eaux profondes	20	–
Total	**4750**	**1197**

Sources : Bouchard et Millet, 1993, à partir des données de Gilles Shooner et Associés inc., 1988, 1991b.

la répartition géographique des débarquements de Bar rayé, d'Alose savoureuse, d'Esturgeon noir et de Poulamon atlantique, puis à une réduction des prises totales de chacune des espèces (Robitaille *et al.*, 1988). Le seul poisson anadrome qui a semblé peu touché, à l'époque, était l'Éperlan arc-en-ciel, qui fraye dans des tributaires de la rive sud, juste en aval de Québec.

L'impact le plus visible de la circulation maritime est la mortalité et les blessures rapportées sur de nombreux poissons, particulièrement au début des années 1960 (Labrecque, 1993). Dans une section d'une douzaine de kilomètres, les géniteurs devaient emprunter la voie maritime de navigation pour remonter vers leurs aires de fraie, ce qui les forçait à se rapprocher des navires et les exposait à être aspirés par l'hélice. Cependant, les effets du passage des bateaux sur les larves plus fragiles, qui empruntent la voie maritime en sens inverse et qui ont une capacité natatoire moindre, pourraient être encore plus importants. À compter de 1960, la circulation maritime au niveau de Québec s'est accrue pour atteindre, en peu de temps, plus de 11 000 passages de navires par an en 1991, surtout concentrés à l'automne (voir la partie Socio-économie). La saison de navigation s'est par ailleurs allongée, et les ports du Saint-Laurent sont désormais accessibles jusqu'à Montréal pendant toute l'année.

Le Bar rayé, dont les aires d'alimentation étaient en aval de Québec et celles de reproduction en amont, a disparu en moins de dix ans. Les derniers juvéniles de cette espèce ont été échantillonnés en 1962; on n'a rapporté aucune prise commerciale après 1965 (Robitaille et Ouellette, 1991), quoique quelques spécimens soient encore répertoriés à l'occasion (Bouchard et Millet, 1993).

Pour sa part, le Poulamon atlantique semble avoir maintenu un effectif important même après 1960, peut-être parce qu'il migre l'hiver, après le pic de circulation maritime. Cependant, il ne fréquente plus que les premiers tributaires de la rive nord auxquels il a accès (Hart *et al.*, 1991), alors qu'il était autrefois assez abondant sur les deux rives pour être pêché jusqu'au lac Saint-Pierre (Cuerrier, 1966). Par ailleurs, cette espèce a montré au cours des dernières années des fluctuations importantes dans la force de ses diverses classes d'âges (Mailhot *et al.*, 1988).

Enfin, l'Alose savoureuse, déjà en difficulté par la construction de barrages autour de Montréal, a aussi subi une autre baisse de ses débarquements à compter de 1960 (Provost *et al.*, 1984).

Les débarquements annuels d'Anguilles d'Amérique, une espèce catadrome, se maintenaient autour de 300 t par année et se concentraient surtout dans la région de Québec et de l'île d'Orléans jusqu'à la fin des années 1950. À compter de 1958, les prises ont diminué rapidement autour de Québec, tandis qu'elles augmentaient au lac Saint-Pierre et en eau salée (Robitaille *et al.*, 1988). Entre ces deux endroits, une mortalité massive a commencé à se manifester à partir de 1960, avec une intensité variable selon les années (Labrecque, 1993). On a pu déterminer que la cause immédiate de cette mortalité était un débalancement du système osmo-régulateur : les cellules à chlorure des branchies, qui ne devraient commencer à excréter des sels qu'une fois le poisson parvenu en eau salée, subissaient un déclenchement prématuré de leur activité, possiblement causé par un ralentissement de la dévalaison en raison des obstacles (Dutil, 1984).

L'aménagement de la voie maritime et son utilisation pour la navigation ont donc eu de graves effets sur la communauté pisciaire du tronçon fluvial et du moyen estuaire, avec la quasi-suppression de sa composante anadrome. Toutes les espèces qui migraient autrefois en amont de Québec ont montré une réduction importante de leur abondance et de leur distribution.

En comparaison de la situation décrite précédemment dans le tronçon fluvial, les empiétements subis par les habitats aquatiques et riverains le long de l'estuaire fluvial sont peu nombreux. Les principales pertes d'habitats ont été occasionnées par la création, avec du matériel dragué, de l'île aux Sternes (à la sortie du lac Saint-Pierre), par la construction des quais de Bécancour et de Portneuf et par le remblayage le long de la rive nord, à proximité de Québec (le boulevard Champlain et celui des battures de Beauport), dans les décennies 1960 et 1970 (Robitaille *et al.*, 1988).

2.5.2.4 Espèces exotiques

Les espèces exotiques présentes dans le tronçon fluvial le sont aussi dans l'estuaire fluvial (Ghanimé *et al.*, 1990). La Truite arc-en-ciel, qui semble étendre sa distribution, se retrouve dans l'estuaire; il en est de même pour la Carpe. Il semble exister peu d'information qui documente l'impact de ces espèces exotiques sur les espèces indigènes, mais leur accroissement dans l'estuaire pourrait sans doute être interprété comme une augmentation de la compétition avec les espèces indigènes qui ont les mêmes besoins.

2.5.3 MOYEN ESTUAIRE

Dans cette région du Saint-Laurent, les habitats en eaux peu profondes forment une frange étroite le long du littoral. Les herbiers, bien qu'abondants par endroits, sont régulièrement exondés, ce qui en limite l'utilisation comme abri ou comme site d'alimentation par les poissons juvéniles (Dutil et Fortin, 1983). Les changements de niveau imposent des déplacements continuels aux poissons qui exploitent les ressources de cette zone. Ainsi, les espèces typiquement marines et saumâtres telles que le Capelan, le Hareng, la Plie, la Poule de mer et le Poulamon se rencontrent partout dans le moyen estuaire (tableau 2.22). Toutefois, dans ce secteur, le mélange des eaux douces et salées est complet du côté sud, tandis que du côté nord, en amont de l'île aux Coudres, les eaux demeurent partiellement stratifiées. Ainsi, dans la région nord délimitée par un triangle dont les sommets sont la pointe est de l'île d'Orléans, l'île aux Coudres et Rivière-du-Loup, on note la présence d'espèces typiquement d'eau douce, soit la Carpe, la Barbotte brune, le Meunier noir, la Barbue de rivière, le Doré jaune et le Bar rayé (Ghanimé *et al.*, 1990). Le tableau 2.22 fournit la liste des poissons que Ghanimé *et al.* (1990) ont recensés dans le moyen estuaire.

Les communautés ichtyennes de ce secteur du Saint-Laurent sont dominées par les poissons migrateurs. Les poissons les plus abondants, l'Éperlan arc-en-ciel et le Poulamon atlantique, fraient en amont de la zone des marées. Les larves dévalent ensuite jusqu'à la zone partiellement stratifiée, entre l'île d'Orléans et l'île aux Coudres. Elles réussissent à se maintenir dans ce tronçon et à échapper à la dérive (tout comme du reste les Copépodes et les Mysidacés dont elles se nourrissent) en effectuant des migrations verticales biquotidiennes selon l'état de la marée (Ouellet et Dodson, 1985; Laprise et Dodson, 1989). Après leur métamorphose, les juvéniles se déplacent vers les eaux du littoral pour y compléter leur croissance préreproductrice (Dutil et Fortin, 1983). D'autres, comme le Hareng atlantique, fraient autour de l'île aux Lièvres, en amont de l'embouchure du Saguenay.

2.5.3.1 Contamination par des substances toxiques

Dans le moyen estuaire, la qualité des eaux est en général meilleure que dans le tronçon fluvial, avec les exceptions suivantes : dans le voisinage immédiat des effluents industriels et domestiques locaux, dans certaines zones de sédimentation de l'archipel de Montmagny et dans le bouchon de turbidité du moyen

TABLEAU 2.22
Liste partielle des espèces de poissons présentes dans le moyen estuaire

Nom français	Nom latin	Habitat préférentiel
Eau douce		
Anguille d'Amérique	*Anguilla rostrata*	B,El
Barbotte brune	*Ictalurus nebulosus*	B
Bar rayé	*Morone saxatilis*	El
Carpe	*Cyprinus carpio*	B,H,El
Meunier noir	*Catostomus commersoni*	B,H,El
Eau salée		
Alose savoureuse	*Alosa sapidissima*	P
Baret	*Morone americana*	P
Capelan	*Mallotus villosus*	P
Éperlan arc-en-ciel	*Osmerus mordax*	P
Épinoche à trois épines	*Gasterosteus aculeatus*	H
Esturgeon noir	*Acipenser oxyrhynchus*	D
Gaspareau	*Alosa pseudoharengus*	P
Grosse Poule de mer	*Cyclopterus lumpus*	D
Hareng atlantique	*Clupea harengus*	P
Laimargue	*Somniosus microcephalus*	P
Lamproie marine	*Petromyzon marinus*	P,D
Merlu argenté	*Merluccius bilinearis*	D
Petite Poule de mer atlantique	*Eumicrotremus spinosus*	D
Poulamon atlantique	*Microgadus tomcod*	P
Saïda franc	*Boreogadus saida*	P

Légende. – B : benthiques; El : eaux libres; H : herbiers; D : poisson démersal; P : poisson pélagique.

Sources : À partir des données de Scott et Crossman, 1974; Scott et Scott, 1988; Ghanimé et al., *1990.*

estuaire. À ce dernier endroit, les polluants liés aux particules sont remis en circulation par le brassage des courants de marée. Ce phénomène occasionne une contamination modérée des organismes des premiers niveaux trophiques, qui pourrait exposer leurs prédateurs à la bioaccumulation (Gagnon *et al.*, 1990).

Bioindicateurs

Gagnon *et al.* (1992) ont étudié la fréquence d'occurrence de différents types d'anomalies chez des poissons capturés en 1991 dans le moyen estuaire du Saint-Laurent. Leurs résultats démontrent notamment que 37 p. 100 des individus avaient les yeux opaques et que 23 p. 100 contenaient des parasites. Le tableau 2.23 montre la fréquence d'occurrence de yeux opaques et de parasites dans la cavité abdominale des poissons adultes capturés durant la fin de l'été (août à octobre) en 1991 dans les zones intertidales du moyen estuaire du Saint-Laurent.

TABLEAU 2.23

Proportion des poissons adultes capturés avec des yeux opaques ou des parasites dans leur cavité abdominale dans le moyen estuaire du Saint-Laurent en 1991

Espèce	Yeux opaques	Parasites internes*
Meunier rouge	90,1	24,7
Doré noir	64,7	13,7
Doré jaune	66,6	0,0
Grand Corégone	80,0	0,0
Poulamon atlantique	29,5	23,8
Plie lisse	28,2	14,7
Éperlan arc-en-ciel	10,3	35,5
Plie rouge	5,0	2,5
Épinoche à trois épines	0,0	0,0
Chaboisseau bronzé	0,0	0,0

**Nématodes et cestodes dans la cavité abdominale.*

Source : Gagnon et al., *1992.*

Le nombre de cas d'opacité des yeux est plus élevé chez les poissons dulcicoles, particulièrement chez le Meunier rouge (90,1 p. 100) que chez les poissons estuariens comme le Poulamon atlantique (29,5 p. 100) et les poissons marins côtiers. La fréquence d'occurrence chez les espèces estuariennes diminue considérablement de l'amont vers l'aval. Chez toutes les espèces et dans tous les sites d'échantillonnage, la fréquence d'occurrence de ce type d'anomalie augmente considérablement au cours de la période de suivi. Le phénomène de l'opacité des yeux se développe à la fin de l'été et progresse généralement de l'amont vers l'aval.

Quant au parasitisme, ce sont les poissons estuariens qui sont les plus parasités, comme l'Éperlan arc-en-ciel (35,5 p. 100), suivis par les poissons dulcicoles, tel le Meunier rouge (24,7 p. 100). Les espèces marines côtières sont peu parasitées. Comme dans le cas de l'opacité des yeux, le nombre d'individus parasités augmente considérablement au cours de la période de suivi. Le nombre de cas de parasitisme le plus élevé a été observé au centre du moyen estuaire du Saint-Laurent.

2.5.3.2 Pêches

Les migrations auxquelles se livrent la plupart des espèces dans le moyen estuaire font que l'abondance locale de chacune varie au fil des semaines, comme peuvent en témoigner les pêcheurs commerciaux. Ces derniers, qui utilisent des engins fixes, adaptés aux marées, prenaient autrefois en grandes quantités, mais par *coups* saisonniers, l'Anguille d'Amérique, l'Esturgeon noir, le Bar rayé, l'Alose savoureuse, le Poulamon atlantique et l'Éperlan arc-en-ciel. Cette région

TABLEAU 2.24
Modifications physiques subies par l'habitat du poisson entre 1945 et 1988 : superficie touchée par type d'habitats du moyen estuaire

Habitat	Superficie touchée (ha)	
	Cap Tourmente à l'île aux Coudres	Île aux Coudres à Tadoussac
Herbier immmergé	6	3
Herbier riverain	242	250
Eaux profondes	943	169
Arboraie ou arbustaie humide	4	–
Estran ou littoral vaseux	1	52
Estran ou littoral sableux	–	5
Estran ou littoral rocheux	–	8
Herbier salé	–	3
Total	**1196**	**490**

Sources : Bouchard et Millet, 1993 , à partir des données de Gilles Shooner et Associés inc., 1988, 1991b.

supporte ainsi une pêcherie diversifiée mais de faible volume. En effet, les pêches du moyen estuaire représentaient au total moins de 10 p. 100 des débarquements totaux en 1990, la principale espèce étant l'Anguille d'Amérique, avec près de 200 tonnes métriques (Pêches et Océans, 1991).

2.5.3.3 Modifications physiques de l'habitat

On se rappellera que la construction d'aboiteaux destinés à récupérer des marais à des fins agricoles a été une des causes majeures de la perte d'environ 1000 ha d'habitats naturels dans cette partie du Saint-Laurent (Reed et Moisan, 1971; Gauthier *et al.*, 1980). Le tableau 2.24 résume les modifications physiques subies par l'habitat du poisson entre 1945 et 1988 dans cette partie du fleuve.

2.5.4 ESTUAIRE MARITIME ET GOLFE

En mer, la composition des communautés de poissons et l'abondance de leur effectif dépendent de la disponibilité de nourriture dans les aires d'alimentation, du nombre de géniteurs et des conditions environnementales comme la température ou la salinité qui limitent la fréquentation de certains secteurs et imposent à plusieurs populations des migrations annuelles. Par ailleurs, la reproduction peut être affectée par les conditions météorologiques ou océanographiques au moment de la fraie, de l'incubation et de la vie larvaire.

Le tableau 2.25 présente les espèces de poissons caractéristiques de l'estuaire maritime et du golfe. Il comprend des espèces répertoriées dans plus de la moitié des huit régions biogéographiques définies par Ghanimé *et al.* (1990) dans cette partie du fleuve. L'estuaire maritime et le golfe accueillent jusqu'à 95 espèces de poissons (Ghanimé *et al.*, 1990) dont 76 d'eau salée (Ducharme

TABLEAU 2.25
Liste partielle des espèces de poissons présentes dans l'estuaire maritime et le golfe

Nom français	Nom latin	Habitat préférentiel
Agone atlantique	*Leptagonus decagonus*	D
Aiguillat noir	*Centroscyllium fabricii*	P, D
Alose savoureuse	*Alosa sapidissima*	P
Anguille d'Amérique	*Anguilla rostrata*	P
Baudroie d'Amérique	*Lophius americanus*	D
Capelan	*Mallotus villosus*	P
Chaboisseau à épines courtes	*Myoxocephalus scorpius*	D
Hameçon neigeux	*Artediellus uncinatus*	D
Éperlan arc-en-ciel	*Osmerus mordax*	P
Flétan atlantique	*Hippoglossus hippoglossus*	D
Flétan du Groendland	*Reinhardtius hippoglossoides*	D
Grosse Poule de mer	*Cyclopterus lumpus*	D
Hémitriptère atlantique	*Hemitripterus americanus*	D
Lamproie marine	*Petromyzon marinus*	P, D
Lançon d'Amérique	*Ammodytes americanus*	D
Limace atlantique	*Liparis atlanticus*	D
Maquereau bleu	*Scomber scombrus*	P
Maraîche	*Lamna nasus*	P
Mole commun	*Mola mola*	P
Morue franche	*Gadus morhua*	D
Myxine du Nord	*Myxine glutinosa*	D
Ogac	*Gadus ogac*	D
Pélerin	*Cetorhinus maximus*	P
Petite Poule de mer atlantique	*Eumicrotremus spinosus*	D
Plie canadienne	*Hippoglossoides platessoides*	D
Plie grise	*Glyptocephalus cynoglossus*	D
Plie rouge	*Pseudopleuronectes americanus*	D
Raie épineuse	*Raja radiata*	D
Raie lisse	*Raja senta*	D
Saumon de l'Atlantique	*Salmo salar*	P
Sébaste atlantique	*Sebastes mentella*	D
Toupet marbré	*Chirolophis ascanii*	D

Légende. – D : démersal; P : pélagique.

Sources : À partir des données de Scott et Crossman, 1974; Scott et Scott, 1988; Ghanimé et al., *1990.*

et al., 1992). Certaines espèces comme le Saumon de l'Atlantique, le Hareng atlantique, l'Éperlan, l'Anguille d'Amérique, le Sébaste atlantique, la Morue franche, la Plie canadienne, la Plie grise et la Limande à queue jaune (*Limanda ferruginea*) utilisent l'ensemble de l'estuaire maritime et du golfe (Ghanimé *et al.*, 1990).

Cependant, d'autres espèces favorisent soit la partie nord, soit la partie sud du golfe. En effet, celui-ci peut être divisé en deux zones selon les espèces de poissons qui les fréquentent : la zone nord et la zone sud. La première abrite une cinquantaine d'espèces, dont les principales sont le Capelan, le Laimargue, le Flétan du Groendland, les Lompénies (*Lumpenus* spp.) et l'Omble de fontaine anadrome. La zone sud renferme près de 40 espèces et se caractérise surtout par la présence du Bar rayé et du Baret; le Maquereau et l'Aiglefin (*Melanogrammus aeglefinus*) fréquentent surtout le centre et l'est du golfe (Ghanimé *et al.*, 1990).

Poissons pélagiques

Parmi ces poissons, ceux qui se trouvent aux plus bas échelons trophiques, comme le Lançon d'Amérique, le Capelan ou le Hareng atlantique, s'alimentent de zooplancton ou de petits invertébrés. Caractéristiques des zones à productivité élevée, en particulier l'embouchure du Saguenay, le nord-est de l'estuaire maritime (jusqu'à Pointe-des-monts, à l'est de Baie-Comeau), le nord de la péninsule gaspésienne et l'étendue d'eau allant de la baie des Chaleurs jusqu'aux îles de la Madeleine (figure 2.36), ces poissons pélagiques peuvent être très abondants et former des bancs compacts qui attirent leurs prédateurs : poissons, oiseaux ou mammifères marins.

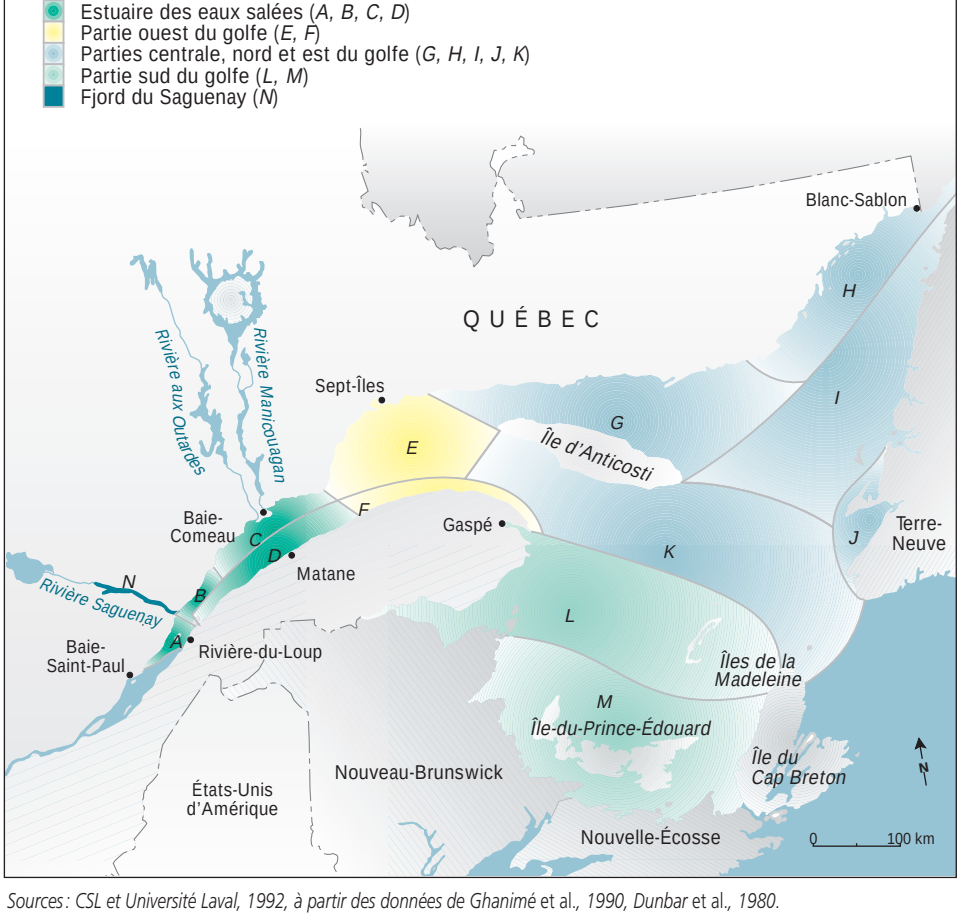
Le Hareng et le Capelan voyagent en bancs dans les eaux libres du golfe à la recherche de nourriture. D'autres espèces pélagiques comme le Maquereau hivernent en mer et reviennent en été dans le golfe pour s'alimenter et frayer, formant de grands bancs de plusieurs milliers d'individus (CSL et Université Laval, 1992). Les régions utilisées par le Maquereau sont les mêmes que celles que fréquentent le Hareng et le Capelan (figure 2.37).

Il semble y avoir très peu d'échanges entre les populations, même si les aires d'alimentation et d'hivernage de plusieurs d'entre elles se chevauchent. Chez le Hareng atlantique, en particulier, il existe de nombreux sous-groupes, dont certains fraient au printemps (par exemple autour de l'île aux Lièvres dans le moyen estuaire) et d'autres à l'automne, qui occupent des aires contiguës sans se mélanger.

Bien que les connaissances sur les communautés biologiques et leur composante ichtyenne soient encore fragmentaires, il est vraisemblable que les habitats côtiers, particulièrement certaines lagunes et certaines baies abritées, soient des milieux importants pour la faune aquatique. Les peuplements de plusieurs variétés d'algues de la frange intertidale et infralittorale, nettement stratifiés selon la durée d'exondation, la pénétration de la lumière ou l'exposition aux vagues, font l'objet d'un broutement intensif par les organismes benthiques, qui sont eux-mêmes la proie d'oiseaux ou de poissons marins. Certains

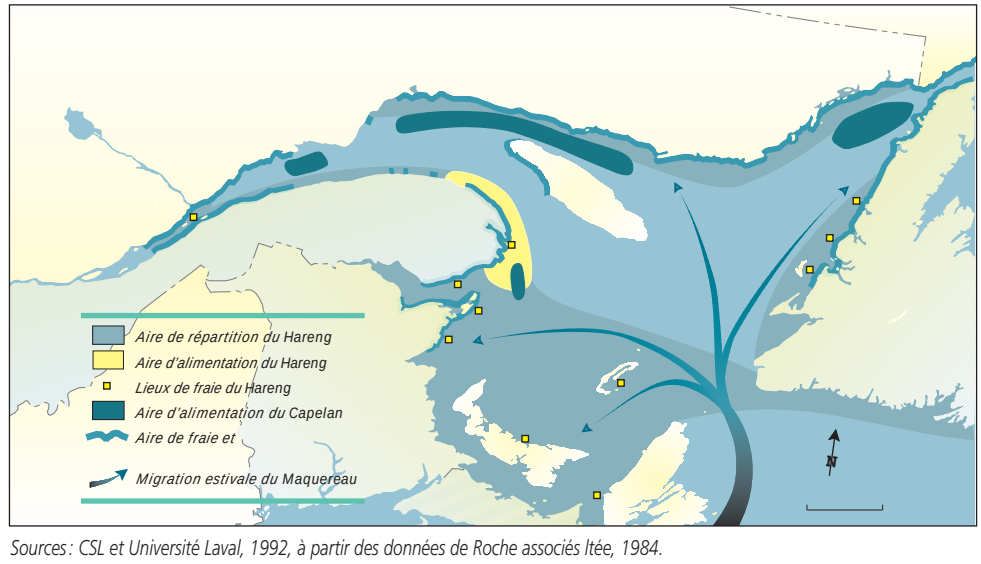
FIGURE 2.36
Secteurs biophysiques de l'estuaire maritime et du golfe

SECTEUR BIOPHYSIQUE		FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX				
		Dominante environnementale	Température estivale de surface (°C)	Substrat dominant	Transparence (mètres)	Productivité primaire
A	Moyen estuaire — eau salée	Habitat du Béluga	< 12	Graveleux	< 5	Faible
B	Embouchure du Saguenay	Remontée d'eau froide du chenal laurentien	< 12	Graveleux Vaseux	< 5	Élevée
C	Estuaire maritime nord-est	Panache des rivières aux Outardes et Manicouagan	< 12	Graveleux Sableux	5 -15	Élevée
D	Estuaire maritime sud	Décharge du Saguenay Courant de Gaspé	< 12	Graveleux Vaseux	5 -15	Faible
E	Nord-ouest du golfe	Gyre et courant du Labrador	< 12	Graveleux Sableux	5 -15	Moyenne
F	Nord de la péninsule gaspésienne	Floraison du phytoplancton Courant de Gaspé	12-15	Graveleux Vaseux	5 -15	Élevée
G	Détroit de Jacques-Cartier	Courant du Labrador	< 12	Graveleux Vaseux	5 -15	Faible
H	Basse-Côte-Nord	Courant du Labrador, grandes colonies d'oiseaux marins	< 12	Graveleux Vaseux	≥ 15	Faible
I	Chenal Esquiman	Absence du courant du Labrador	12-15	Graveleux Sableux	≥ 15	Faible
J	Sud-ouest de Terre-Neuve	Eaux peu profondes	15-18	Graveleux	≥ 15	Faible
K	Chenal laurentien — aval	Stratification des eaux Faune d'eau profonde	12-15	Graveleux	5 -15	Moyenne
L	Baie des Chaleurs et îles de la Madeleine	Abondance du Hareng	15-18	Graveleux Sableux	5 -15	Élevée
M	Plateau de l'Île-du-Prince-Édouard	Zone chaude	≥ 18	Graveleux Sableux	5 -15	Faible
N	Fjord du Saguenay	Eaux arctiques en profondeur	< 12	Graveleux Sableux	< 5	Faible



Sources : CSL et Université Laval, 1992, à partir des données de Ghanimé et al., *1990, Dunbar* et al., *1980.*

FIGURE 2.37
Habitats du Hareng, du Capelan et du Maquereau



Sources : CSL et Université Laval, 1992, à partir des données de Roche associés ltée, 1984.

habitats côtiers sont fréquentés de façon saisonnière par des poissons pélagiques, comme le Hareng ou le Capelan, qui y trouvent les conditions et le substrat propices à la fraie.

Enfin, ces milieux côtiers sont aussi utilisés comme habitats de croissance estivale ou comme route migratoire par des populations diadromes d'Anguille d'Amérique, d'Éperlan arc-en-ciel, de Poulamon atlantique, de Gaspareau, d'Omble de fontaine ou de Saumon de l'Atlantique, espèces qui complètent une partie de leur cycle vital en eau douce, dans des tributaires.

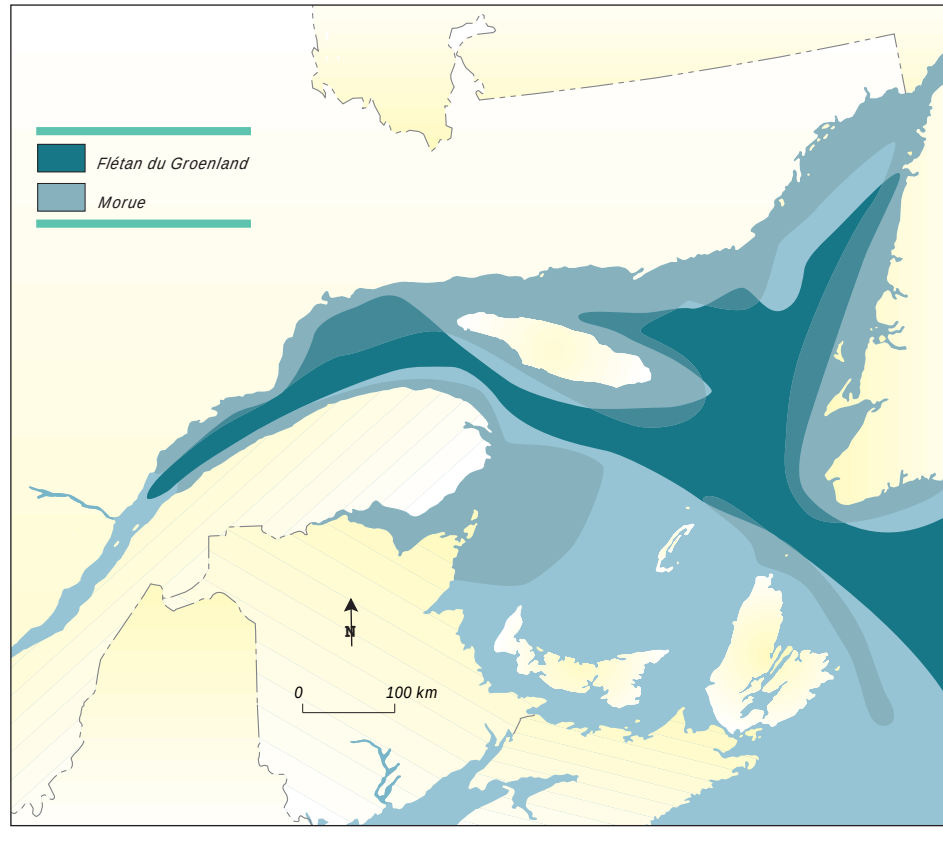
La nappe profonde de l'ensemble des milieux marins accueille une faune d'intérêt particulier constituée d'espèces arctiques relicaires qui ont trouvé dans cette zone boréale des conditions environnementales propres à assurer leur survie (Drainville, 1970).

Poissons démersaux

Parmi ces poissons, la Morue franche était probablement, dans le golfe, l'espèce de niveau trophique supérieur la plus abondamment pêchée jusqu'à l'effondrement de ses stocks. Opportuniste, ce poisson peut s'alimenter des organismes les plus divers (poissons, crustacés, mollusques, vers) à toutes les profondeurs (de 5 m à 600 m), à condition de trouver les conditions de température qui lui conviennent (Lear, 1984).

Typique de l'Atlantique nord, la Morue fréquente les eaux côtières, au nord et au sud du chenal Laurentien, jusqu'à la limite du plateau continental. Cependant, les plus grandes densités sont observées sur les plateaux côtiers et sur les bancs, habitats dans lesquels on retrouve plusieurs autres poissons de fond, tels le Flétan du Groenland, le Flétan atlantique, la Plie canadienne et la Plie grise (figure 2.38).

FIGURE 2.38
Répartition du Flétan et de la Morue



Sources : CSL et Université Laval, 1992, à partir des données de Roche associés ltée, 1984.

La température de l'eau règle la distribution et les déplacements de la Morue et de plusieurs autres poissons marins. Certaines populations se livrent à des migrations de plusieurs centaines de kilomètres entre leurs aires de fraie, d'alimentation et d'hivernage. Par exemple, la Morue franche qui passe l'été le long de la Côte-Nord, par moins de 100 m de fond, va hiverner au sud-ouest de Terre-Neuve, dans les eaux profondes du chenal Laurentien, lesquelles se maintiennent entre 2 °C et 4 °C. De même, la Morue de la Gaspésie et des îles de la Madeleine sort du golfe pour passer l'hiver au large de l'île du Cap-Breton (Lear, 1984). Le Sébaste suit des modèles de migration identiques en passant l'été dans le golfe du Saint-Laurent et l'hiver dans la région du détroit de Cabot (CSCPCA, 1993).

La nature du substrat et la profondeur jouent également un rôle important dans la distribution des poissons de fond. En effet, certains poissons comme le Chaboisseau à épines courtes, la Limande à queue jaune et le Sébaste préféreront respectivement, pour des profondeurs de moins de 100 m, des fonds rocheux, sableux et vaseux. Par contre, la Morue et le Flétan atlantique ne montreront pas de préférences aussi strictes pour le substrat (quoique les fond durs semblent être évités). La Plie grise ne se retrouve que sur des fonds vaseux, à des profondeurs supérieures à 200 m (tableau 2.26).

TABLEAU 2.26
Habitats des poissons démersaux

Espèce	Substrat				Profondeur (m)			Région
	Vaseux	Sableux	Graveleux	Rocheux	0-100	100-200	> 200	
Chaboisseau à épines courtes				x	x			Nord du golfe
Flétan atlantique	x	x	x			x		Nord du golfe et estuaire maritime
Flétan du Groenland	x	x					x	Ensemble du golfe et de l'estuaire maritime
Limande à queue jaune		x			x			Sud-est du golfe
Morue franche	x	x			x	x		Ensemble du golfe et de l'estuaire maritime
Plie canadienne	x	x			x	x		
Plie grise	x						x	
Plie rouge	x		x		x			
Sébaste atlantique	x				x			

Sources : Adapté de CSL et Université Laval, 1992, à partir des données de MENVIQ, 1988; Roche associés ltée, 1984; Anderson et Gagnon, 1980.

La grande majorité des études menées sur les poissons marins touche le domaine de la gestion des pêches. On sait très peu de choses des espèces inexploitées présentes dans l'estuaire et le golfe (Scott et Scott, 1988). Les informations qui suivent proviennent d'estimations de stocks de pêche. Depuis quelques années, les taux de mortalité chez les poissons démersaux de la côte atlantique du Canada, incluant ceux du golfe, sont très élevés, et la biomasse des adultes atteint actuellement les valeurs les plus faibles jamais observées (CSCPCA, 1993). Depuis les années 1980, la mortalité des juvéniles (taille inférieure à celle recommandée pour la pêche) a augmenté à cause des conditions climatiques océaniques, la prédation, la compétition, les maladies ou la pêche (rejets en mer). Ainsi, plusieurs classes annuelles produites durant les années 1980 étaient inférieures à la moyenne. De plus, depuis 1990, la température du golfe s'est refroidie sensiblement (2 °C), ce qui a eu un effet sur la croissance (Bugden, 1991). La diminution de biomasse de la Morue ne peut être entièrement attribuable à une pêche excessive. Plusieurs facteurs auraient contribué à cette baisse, soit une modification des habitudes migratoires, une réduction de l'aire de répartition géographique, une augmentation de la mortalité naturelle à cause de conditions climatiques difficiles, une mauvaise alimentation et une prédation accrue par les phoques et autres prédateurs de la Morue (Pêches et Océans, 1994). Dans le golfe, 60 p. 100 des Morues meurent chaque année par pêche ou de causes naturelles (CSCPCA, 1993). En 1993, sur les côtes de Terre-Neuve, ces pêches ont été arrêtées, car 15 p. 100 des prises étaient des poissons trop

petits. On assiste à des problèmes similaires mais moins prononcés dans le golfe; la biomasse des géniteurs y frôle un plancher de 20 ans (CSCPCA, 1993). Dans cette région du fleuve, les populations de plusieurs autres espèces ichtyennes ont aussi été évaluées; l'Aiglefin, la Goberge (*Pollachius virens*) et la Merluche blanche (*Urophycis tenuis*) montrent des problèmes de recrutement, et leurs populations semblent en difficulté; les populations de Plie canadienne et de Limande à queue jaune montrent une certaine stabilité avec des effectifs généralement faibles; le Sébaste, le Flétan du Groenland et le Flétan atlantique montrent de grandes fluctuations annuelles dans leurs effectifs de populations (CSCPCA, 1993).

2.5.4.1 Contamination par des substances toxiques

À l'exception de certains milieux qui ont été contaminés par des rejets industriels, notamment ceux du fjord du Saguenay et de la baie des Anglais, sur la rive nord de l'estuaire maritime (Bertrand *et al.*, 1988), les habitats du poisson de l'estuaire et du golfe sont nettement moins contaminés par les activités industrielles que ne le sont ceux de la section fluviale du Saint-Laurent. En effet, la capacité de dilution de la masse d'eau et l'action des courants permettent de réduire l'impact des rejets industriels situés en amont de ce secteur. On peut toutefois craindre que les effets de l'accumulation des substances toxiques, qui sont charriées jusqu'à l'océan par plusieurs cours d'eau ou qui sont directement larguées en mer, finiront tôt ou tard par se manifester. Dans le cas de la Morue, de Ladurantaye *et al.* (1990) démontrent qu'entre 1987 et 1989, les teneurs en mercure étaient nettement plus élevées dans la chair des Morues capturées dans la rivière Saguenay (0,64 mg/kg) comparativement à celles pêchées au large de la Côte-Nord (0,01 mg/kg) ou dans le golfe (0,01 mg/kg).

En plus des polluants provenant des Grands Lacs et du Saint-Laurent, il existe les risques de déversements d'hydrocarbures et de substances toxiques. Ceux-ci sont accentués, dans cette mer intérieure que forment l'estuaire et le golfe, par les conditions difficiles de navigation maritime, particulièrement lors des tempêtes d'automne (CSL, 1990).

2.5.4.2 Pêches

Le golfe permet une pêche commerciale intensive et très diversifiée. Les poissons démersaux, Morue en tête, procurent la majorité des prises. En effet, en 1990, la Morue et le Sébaste représentaient 70 p. 100 de la quantité totale de poissons pêchés, soit environ 35 000 tonnes métriques. Le tableau 2.27 présente la liste des principales espèces pêchées dans l'estuaire maritime et le golfe en 1990.

Dès le début du 16^{e} siècle, l'abondance de la Morue franche sur le Grand Banc et dans le golfe a attiré les pêcheurs européens, dont certains se sont établis peu à peu dans des villages côtiers. Tant que la pêche se pratiquait sur une base

TABLEAU 2.27
Principales espèces commerciales pêchées en 1990 dans l'estuaire maritime et le golfe

Espèce	Pêche commerciale (tonnes)	Pêche commerciale (%)
Poissons de fond		
Morue	22 284	45
Sébaste	12 260	25
Plie	2 791	5,6
Flétan du Groenland	2 104	4,3
Autres (Merluche blanche, Flétan atlantique, Loup de mer, Poule de mer, Raie)	402	0,8
Poissons pélagiques et de l'estuaire		
Hareng	6 267	13
Maquereau	1 971	4
Anguille	416	0,8
Capelan	317	0,6
Autres (Éperlan, Saumon, Doré, Brochet, Bar)	420	0,9
Total	**49 487**	**100**

Source : À partir des données de Pêches et Océans, 1991b.

artisanale, les débarquements ont pu se maintenir à un niveau relativement stable. Cette activité devait cependant s'industrialiser au cours du 20e siècle. L'arrivée de navires plus gros, le développement d'engins de pêche plus efficaces et d'équipement de localisation du poisson ont accru le rendement. Les équipages se sont vite retrouvés en situation de compétition, chacun s'efforçant d'accroître sa part dans les débarquements autorisés dans la zone.

Cette course effrénée a poussé la récolte au-delà du prélèvement optimal qui permettrait, théoriquement, une production stable de nouveaux individus et un rendement soutenu. À titre d'exemple, les débarquements du plus important stock de Morues du golfe ont été supérieurs au total des prises recommandé par le Comité scientifique consultatif des pêches canadiennes dans l'Atlantique (CSCPCA) entre 1977 et 1984 et ont dépassé 100 000 t de 1982 à 1984 (voir la partie Socio-économie du présent ouvrage). À compter de ce moment, les captures ont commencé à décliner chaque année sans jamais atteindre le contingent fixé, bien que celui-ci ait été constamment rajusté à la baisse. La structure d'âge de ce stock laisse entrevoir que son rétablissement se fera très lentement car les classes d'âges qui seront recrutées à la pêche au cours des prochaines années seront faibles (CSCPCA, 1993).

Enfin, la migration de certains stocks hors du golfe complique la gestion de leur exploitation et le partage de la récolte entre les groupes de pêcheurs. Dans le cas du Saumon, les interceptions dans les aires d'alimentation ou sur les routes de migration, au Groenland et à Terre-Neuve, ont maintenu les taux de retour en rivière à un bas niveau pendant une vingtaine d'années. Des ententes internationales et interprovinciales ont été nécessaires pour permettre le rétablissement de plusieurs populations de cette espèce.

Récemment, un groupe de travail (Sinclair *et al.*, 1991) soulignait le manque d'information sur la plupart des espèces et sur la plupart des stocks. Nos connaissances du recrutement et de la proportion des prises rejetées à la mer en particulier s'avèrent presque toujours insuffisantes pour permettre d'évaluer les conditions des populations.

2.5.4.3 Modifications physiques de l'habitat

Certains habitats côtiers ou lagunaires ont subi des altérations (tableau 2.28), qui ont souvent consisté à stabiliser, avec un empierrement, un littoral sablonneux soumis au remaniement par les vagues, les courants ou le vent. Sur les îles de la Madeleine, on a isolé de la mer la lagune de la baie du Havre aux Basques lors de la construction d'une route, à la fin des années 1950. D'autres modifications de même nature ont touché des lagunes ou des baies autour de la péninsule gaspésienne.

TABLEAU 2.28

Modifications physiques subies par l'habitat du poisson entre 1945 et 1988 : superficie touchée par type d'habitats de l'estuaire maritime et du golfe

	Superficie touchée (ha)		
Habitat	**Tadoussac à Pointe-des-Monts**	**Pointes-des-Monts à Havre-Saint-Pierre**	**Îles de la Madeleine**
Eaux profondes	–	100	170
Arboraie ou arbustaie humide	10	–	–
Estran ou littoral vaseux	80	300	–
Estran ou littoral sableux	130	400	140
Estran ou littoral rocheux	110	1000	–
Estuaire	150	400	–
Barachois lagunaire	–	100	40
Barachois estuarien	–	400	–
Herbier salé	80	200	70
Total	**560**	**2900**	**420**

Sources : Bouchard et Millet, 1993, à partir des données de Gilles Shooner et Associés inc., 1988, 1991b.

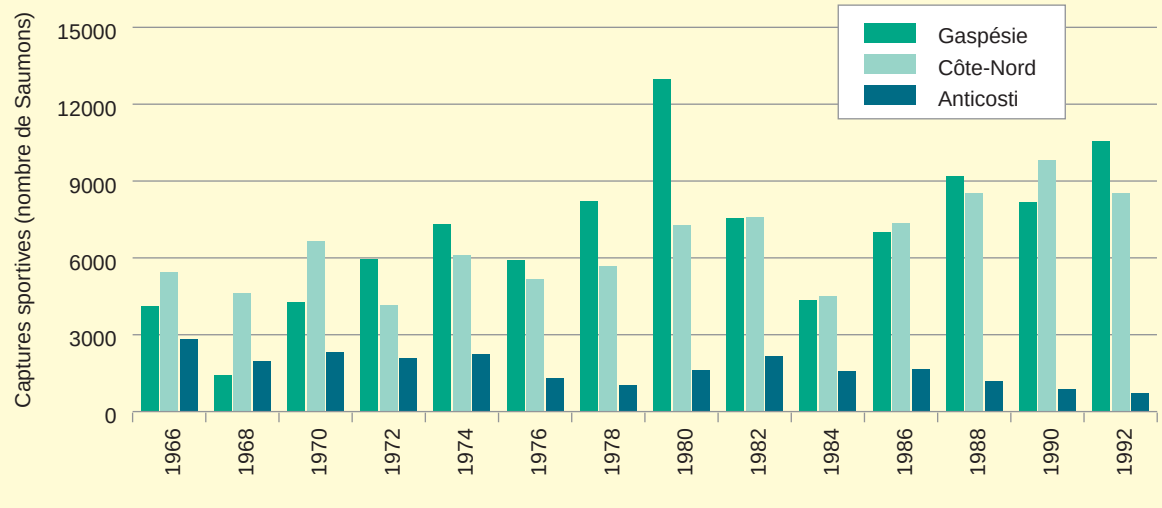
Complément d'information

LE RETOUR DU SAUMON DE L'ATLANTIQUE

Recherché pour la qualité de sa chair et sa forte valeur marchande, d'une part, sa grande taille et sa combativité, d'autre part, le Saumon de l'Atlantique a toujours été à l'origine d'un contentieux entre les adeptes de la pêche commerciale et ceux de la pêche sportive. La cohabitation de ces deux groupes est devenue de plus en plus difficile au cours des années 1960, avec le rapide déclin du stock. En fait, ce déclin a atteint un niveau si alarmant qu'en 1972, le Québec ordonnait l'interruption de toute pêche commerciale autour de la péninsule gaspésienne. La principale hypothèse pour expliquer ce déclin était la pêche commerciale abusive des Saumons dans les eaux glaciales de la côte ouest du Groenland. Au début de 1970, une flotte internationale y prélevait plus de 2000 tonnes par an en haute mer et une fraction appréciable de ces prises provenait des rivières québécoises. En 1982, la pêche commerciale a été rétablie à titre expérimental, mais il devint vite évident que la ressource était décimée. La pêche commerciale a été de nouveau interrompue, pour de bon cette fois. En plus de la péninsule gaspésienne, l'interdiction a été étendue à la rive nord de l'estuaire maritime et à une partie de la Haute-Côte-Nord.

En 1983, tous les pays partageant la ressource ont négocié une entente menant à une réduction draconienne de la pêche hauturière et à l'établissement d'un quota modeste pour le seul pays autorisé à la continuer, le Groenland. L'Organisation pour la conservation du Saumon de l'Atlantique Nord (OSCAN) a aussi contribué à l'arrêt de la pêche commerciale à Terre-Neuve et à sa réduction au Labrador. En 1992, le Québec rachetait progressivement tous les droits de

Évolution des prises sportives du Saumon de l'Atlantique dans les régions de pêche du golfe (1966-1992)



Source : À partir des données de Caron et al., 1993.

pêche commerciale qui subsistaient sur la Moyenne-Côte-Nord (de Sept-Îles à Natashquan).

Les perspectives d'avenir sont désormais réjouissantes… surtout pour les pêcheurs à la ligne puisque le Québec a déterminé que cette espèce sera désormais exploitée principalement par eux. Même si la pêche de subsistance (réservée aux autochtones) continuera d'occuper le premier rang dans les faits, c'est la pêche à la ligne qui retirera le plus grand nombre de sujets. Des analyses suggèrent que cette forme d'exploitation introduit dans l'économie régionale des sommes de huit à dix fois plus élevées que la pêche commerciale. De plus, les risques de surexploiter la ressource sont pratiquement éliminés. Avec plus de 115 rivières à Saumon et un prélèvement sportif annuel moyen de plus de 20 000 sujets en 1992 dans 93 d'entre elles, cette exploitation a suscité d'importantes retombées économiques dans les régions périphériques. De 1966 à 1992, la région de pêche de la Gaspésie rapportait en moyenne le plus de prises sportives de Saumon, comparativement à la Côte-Nord et à l'île d'Anticosti où la situation des stocks demeurait préoccupante. Les prises commerciales actuelles (qui se chiffraient à 19 363 sujets en 1992) seront éventuellement transférées à la pêche sportive pour en doubler le potentiel net.

Malgré son cycle de vie complexe, le Saumon de l'Atlantique est peut-être l'une des espèces les plus faciles à gérer. Les géniteurs se laissent dénombrer un à un, et les retombées économiques de son exploitation sont distribuées à l'échelle locale, ce qui encourage la protection de la ressource. Notre connaissance des besoins de l'espèce est satisfaisante. Certes, le déploiement des efforts nécessaires à cette gestion est considérable, mais la promesse d'un retour en force du Saumon est bien réelle.

Sources : À partir des données de Pêches et Océans, 1991; Caron et al., *1993.*

2.5.4.4 Algues toxiques

Une forme toute différente de menace pourrait influencer l'effectif de poissons dans cette partie du territoire. Des études expérimentales ont révélé que les larves de poisson nourries de l'algue *Alexandrium excavatum* mouraient de l'exposition aux toxines que celle-ci libère. Certains chercheurs croient même à l'existence d'effets importants sur les stocks de certaines espèces de poissons, d'autant plus que la fréquence et la durée des pullulations de cette algue se sont accrues au cours des deux dernières décennies (Gagné, 1993).

2.5.5 FAITS SAILLANTS

La faune ichtyenne du Saint-Laurent se compose d'environ 185 espèces. Celles-ci se divisent en trois grandes catégories, les espèces dulcicoles, les espèces marines et les espèces diadromes, tantôt dulcicoles, tantôt marines selon le stade de leur cycle vital. Les poissons occupent un échelon généralement élevé dans la chaîne alimentaire. À cause de cette grande importance trophique, ils sont sujets à la contamination par les substances toxiques présentes dans le Saint-Laurent, et plusieurs espèces montrent des accumulations importantes dans leurs tissus (Anguille d'Amérique, Grand Brochet, etc.).

L'abondance d'un poisson dans une région donnée du fleuve dépend souvent des conditions environnementales locales de même que des exigences de son cycle vital. De manière générale, les poissons sont assez sensibles aux modifications environnementales produites par l'activité humaine qui, entre

1945 et 1988, a touché près de 21 000 hectares d'habitats du poisson. Ces animaux partagent les différents habitats selon leurs préférences biologiques, certains sont généralement associés aux fonds, tandis que d'autres le sont aux eaux libres du fleuve. D'autres encore sont associés aux herbiers ou aux grandes «forêts» d'algues marines qui tapissent parfois les fonds de l'estuaire maritime et du golfe. Les conditions environnementales locales, comme la température ou la quantité de nourriture, influencent la migration des populations de poissons sur de grandes distances (Morue et Flétan). Certaines espèces, pour accomplir leur cycle vital, doivent migrer entre l'eau douce et l'eau salée, tels le Saumon de l'Atlantique, l'Alose savoureuse et l'Anguille d'Amérique. Leur physiologie se modifie de manière à s'adapter aux nouvelles conditions environnementales qu'ils rencontrent au cours de leurs migrations dans le fleuve et au-delà. La présence de ces espèces migratrices dans une région biogéographique du fleuve varie saisonnièrement mais constitue une grande part de la biomasse présente à ce moment.

Les eaux douces et les eaux salées comptent le plus grand nombre d'espèces, avec plus de 80 espèces chacune, tandis que les eaux saumâtres (moyen estuaire) n'abritent qu'une vingtaine d'espèces, généralement les plus euryhalines de la faune de l'une ou l'autre des deux autres régions. La contamination par les substances toxiques diminue de l'amont vers l'aval mais augmente généralement en aval des centres urbains et industriels. Les espèces fréquentant les eaux de l'estuaire maritime et du golfe sont moins contaminées que ne le sont celles des autres secteurs fluviaux. De la même façon, la région de l'estuaire maritime et du golfe a été relativement épargnée par les effets de l'activité humaine, 80 p. 100 des habitats du poisson atteints par cette activité se trouvant dans la région des eaux douces du Saint-Laurent.

Historiquement, le fleuve a toujours produit une pêche à haut rendement; les espèces comme l'Anguille, l'Alose savoureuse, l'Esturgeon jaune, la Barbotte, la Perchaude, la Morue, la Goberge et la Plie alimentent depuis longtemps cette industrie. Cependant, depuis plusieurs années maintenant, on constate une diminution marquée des prises de la plupart des espèces pêchées. Certaines espèces comme l'Esturgeon jaune, la Morue franche et l'Anguille d'Amérique sont considérées comme en difficulté. Bien souvent, la surexploitation et les mauvaises conditions environnementales permettent d'expliquer une partie de ces déclins.

2.6

Amphibiens et reptiles

Les amphibiens et les reptiles sont des consommateurs secondaires, herbivores ou carnivores. Les tortues adultes se nourrissent d'insectes (larves et adultes), de mollusques, d'écrevisses, de grenouilles et de poissons (Bonin, 1991a, 1991b). Les tortues et les serpents sont souvent en compétition avec les poissons pour les ressources nutritives, bien que la densité des populations soit probablement trop faible pour affecter l'abondance des proies. Les grenouilles adultes se nourrissent généralement d'insectes, quoique le Ouaouaron puisse s'alimenter d'écrevisses (Bonin, 1991a). Les amphibiens comme les reptiles sont la proie de plusieurs prédateurs supérieurs comme les oiseaux (Héron et Mouette), mammifères (Raton laveur et Moufette rayée) et plusieurs poissons carnivores tels que les Brochets. L'information disponible sur les densités et la biologie des populations d'amphibiens et de reptiles du Saint-Laurent ne permet pas d'évaluer l'importance du rôle écologique de ces organismes dans l'écosystème fluvial. Cependant, puisqu'ils sont à la base de l'alimentation de plusieurs carnivores supérieurs, une meilleure connaissance à leur sujet, et spécialement de leur capacité d'accumuler les contaminants, contribuerait à obtenir une image plus claire de la circulation de ces substances vers les niveaux trophiques supérieurs de l'écosystème fluvial.

Avec un stade larvaire qui s'effectue en eau douce et donne des adultes aux aptitudes autant terrestres que semi-aquatiques, les amphibiens, comme la plupart des reptiles du territoire d'étude, vivent en association avec les milieux humides. Nos connaissances sur ces animaux se limitent surtout à leur inventaire sur le territoire, à partir des quelques cas signalés. Il semblerait qu'ils aient des besoins très spécifiques pour leur habitat (Ghanimé *et al.*, 1990), ce qui en ferait des indicateurs possibles des conditions du milieu, bien que quelques espèces aient des distributions très étendues. Sept espèces parmi la trentaine répertoriée sont classées prioritaires en vertu du Plan d'action Saint-Laurent (tableau 2.29)

TABLEAU 2.29
Liste des espèces prioritaires de l'herpétofaune du Plan d'action Saint-Laurent

Nom français	Nom latin
Amphibiens	
Grenouille des marais	*Rana palustris*
Rainette faux-grillon	*Pseudacris t. triseriata*
Reptiles	
Couleuvre brune	*Soreria dekayi*
Couleuvre d'eau	*Nerodia sipedon*
Tortue géographique	*Graptemys geographica*
Tortue molle à épines*	*Apolona spinifera*
Tortue mouchetée	*Emydoidea blandingi*

**Espèce menacée selon le Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada.*

Sources : Bouchard et Millet, 1993, à partir des données de Groupe de travail sur les espèces de faune et de flore prioritaires du couloir du Saint-Laurent, 1993.

dont la Tortue molle à épines qui a été désignée «menacée» par le CSEMDC depuis 1991 (CSEMDC, 1993).

La densité des populations d'amphibiens semble surtout régie par les activités humaines. En effet, la perte de milieux humides diminue d'autant leurs habitats potentiels. Les résultats d'études sur leur contamination par les insecticides semblent contradictoires. La population de Grenouille léopard étudiée par Lévesque et Pomerleau en 1986 (cités dans Langlois *et al.*, 1992) ne montrait que très peu de BPC et aucune trace de mirex. Par contre l'année suivante, Benoît *et al.* (1987, dans Langlois *et al.*, 1992) considéraient l'usage de pesticides comme étant un des facteurs expliquant la diminution d'anoures dans une des sections du fleuve (lac Saint-Pierre).

Le long du Saint-Laurent, les reptiles sont représentés par les tortues et les serpents. La majorité des tortues occupe des endroits précis, tandis que les serpents ont une très grande distribution. Les reptiles pondent sur terre, en général près de l'eau. Les ouvrages de contrôle des niveaux d'eau peuvent donc nuire à la densité de ces populations en inondant leur territoire. Plusieurs études rapportées par Bonin (1991a) montrent que la Tortue géographique, par exemple, peut voir sa capacité de reproduction et même sa survie menacées par des ouvrages hydrauliques, la modification des rives et leur utilisation intensive à des fins récréatives. Le contrôle du niveau de l'eau pourrait affecter la survie des tortues de trois façons : en inondant les nids par des variations anormales du niveau, en réduisant les sites de ponte par la diminution de l'action des vagues et des crues printanières, ce qui favorise un envahissement des rives par la

végétation, et en diminuant la quantité d'oxygène dissous par l'élimination des rapides (Bonin, 1991b). La volonté d'utiliser les rives à des fins récréatives peut aussi nuire aux tortues en réduisant les sites de ponte accessibles (Bonin, 1991b). Les îles et les autres milieux difficiles d'accès deviennent ainsi des refuges potentiels pour ces espèces. L'augmentation des prédateurs pourrait aussi être une cause de crainte pour la survie de plusieurs espèces. Bonin (1991b) note que la Tortue molle à épines adulte n'a que peu de prédateurs, mais que les œufs et sans doute les jeunes sortant du nid sont souvent la proie de prédateurs tels que le Raton laveur (*Procyon lotor*), la Moufette rayée (*Mephitis mephitis*), la Corneille (*Corvus brachyrhynchos*), les goélands et les mouettes. Bonin (1991a) documente quelques études effectuées sur différentes espèces de tortues, qui montrent que la présence d'herbicides, pesticides, métaux lourds et BPC dans l'eau peut compromettre la survie de l'espèce. Par exemple, un fort pourcentage de difformités et un faible succès d'éclosion des œufs chez la Chélydre serpentine seraient reliés à la contamination par les BPC.

2.6.1 TRONÇON FLUVIAL

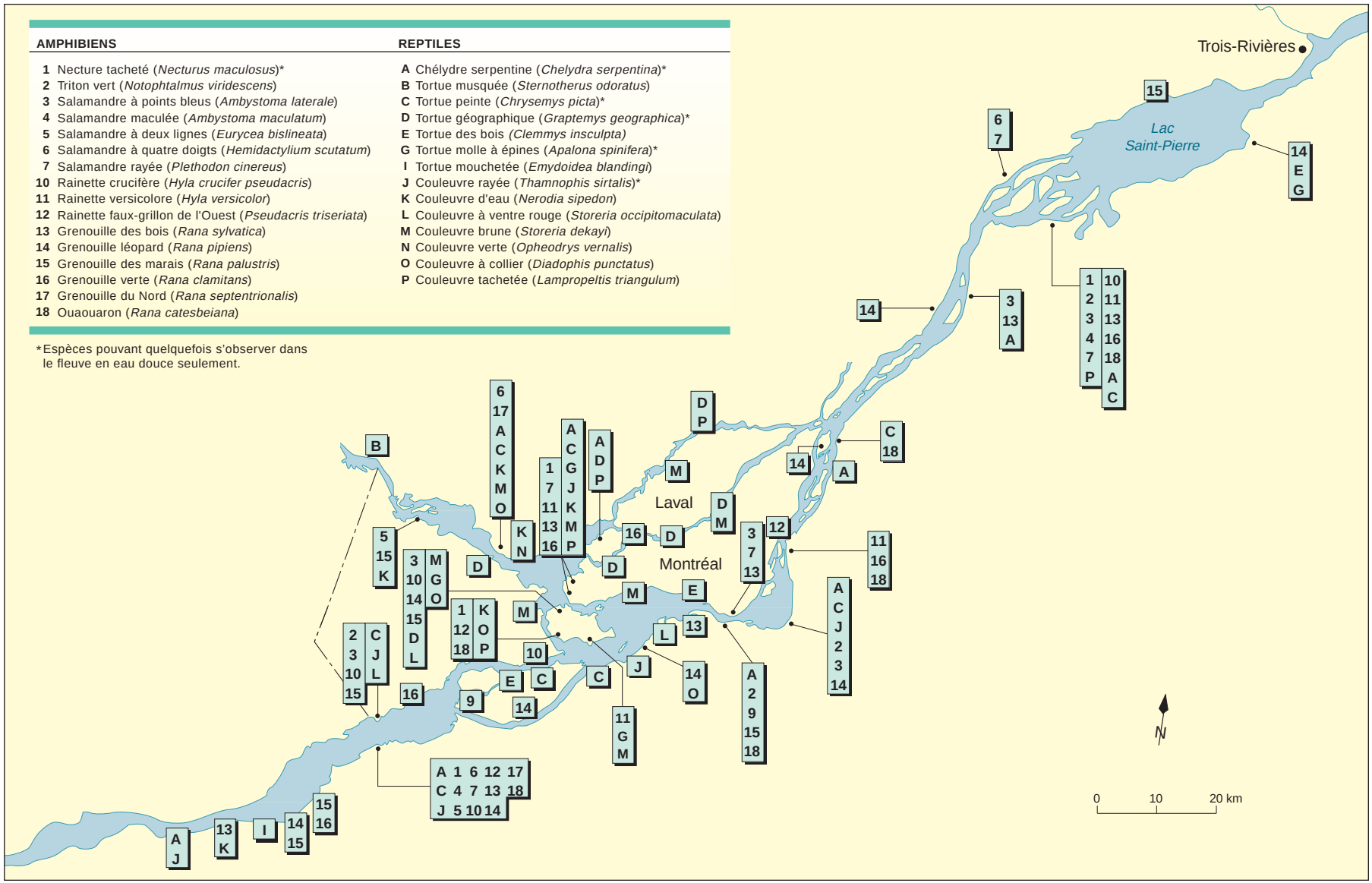
La figure 2.39 révèle bien que cette portion du fleuve abrite la plus grande concentration de ces animaux. Toutes les espèces d'amphibiens et de reptiles associées au fleuve se rencontrent dans ce secteur, à l'exception d'un amphibien, la Salamandre sombre (*Desmognatus fuscus*) et de deux reptiles, la Tortue luth (*Dermochelys coriacea*) et la Tortue ponctuée (*Clemmys guttata*). L'archipel de Montréal et celui du lac Saint-Pierre présentent la plus grande diversité d'espèces.

Les deux espèces d'amphibiens les plus caractéristiques des eaux douces du Saint-Laurent sont sans contredit la Grenouille léopard et le Necture tacheté (Bider et Matte, 1991). Très abondante dans les terres humides bordant le Saint-Laurent, la Grenouille léopard est d'ailleurs l'objet d'une exploitation commerciale évaluée à 85 000 individus annuellement dans la région du lac Saint-Pierre (Marcotte, 1981; Paquin, 1982; Leclair, 1985). Les deux autres espèces exploitées dans cette région sont la Grenouille verte et le Ouaouaron parmi lesquels seulement 1500 et 7500 individus, respectivement, sont prélevés annuellement (Langlois *et al.*, 1992). Le Ouaouaron sert plutôt à la consommation personnelle, tandis que les deux espèces de grenouilles sont expédiées vivantes à différents laboratoires. Deux espèces d'amphibiens ont été classées prioritaires par le Plan d'action Saint-Laurent. Il s'agit de la Grenouille des marais et de la Rainette faux-grillon. Toutefois, les données préliminaires indiquent que ces deux espèces sont peu associées au Saint-Laurent (Flageole, 1991; Leclerc, 1991).

Les reptiles sont généralement peu abondants dans le Saint-Laurent. La Tortue peinte et la Chélydre serpentine sont les espèces de tortues les plus

FIGURE 2.39

Répartition des observations d'amphibiens et de reptiles du tronçon fluvial



Source : À partir des données intégrées jusqu'en 1992 de MENVIQ, 1992.

fréquemment observées. Trois espèces sont considérées prioritaires. Elles sont toutes trois à la limite nord-est de leur aire de distribution et se retrouvent aux environs de Montréal, une section du fleuve fortement soumise aux stress de l'urbanisation et de l'industrialisation. Ce sont la Tortue géographique, la Tortue molle à épines et la Tortue mouchetée. Des travaux d'inventaire ont permis de mieux connaître la situation de la Tortue géographique (Bonin, 1991a) et d'entreprendre les premières actions pour protéger son habitat. Par contre, les données sur la Tortue molle à épines (Bonin, 1991b) et la Tortue mouchetée (Matte, 1989) sont très fragmentaires, et une campagne d'acquisition de connaissances s'impose.

Chez les couleuvres, la Couleuvre rayée est assez fréquente dans les plaines inondables du Saint-Laurent où elle est à la recherche de grenouilles pour s'alimenter. Deux espèces sont par contre jugées prioritaires en raison de leur rareté : la Couleuvre d'eau et la Couleuvre brune. La Couleuvre d'eau est aquatique et fortement associée au milieu riverain. Son abondance et la tendance de ses populations devront être précisées. Par contre, la Couleuvre brune est beaucoup plus terrestre. On la retrouve notamment sur l'île Perrot où son habitat est peu influencé par le Saint-Laurent.

2.6.2 ESTUAIRE FLUVIAL

Cette section du fleuve abrite un nombre réduit d'espèces d'amphibiens et de reptiles par rapport au tronçon précédent (figure 2.40). Bien que cette zone soit constituée d'eau douce, il n'y reste plus qu'une douzaine d'espèces d'amphibiens et sept espèces de reptiles pour coloniser les rives de l'estuaire fluvial. Cependant, les marées limitent leurs populations.

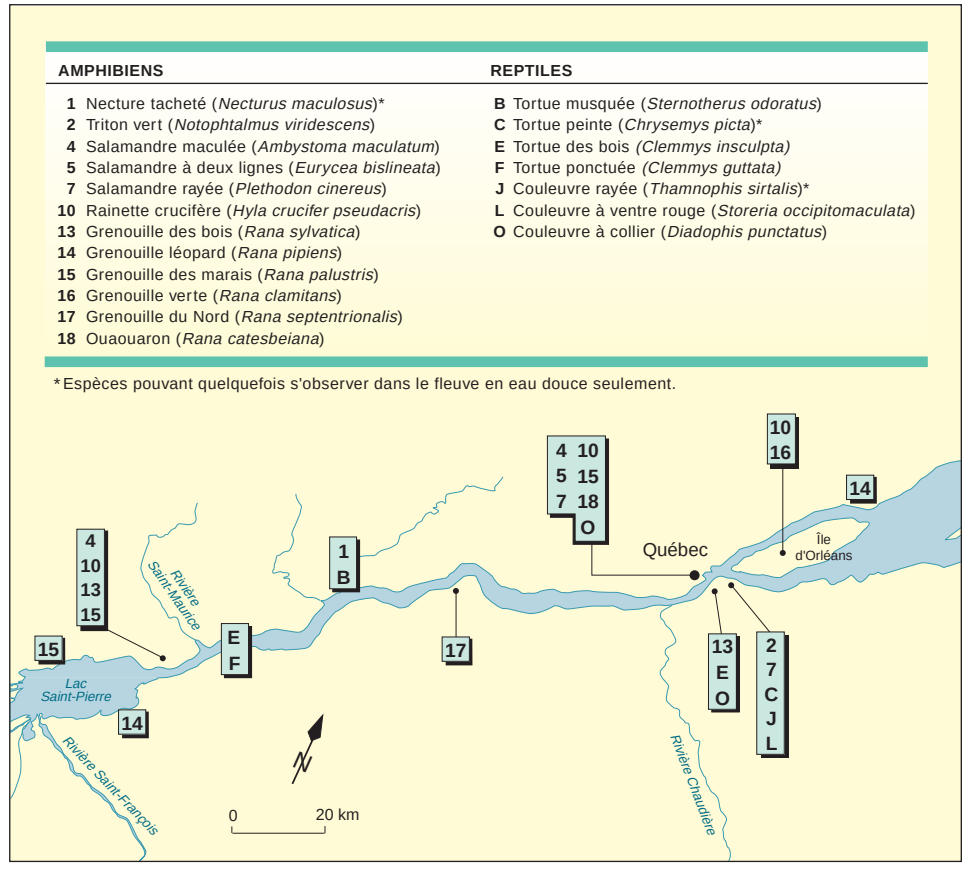
2.6.3 MOYEN ESTUAIRE

Dans cette région du fleuve caractérisée par la présence d'eau salée, la diversité spécifique diminue de façon encore plus marquée (figure 2.41). En effet, il ne reste plus que neuf espèces d'amphibiens et quatre espèces de reptiles à occuper les milieux humides adjacents au fleuve. Parmi les reptiles, seuls les serpents subsistent. Les tortues, si présentes dans le tronçon fluvial, sont complètement disparues. Le passage de l'estuaire fluvial au moyen estuaire provoque une modification de la composition de la faune, puisque la Couleuvre brune et la Grenouille léopard, espèces absentes de l'estuaire fluvial, réapparaissent ici. Il faut aussi mentionner l'addition de la Salamandre sombre dans l'herpétofaune fluviale.

2.6.4 ESTUAIRE MARITIME ET GOLFE

Les mêmes espèces de grenouilles que celles de la section précédente peuvent se rencontrer à proximité des berges de l'estuaire maritime et du golfe. Ce sont la disparition des salamandres (les Salamandres rayée et sombre) de même que celle de deux couleuvres (les Couleuvres brune et à ventre rouge) et l'apparition de la Tortue luth qui différencient ces deux régions (figure 2.42). La Tortue

FIGURE 2.40
Répartition des observations d'amphibiens et de reptiles de l'estuaire fluvial

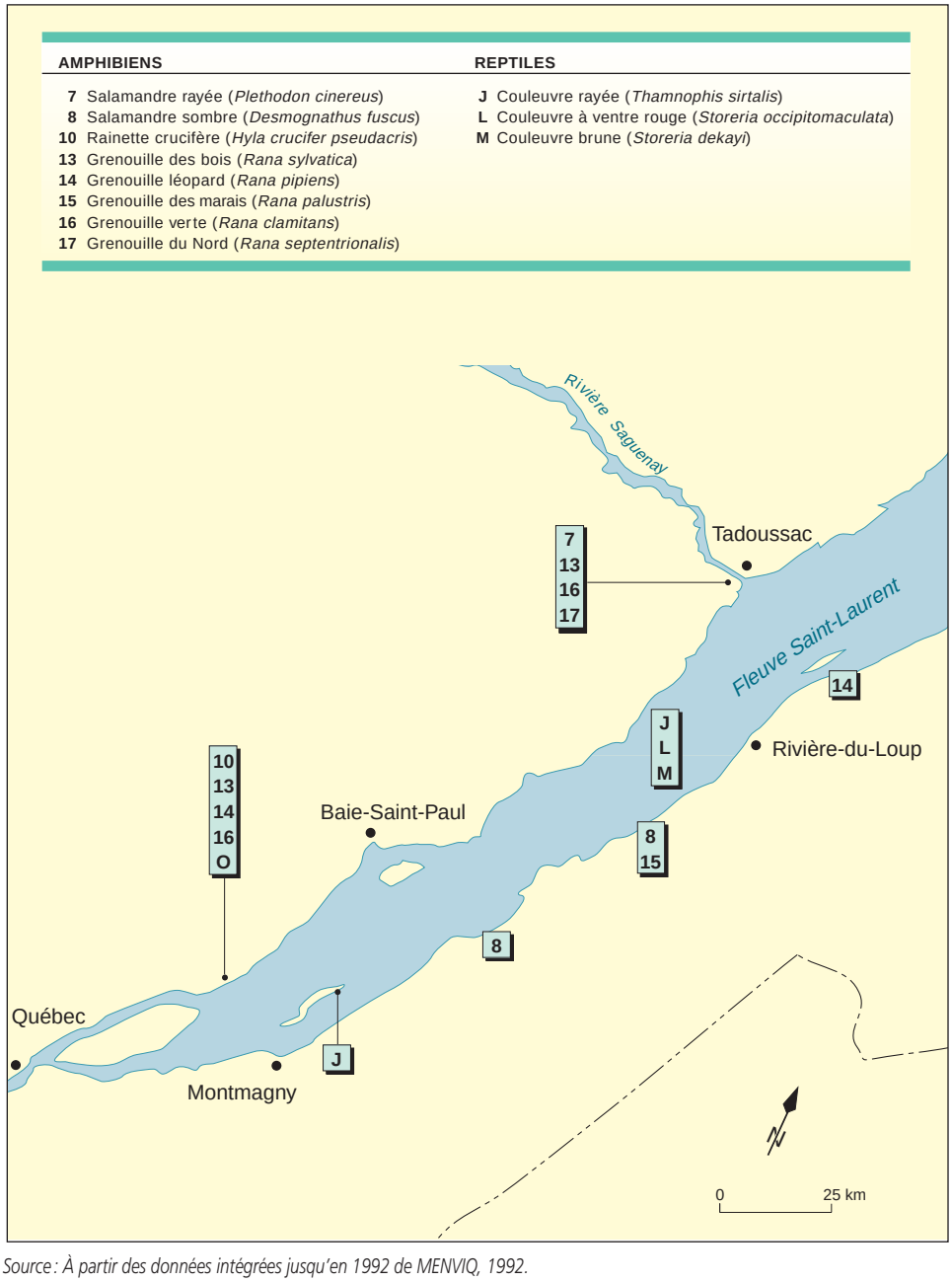


Source : À partir des données intégrées jusqu'en 1992 de MENVIQ, 1992.

luth est la seule espèce à vivre en milieu marin, mais elle n'est qu'un visiteur occasionnel dans le golfe (Bider, 1988), et elle serait observée aux environs des îles de la Madeleine et sur la Côte-Nord (figure 2.42). Les conditions nordiques semblent affecter la distribution de ces animaux à sang froid puisque seule la Grenouille verte peut être retrouvée en aval de Tadoussac, sur la rive nord. En effet, d'après la figure 2.42, on ne peut l'observer qu'à Baie-Comeau. Toutefois, la péninsule gaspésienne abrite cinq des sept espèces rencontrées (figure 2.42). Bider (1988) mentionne qu'une énorme population de Grenouille du Nord avait été répertoriée sur l'île d'Anticosti.

FIGURE 2.41

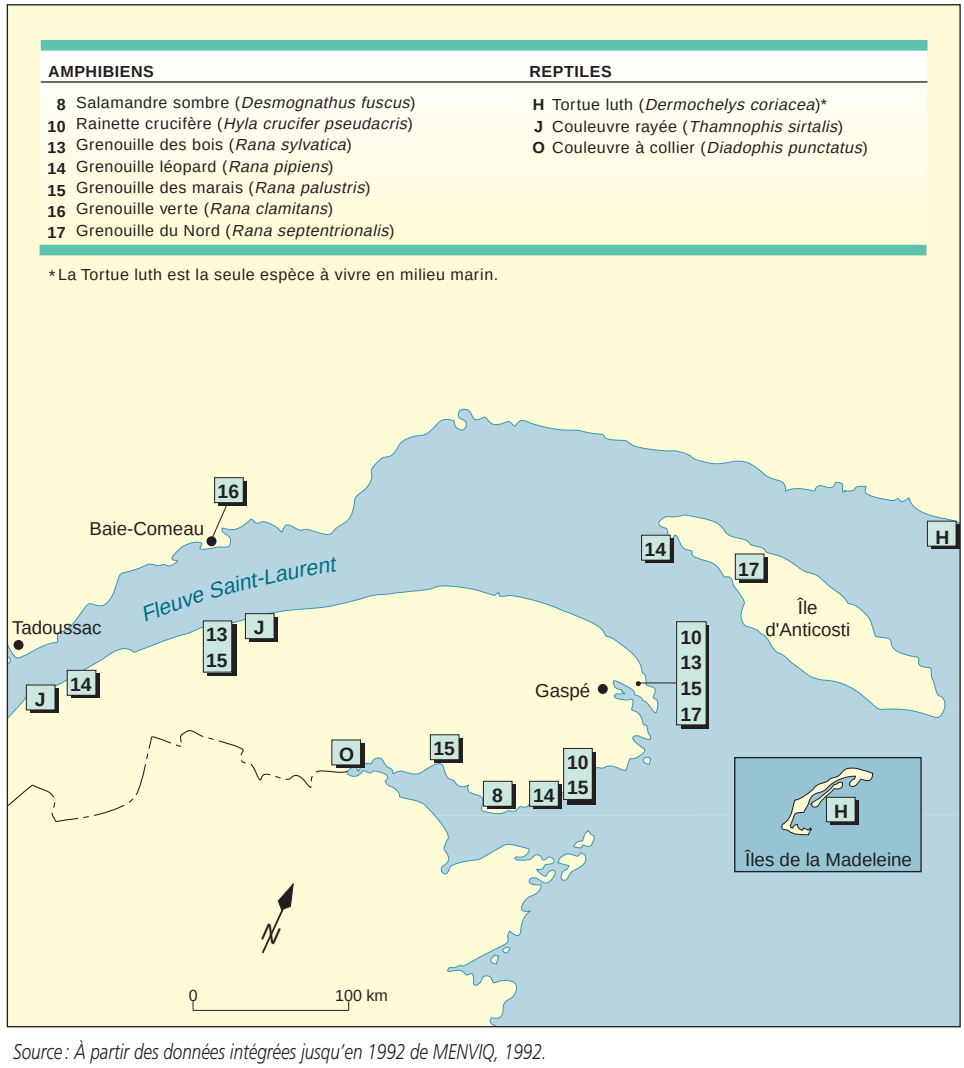
Répartition des observations d'amphibiens et de reptiles du moyen estuaire



Source : À partir des données intégrées jusqu'en 1992 de MENVIQ, 1992.

FIGURE 2.42

Répartition des observations d'amphibiens et de reptiles de l'estuaire maritime et du golfe



Source : À partir des données intégrées jusqu'en 1992 de MENVIQ, 1992.

2.6.5 FAITS SAILLANTS

Ces deux groupes d'organismes à sang froid comptent plusieurs espèces pour lesquelles le Québec représente la limite septentrionale de leur aire de dispersion. C'est sans doute ce qui explique la diminution progressive du nombre d'espèces recensées le long des rives du fleuve, de l'amont vers l'aval. Toutefois, leur distribution n'est pas bien connue; il n'est pas évident que la présence ou l'absence de quelques espèces résultent bien d'une combinaison de conditions environnementales précises et non pas plutôt d'un échantillonnage limité. Leur rôle exact dans les chaînes alimentaires du Saint-Laurent est donc pratiquement inconnu, et de ce fait, l'impact de la contamination des amphibiens et des reptiles sur les niveaux supérieurs de la chaîne alimentaire n'est pas documenté.

2.7

Oiseaux

La faune avienne atteint une grande diversité dans les milieux humides, et puisque le Saint-Laurent est le principal plan d'eau du Québec méridional, il ne faut pas s'étonner de sa très grande importance pour les oiseaux; environ 115 espèces d'oiseaux associés aux milieux aquatiques y trouvent des habitats de grande valeur pour la reproduction et l'alimentation. Parmi ces espèces, 38 ont une distribution couvrant l'ensemble du Saint-Laurent. Le Saint-Laurent offre une très grande diversité d'habitats pour les oiseaux aquatiques. Les différentes espèces de sauvagine qui utilisent les rives du Saint-Laurent exploitent toutes les ressources que leur offre le fleuve, c'est-à-dire que certaines, comme les Becs-scie et les Huarts sont piscivores, d'autres comme le Canard pilet (*Anas acuta*) et le Canard colvert (*Anas platyrhynchos*) sont insectivores et granivores, d'autres encore comme la Grande Oie des neiges (*Chen caerulescens*) et la Bernache du Canada (*Branta canadensis*) sont herbivores. Certaines espèces sont plutôt omnivores, comme les Sarcelles et les Garrots, tandis que plusieurs sont des mangeurs de mollusques ou de crustacés, comme les Eiders et les Macreuses. La figure 2.43 montre l'importance des saisons pour la sauvagine le long du Saint-Laurent. La plupart de ces espèces ne visitent les rives du fleuve que durant une ou deux saisons.

Il n'y a pas que la sauvagine qui peuple les abords du fleuve. Ceux-ci abritent plusieurs espèces d'oiseaux de rivage, tels le Râle, la Poule-d'eau, les Pluviers et les Bécasseaux. Ces oiseaux glânent généralement des insectes, de petits mollusques et crustacés le long du littoral du fleuve. À mi-chemin entre la rive et l'eau libre, les Hérons et Butors, si fréquents dans toutes les baies abritées des vagues et du vent, pêchent les petits poissons et les amphibiens qui passent à leur portée. L'ensemble des rives du Saint-Laurent permet aussi au Martin-pêcheur d'Amérique (*Ceryle alcyon*) de se nourrir aisément. Puisque de nombreuses espèces d'insectes viennent pondre dans les milieux humides, plusieurs

oiseaux insectivores comme les Hirondelles, Moucherolles, Troglodytes et Alouettes fréquentent ces milieux à leur recherche. Les Bruants sont attirés par l'abondance de graines et d'insectes rencontrés dans les marais et prairies humides. Enfin, le Carouge à épaulettes (*Agelaius phoeniceus*) et le Quiscale bronzé (*Quiscalus quiscula*) sont des omnivores qui trouvent dans ces milieux une grande variété de nourriture. Très répandus, et en expansion dans les régions d'eau douce, les Goélands à bec cerclé (*Larus delawarensis*) sont des omnivores que l'on trouve de plus en plus associés aux milieux urbains. Finalement, le fleuve abrite aussi des rapaces aux régimes alimentaires variés : le Balbuzard (*Pandion haliaetus*) se nourrit exclusivement de poissons, le Pygargue à tête blanche (*Haliaetus leucocephalus*), de poissons, de canards, de Goélands et de carcasses de chevreuil, tandis que les Faucons, Crécerelles et Buses s'alimentent de petits oiseaux et de rongeurs.

Plusieurs espèces des abords du Saint-Laurent n'y viennent que durant leur période de nidification et entreprennent souvent de longues migrations pour la période hivernale. Puisque leur présence dure plusieurs mois consécutifs et qu'elle est régulière, ces oiseaux sont considérés comme des nicheurs migrateurs. Toutefois, les espèces comme la Grande Oie des neiges, et plusieurs espèces de canards plongeurs ne fréquentent le fleuve que lors des haltes migratoires.

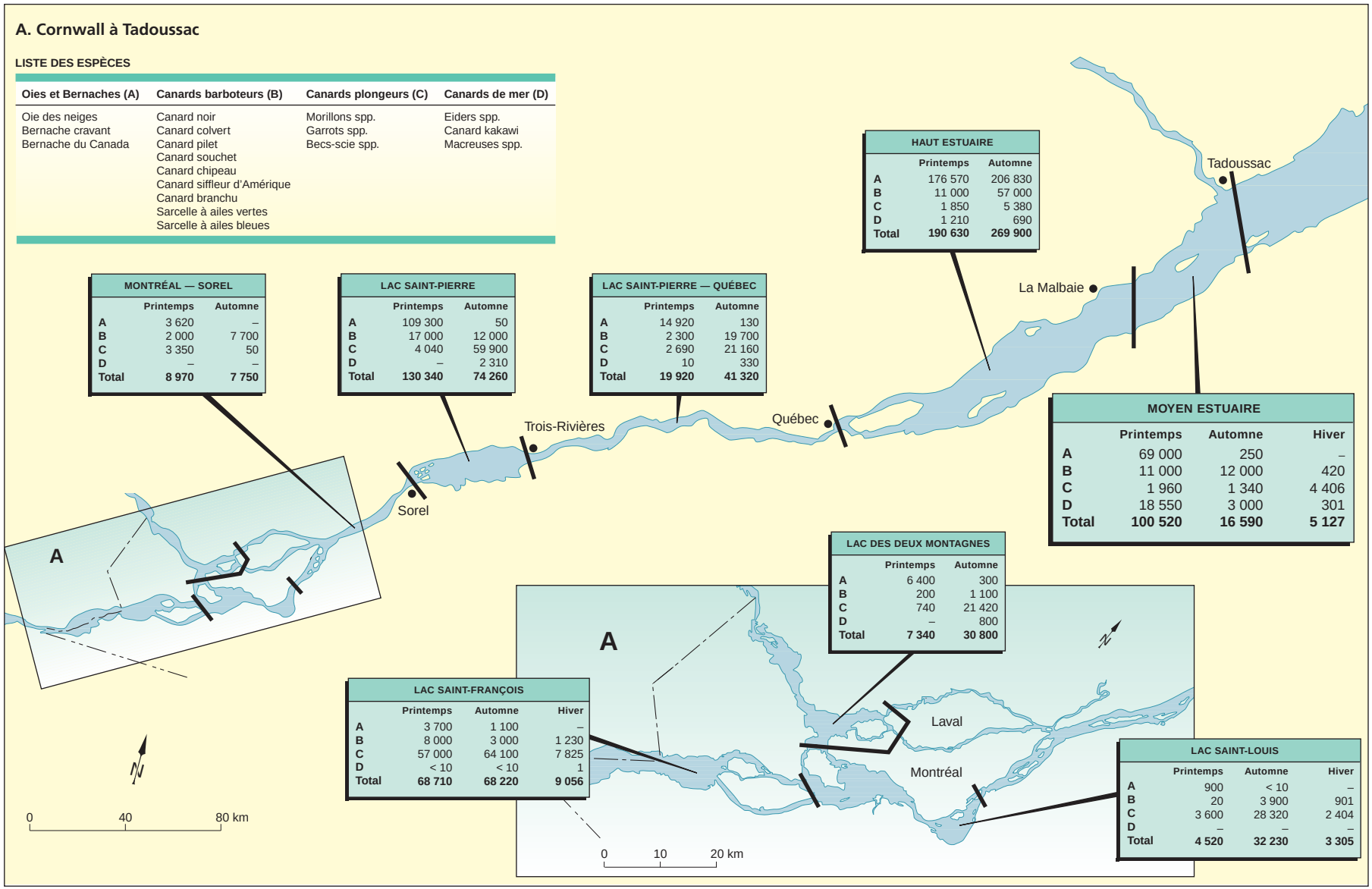
2.7.1 TENDANCES DÉMOGRAPHIQUES DES PRINCIPALES ESPÈCES

Le long du Saint-Laurent, il y a fort peu d'espèces au sujet desquelles on possède suffisamment de données démographiques. Même dans le cas de la sauvagine, sur laquelle on dispose d'un nombre considérable d'inventaires aériens (Lehoux *et al.*, 1985), l'information est généralement trop sporadique ou trop imprécise pour permettre d'identifier des tendances démographiques claires. Cependant, des inventaires de la Grande Oie des neiges et de certaines espèces coloniales d'oiseaux aquatiques sont faits régulièrement.

La Grande Oie des neiges est probablement l'espèce qui symbolise le mieux et qui domine le plus l'avifaune du Saint-Laurent tant par son abondance durant les migrations printanières et automnales que par son importance économique (quatrième gibier en importance le long du Saint-Laurent; Lehoux *et al.*, 1985). L'effectif s'établissait à environ 2500 oiseaux au début du siècle (SCF et Atlantic Flyway Council, 1981). À la fin des années 1960, on a institué des mesures de gestion de la chasse sportive et une politique de protection des habitats de l'espèce le long du Saint-Laurent. Ces mesures ont depuis permis un rétablissement spectaculaire de la population puisqu'au printemps de 1992 et 1993, on dénombrait plus de 400 000 oies (Reed, 1993) (figure 2.44). La forte tendance à la hausse de la population, amorcée à la fin des années 1960, semble se poursuivre, bien qu'elle ait été entrecoupée de deux périodes de stabilité

FIGURE 2.43

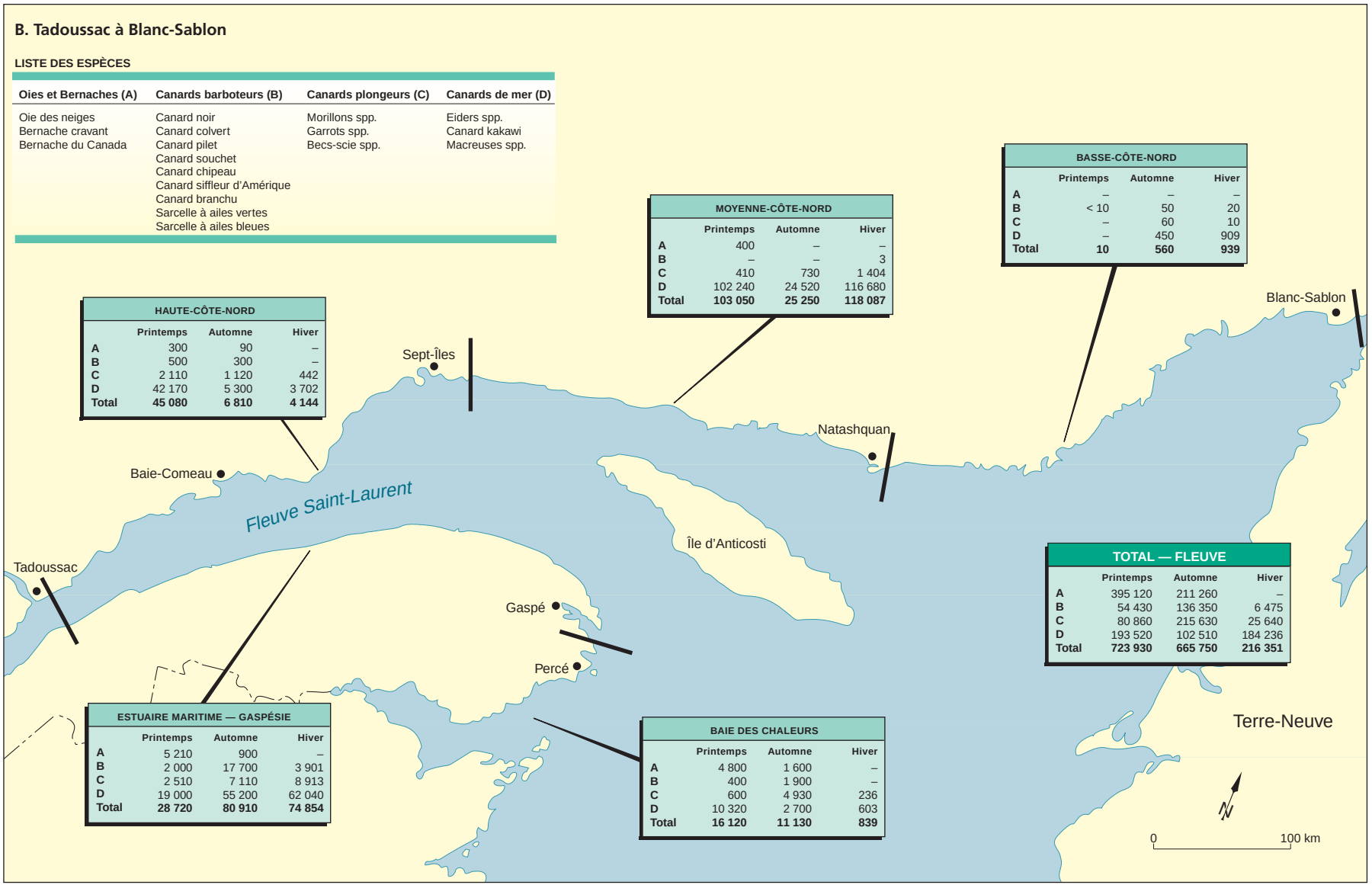
Estimation de la population de sauvagine de Cornwall à Blanc-Sablon entre 1974 et 1978



B. Tadoussac à Blanc-Sablon

LISTE DES ESPÈCES

Oies et Bernaches (A)	Canards barboteurs (B)	Canards plongeurs (C)	Canards de mer (D)
Oie des neiges	Canard noir	Morillons spp.	Eiders spp.
Bernache cravant	Canard colvert	Garrots spp.	Canard kakawi
Bernache du Canada	Canard pilet	Becs-scie spp.	Macreuses spp.
	Canard souchet		
	Canard chipeau		
	Canard siffleur d'Amérique		
	Canard branchu		
	Sarcelle à ailes vertes		
	Sarcelle à ailes bleues		



HAUTE-CÔTE-NORD

	Printemps	Automne	Hiver
A	300	90	–
B	500	300	–
C	2 110	1 120	442
D	42 170	5 300	3 702
Total	**45 080**	**6 810**	**4 144**

MOYENNE-CÔTE-NORD

	Printemps	Automne	Hiver
A	400	–	–
B	–	–	3
C	410	730	1 404
D	102 240	24 520	116 680
Total	**103 050**	**25 250**	**118 087**

BASSE-CÔTE-NORD

	Printemps	Automne	Hiver
A	–	–	–
B	< 10	50	20
C	–	60	10
D	–	450	909
Total	**10**	**560**	**939**

TOTAL — FLEUVE

	Printemps	Automne	Hiver
A	395 120	211 260	–
B	54 430	136 350	6 475
C	80 860	215 630	25 640
D	193 520	102 510	184 236
Total	**723 930**	**665 750**	**216 351**

ESTUAIRE MARITIME — GASPÉSIE

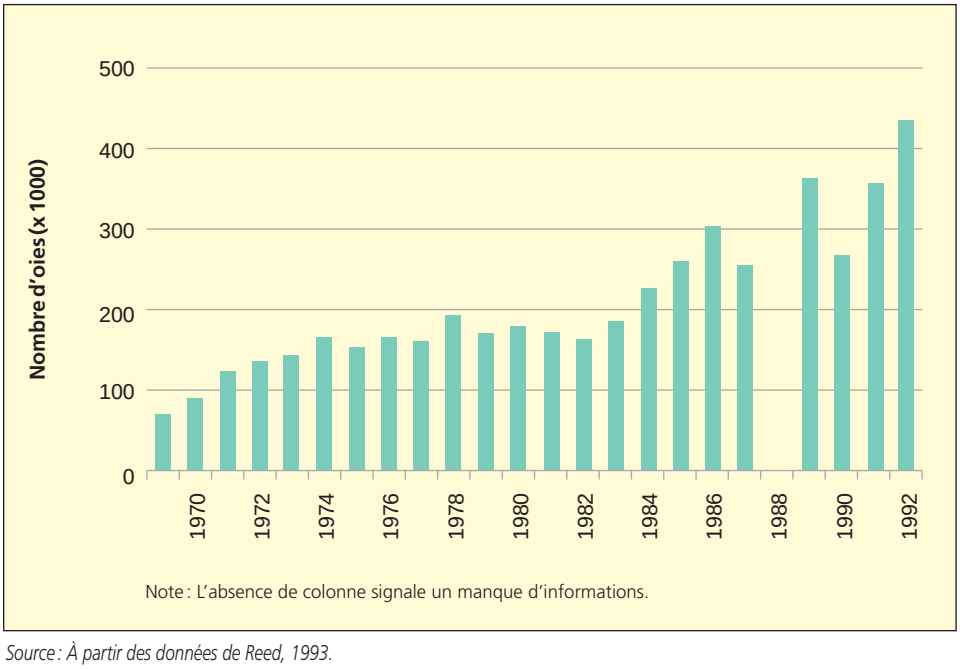
	Printemps	Automne	Hiver
A	5 210	900	–
B	2 000	17 700	3 901
C	2 510	7 110	8 913
D	19 000	55 200	62 040
Total	**28 720**	**80 910**	**74 854**

BAIE DES CHALEURS

	Printemps	Automne	Hiver
A	4 800	1 600	–
B	400	1 900	–
C	600	4 930	236
D	10 320	2 700	603
Total	**16 120**	**11 130**	**839**

Sources : CSL 1993, à partir des données de Lehoux et al., *1985.*

FIGURE 2.44
Population printanière de la Grande Oie des neiges dans la vallée du Saint-Laurent de 1969 à 1992



Source : À partir des données de Reed, 1993.

relative (1974-1983 et 1988-1991). La Grande Oie des neiges est certes la population avienne pour laquelle on dispose des estimations de populations les plus précises grâce aux recensements photographiques aériens. Toutefois, la fiabilité de ces dénombrements a probablement diminué à compter des années 1985, avec l'augmentation de la volée et sa dispersion accrue dans la vallée du Saint-Laurent au printemps; cette dispersion est telle qu'un inventaire photographique total est désormais impossible.

Parallèlement à l'augmentation de population, on a assisté à deux phénomènes : une extension de la distribution de l'espèce au printemps, d'abord du moyen estuaire vers l'estuaire maritime (Gauthier *et al.*, 1988), puis plus récemment vers la région du lac Saint-Pierre (Gauthier *et al.*, 1992) et, deuxièmement, une utilisation accrue des terres agricoles par les oies. À l'automne, elles demeurent encore largement confinées aux marais du moyen estuaire, probablement à cause de la forte pression de chasse. L'utilisation des terres agricoles par les oies au printemps cause localement des dommages importants aux plantes fourragères (Bédard *et al.*, 1986; Bédard et Lapointe, 1991).

La race atlantique de la Bernache du Canada (*Branta canadensis interior*) est un autre Ansériné qui utilise également la vallée du Saint-Laurent au cours de ses arrêts migratoires au printemps et à l'automne. Les meilleures estimations permettant d'évaluer les tendances démographiques de cette population proviennent des inventaires hivernaux réalisés aux États-Unis et, depuis quelques années, dans les aires de nidification du nord du Québec. Alors que

la tendance était à la hausse dans les années 1970, on a noté une stabilisation durant les années 1980 et un fléchissement important au cours des dernières années (Bortner *et al.*, 1991). Toutefois, les inventaires d'hiver sont embrouillés par la présence d'une population résidante de Bernaches qui est en expansion dans le nord-est des États-Unis (Hestbeck, 1991). Si l'on soustrait les Bernaches résidantes des inventaires d'hiver, on constate une baisse régulière de l'effectif au sein de la population qui se reproduit au Québec, tendance confirmée par les inventaires annuels récents. Par exemple, sur la rive sud du lac Saint-Pierre, des recensements printaniers récents montrent une diminution de l'effectif de Bernaches dans ce secteur et une augmentation considérable des populations de Grandes Oies des neiges.

À la fin des années 1970, les estimations du nombre d'oiseaux de cette espèce qui fréquentent le Saint-Laurent, réalisées par le Service canadien de la faune, établissaient la population printanière à 160 000 oiseaux (Lehoux *et al.*, 1985); plus de 50 p. 100 de cet effectif étaient concentrés autour du lac Saint-Pierre. L'effectif total de l'espèce au Québec était alors évalué à environ 875 000 individus (SCF et MLCP, 1986). La nature du flux migratoire et des déplacements de la Bernache du Canada au printemps fait que les recensements printaniers sous-évaluent le nombre total de migrateurs printaniers dans la vallée du Saint-Laurent. À l'automne, le nombre de Bernaches recensées y est beaucoup plus faible, et les oiseaux sont distribués plus uniformément de la vallée de l'Outaouais jusqu'à la Gaspésie (Lehoux *et al.*, 1985).

Deux espèces de canards sont particulièrement importantes dans le Saint-Laurent : le Canard noir (*Anas rubripes*) et l'Eider à duvet (*Somateria mollissima*). L'abondance du premier a chuté de plus de 50 p. 100 entre les années 1950 et le milieu des années 1980 dans l'est du continent, et les populations du Québec n'ont pas été épargnées. Les causes du déclin sont probablement multiples et incluent la perte (disparition de marais) et la transformation (au profit de l'agriculture) de son habitat, la compétition avec le Canard colvert et la chasse excessive (Ankney *et al.*, 1987; Conroy *et al.*, 1989). Des restrictions sévères imposées à la chasse depuis une dizaine d'années pourraient avoir contribué à réduire ce déclin. Les recensements d'hiver réalisés aux États-Unis montrent en effet des effectifs relativement stables depuis quelques années (Bortner *et al.*, 1991), alors que ceux qui ont été réalisés dans le nord du Québec durant la nidification montrent une tendance à la baisse depuis cinq ans (Bordages, 1994). On ne dispose pas de données sur la stabilité des populations de Canards noirs qui utilisent le Saint-Laurent pour nicher ou durant la migration. Par contre, la petite population de Canards noirs qui hiverne à l'embouchure du Saguenay semble se maintenir depuis les années 1970 (SCF et MLCP, 1986; Savard, 1990).

Une surveillance accrue dans les refuges de la Basse-Côte-Nord a permis d'endiguer le braconnage de l'Eider à duvet (récolte d'œufs, chasse de printemps) identifié depuis longtemps comme le principal facteur responsable de la stagnation de ses colonies depuis le début du siècle et de son déclin dans les années 1960 et 1970; le nombre de nids est passé de 2410 en 1982 à 14 548 en 1993 dans les refuges recensés (Chapdelaine, 1994).

Le Goéland à bec cerclé est une autre espèce qui a connu une progression fulgurante dans tout le système du Saint-Laurent et des Grands Lacs dans les années 1970 et 1980 (Mousseau, 1984). Le premier couple nicheur du Québec méridional a été observé en 1953 à Montréal; au début des années 1980, on en dénombrait 43 000 (Mousseau, 1984), puis 95 000 à la fin des années 1980 et 125 000 en 1991 (Brousseau, 1993). Les colonies sont concentrées majoritairement dans les régions de Montréal (70 p. 100 de tout l'effectif) et de Québec (19 p. 100). L'homme serait en grande partie responsable de la prolifération de cette espèce par la création de sites de nidification artificiels (îles provenant de sédiments de dragage) et de nouvelles sources de nourriture (agriculture, déchets urbains; Mousseau, 1984). Les Goélands sont de plus en plus accusés de méfaits, notamment ceux de fréquenter des lieux publics ou de contaminer des plages par leurs excréments. Dans ce dernier cas, Lévesque *et al*. (1993) ont démontré que des concentrations élevées de Goélands sur les plages peuvent en affecter la qualité; par contre, des mesures de gestion des plages pourraient atténuer ces effets.

L'abondance de certaines espèces comme indicateur

Les connaissances sur les oiseaux contribuent à une meilleure compréhension des processus qui régissent les écosystèmes, et leur présence ou leur déplacement en colonie ou en groupe peuvent permettre de vérifier l'état d'une population. Leur abondance peut également renseigner sur un stress environnemental, une modification du milieu, la qualité d'un habitat ou le fonctionnement d'un écosystème.

Les oiseaux se trouvent très souvent à un échelon élevé de la chaîne alimentaire de sorte qu'ils peuvent servir à détecter des signaux qui se sont accumulés tout au long de cette dernière. La surexploitation des populations de la Morue franche dans les eaux de l'Atlantique nord (incluant les eaux du golfe du Saint-Laurent), qui a favorisé une surabondance des poissons fourragers, lesquels à leur tour ont eu une incidence positive sur la productivité des oiseaux marins, constitue un bon exemple (Montevecchi, 1993). Un plus grand nombre d'oiseaux marins n'indiquerait pas dans ce cas une meilleure qualité du milieu mais bien un déséquilibre entraîné par la surexploitation d'un type de poisson.

De surcroît, la mobilité des oiseaux élargit le cadre spatial d'analyse pour identifier l'origine des stress environnementaux (Fox *et al.*, 1991). Il est reconnu que la vallée du Saint-Laurent et le bassin des Grands Lacs sont des sites intensément utilisés par toute une communauté d'oiseaux nicheurs et migrateurs. Ces derniers constituent un indicateur de choix pour trouver l'origine d'une contamination ou de modifications du milieu dont les effets se traduisent par des changements dans les niveaux de populations, la productivité ou encore dans l'utilisation d'un site traditionnellement fréquenté lors des migrations. Par exemple, la Grande Oie des neiges utilise la vallée du Saint-Laurent d'une façon toute autre qu'elle ne le faisait il y a 40 ans à cause des modifications apportées à l'agriculture. Le succès que connaît présentement cet oiseau peut en partie s'expliquer par des changements dans nos pratiques agricoles (Gauthier *et al.*, 1992).

D'autre part, sachant que la distribution de certaines espèces (notamment de canards) dépend de la capacité de support des habitats qu'elles fréquentent (Lehoux *et al.*, 1985) et des changements qui s'y produisent, il est possible d'interpréter et de suivre l'évolution des écosystèmes. Les Macreuses ont, par exemple, été utilisées avec succès pour localiser les sites de pontes du Hareng dans certaines portions de l'estuaire (Bédard, 1995). Il ne serait pas étonnant de détecter un changement dans la distribution des Garrots et des Morillons une fois qu'ils auront repéré les bancs de Moules zébrées pour s'en nourrir.

Les espèces d'oiseaux et leur nombre donnent donc des indications sur la qualité des habitats, leur état et les changements qui s'y produisent sur de longues périodes puisque l'espérance de vie de certaines espèces est habituellement élevée (du moins chez les oiseaux marins). À cet égard, l'étude de la population de Fous de Bassan du golfe du Saint-Laurent et tout particulièrement de la colonie de l'île Bonaventure, qui comporte un suivi serré de leur productivité (succès à l'éclosion, succès à l'envol) et de leur contamination (Chapdelaine *et al.*, 1987), a démontré la valeur des oiseaux marins pour suivre l'évolution des stress environnementaux qui peuvent mettre des années à se résorber.

L'abondance d'une espèce ou son déplacement fournissent aux chercheurs des indices d'altération ou de modification du milieu.

2.7.1.1 Espèces rares et menacées

Le Québec compte plusieurs espèces d'oiseaux menacées ou vulnérables. Parmi les 17 espèces ayant reçu ce statut à la suite d'un bilan effectué en 1989 (Robert, 1989), 14 fréquentent le corridor du Saint-Laurent. Ceci n'a rien d'étonnant puisqu'il s'agit de la région la plus urbanisée et industrialisée du Québec, et que les pertes d'habitats y ont été les plus importantes. La plupart des espèces aujourd'hui considérées comme menacées ou vulnérables ont connu des déclins plus ou moins importants au cours des dernières décennies. Onze de ces espèces

Complément d'information

CANARD NOIR ET CANARD COLVERT DANS LE NORD-EST DE L'AMÉRIQUE

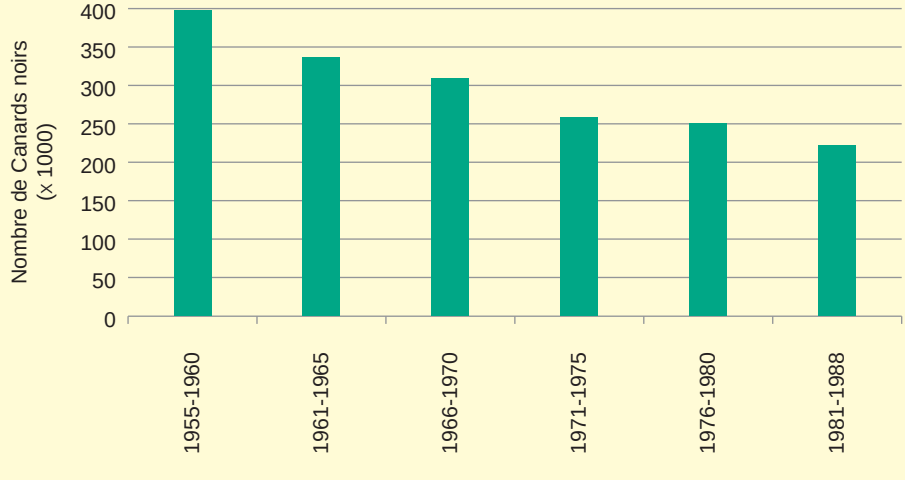
Les relevés hivernaux de sauvagine réalisés aux États-Unis depuis 1955 montrent un déclin marqué du nombre de Canards noirs observés dans le corridor migratoire de l'Atlantique qui passe au-dessus du fleuve Saint-Laurent. Entre 1955 et 1988, leur nombre a diminué de 44 p. 100, passant d'une moyenne de 398 117 durant la période 1955-1960 à 222 375 durant la période 1981-1988.

Plusieurs raisons peuvent expliquer le déclin du Canard noir au profit du Canard colvert. Le Canard noir a perdu beaucoup d'habitats au profit du développement urbain, alors que le Canard colvert semble s'adapter plus facilement aux modifications provoquées par l'homme. L'introduction du Canard colvert dans le nord-est de l'Amérique, où dominait le Canard noir, a amené des croisements entre les populations de ces deux espèces. La progéniture issue de ces croisements est fertile et conserve les caractéristiques génétiques dominantes du Canard colvert.

La colonisation récente du nord-est de l'Amérique par le Canard colvert a-t-elle une influence sur les populations de Canard noir ? Avant 1900, il était assez rare d'observer la présence de Canards colverts dans le nord-est de l'Amérique du Nord. Celui-ci est devenu de plus en plus commun dans le Nord-Est à partir des années 1920. L'expansion du Canard colvert dans cette zone jusque-là inoccupée est due, entre autres, à une extension de son aire de répartition entre les années 1900 et 1950, probablement à cause de modifications humaines de l'environnement qui ont amené la création d'habitats propices pour lui.

Le Canard noir et le Canard colvert sont génétiquement semblables; le Canard noir serait un descendant direct du Canard colvert. La population du Canard colvert située dans le Nord-Est aurait été isolée durant les glaciations du Pleistocène, ce qui aurait amené, selon un processus de sélection naturelle, l'évolution de cette

Nombre moyen de Canards noirs observés dans le corridor migratoire de l'Atlantique entre 1955 et 1988



Source : À partir des données de Rusch et al., *1989.*

population vers l'espèce connue aujourd'hui sous le nom de Canard noir. La séparation entre les différentes populations n'aurait pas duré assez longtemps pour que le Canard noir évolue en une espèce complètement différente du Canard colvert. Les deux espèces possèdent des points communs : mêmes mécanismes d'alimentation, mêmes comportements sexuels, même taille; seul l'habitat occupé diffère.

Le Canard noir est-il voué à l'extinction en tant qu'espèce distincte du Canard colvert? Dans les zones où les deux espèces sont en contact, il semble y avoir une forte corrélation entre le déclin du nombre de Canards noirs, l'augmentation de l'hybridation entre les deux espèces et l'augmentation du nombre de Canards colverts dans l'est de l'Amérique du Nord depuis le début du siècle. D'autres facteurs, incluant les pertes d'habitats et la chasse excessive, peuvent également avoir joué un rôle dans le déclin du Canard noir dans le nord-est de l'Amérique du Nord. Si l'habitat du Canard noir est altéré ou disparaît à la suite des modifications humaines, cette espèce pourrait éventuellement disparaître.

Sources : À partir des données de Heusmann, 1974; Rusch et al., *1989.*

ont été placées sur la liste des espèces prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent (tableau 2.30).

Les espèces menacées sont la Pie-grièche migratrice, le Pygargue à tête blanche, le Pluvier siffleur et les Sternes caspienne et de Dougall (Robert, 1989). Au Québec, les trois dernières espèces se retrouvent uniquement dans le territoire baigné par le Saint-Laurent. L'habitat de nidification du Pluvier siffleur, les plages de sable, est encore menacé par le dérangement humain en dépit des mesures de conservation. La Sterne de Dougall et le Pluvier siffleur sont aussi des espèces menacées à l'échelle du continent. Relativement abondante à la fin du siècle dernier, la Sterne caspienne aurait beaucoup souffert du dérangement humain, surtout la récolte d'œufs. Quant à la Pie-grièche migratrice, une espèce dont les causes du déclin tant au Québec qu'à l'échelle du continent demeurent mystérieuses (Robert et Laporte, 1991), les mentions récentes de nidification sont toutes dans la vallée du Saint-Laurent.

Jusqu'à maintenant, les efforts de rétablissement ont été surtout consacrés au Pluvier siffleur et au Faucon pèlerin. De plus, bien que le déclin de la plupart des espèces d'oiseaux du Saint-Laurent soit lié de près ou de loin à l'action humaine, les causes exactes sont souvent difficiles à cerner, ou encore à contrer à court terme (par exemple, les pesticides).

La perte d'habitats riverains, et en particulier de milieux humides, à la suite de l'urbanisation et du développement de l'agriculture est sûrement la plus grande menace pour les populations d'oiseaux le long du fleuve (SCF et MLCP, 1986). Dans certains cas, des mesures de restauration sont possibles. L'un des meilleurs exemples est celui des îles du Saint-Laurent dans la région du tronçon fluvial. En raison de leur isolement et de la protection qu'elles offrent contre plusieurs prédateurs terrestres, les îles sont des sites de choix pour la nidification

TABLEAU 2.30
Liste des espèces d'oiseaux prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent

Nom français	Nom latin
Faucon pèlerin***	*Falco peregrinus* ssp. *anatum*
Grèbe cornu	*Podiceps auritus*
Petit Butor*	*Ixobrychus exilis*
Pic à tête rouge	*Melanerpes erythrocephalus*
Pie-grièche migratrice**	*Lanius ludovicianus*
Pluvier siffleur***	*Charadrius melodus*
Pygargue à tête blanche	*Haliaeetus leucocephalus*
Râle jaune	*Coturnicops noveboracensis*
Sterne de Dougall (Rosée)**	*Sterna dougallii*
Sterne caspienne*	*Sterna caspia*
Troglodyte à bec court	*Cistothorus platensis*

*Statut selon le Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada : *vulnérable; **menacée; ***en danger de disparition.*

Sources : Bouchard et Millet, 1993, à partir des données de Groupe de travail sur les espèces de faune et de flore prioritaires du couloir du Saint-Laurent, 1993 et de CSEMDC, 1993.

de beaucoup d'espèces d'oiseaux, notamment les espèces coloniales et la sauvagine. Bien que l'agriculture et la villégiature aient transformé le couvert sur de nombreuses îles, réduisant ainsi leur attrait pour les oiseaux, plusieurs îles offrent un potentiel de restauration intéressant (Bélanger, 1989). Étant donné les petites superficies en cause et les techniques de restauration mises au point (Bélanger *et al.*, 1989), la restauration, voire la création de nouvelles îles, apparaît comme une forme d'aménagement prometteuse pour l'avenir.

2.7.1.2 Exploitation

La chasse sportive est la forme d'exploitation la plus importante à laquelle les oiseaux sont soumis le long du Saint-Laurent. Au Québec, plus de 54 000 permis de chasse aux oiseaux migrateurs ont été vendus en 1990, et environ 575 000 oiseaux aquatiques auraient été récoltés (Legris et Lévesque, 1991). Selon Lehoux *et al.* (1985), 65 p. 100 des oiseaux migrateurs abattus au Québec le seraient le long du Saint-Laurent. Le Canard noir, le Canard colvert, la Sarcelle à ailes vertes (*Anas crecca*) et la Grande Oie des neiges sont, par ordre décroissant d'importance, les espèces les plus récoltées le long du Saint-Laurent (Lehoux *et al.*, 1985). La proportion de ces dernières dans la récolte diffère toutefois selon la région. Ainsi, en amont de Québec, les canards barboteurs et plongeurs dominent; dans le moyen estuaire, la Grande Oie des neiges est l'espèce la plus commune; alors que dans l'estuaire maritime et le golfe, les canards de mer sont les plus récoltés.

La chasse, quand elle est bien réglementée, ne met pas en danger les populations de sauvagine. Même si on ne dispose d'aucune étude quantitative permettant d'évaluer avec précision l'effet du prélèvement par la chasse sur une population de sauvagine, le suivi de la population et l'ajustement de la réglementation permettent d'assurer un équilibre.

L'examen des statistiques de prises d'oiseaux migrateurs au Québec fournit des indices sur les tendances démographiques. Ainsi, si l'on compare les données les plus récentes, c'est-à-dire celles de 1990 (Legris et Lévesque, 1991), avec celles de la fin des années 1970 (Lehoux *et al.*, 1985), on constate que les prises de Canard branchu (*Aix sponsa*), de Canard colvert, et de Sarcelle à ailes vertes ont augmenté, alors que celles de Canard chipeau, de Garrot à œil d'or (*Bucephala clangula*), de Grand Morillon (*Aythya marila*) et surtout de Sarcelle à ailes bleues (*Anas discors*) ont chuté. Bien que l'interprétation de ces statistiques demeure spéculative, cela suggère néanmoins qu'une attention particulière devrait être portée à ces dernières espèces et à leur gestion.

Un cas particulièrement intéressant est celui de la Grande Oie des neiges. Bien que les populations continuent d'augmenter, le prélèvement par la chasse le long du Saint-Laurent oscille bon an mal an entre 30 000 et 60 000 sujets, de sorte que la proportion d'individus récoltés dans la population ne cesse de diminuer (Reed, 1990). Dans le but d'arriver à un équilibre entre la production et le prélèvement annuel, les limites quotidiennes de prises pour cette espèce ont été portées de six à huit en 1992. Le comportement très grégaire de l'espèce restreint singulièrement les occasions de prélèvement par la chasse, qui se pratique principalement à la périphérie de refuges ou d'aires de repos (Bédard, 1988).

La chasse illégale et la récolte d'œufs sont d'autres formes d'exploitation des oiseaux le long du Saint-Laurent. Le braconnage est évidemment difficile à évaluer, bien que son importance semble augmenter de l'amont vers l'aval. La chasse de printemps et la récolte d'œufs ont en effet souvent été citées comme des facteurs importants dans le déclin des populations d'oiseaux marins autour du golfe du Saint-Laurent (Chapdelaine et Brousseau, 1991). Ces activités pratiquées durant la saison de reproduction sont généralement catastrophiques pour les populations. Des mesures de protection accrues et des efforts d'éducation auprès des jeunes d'âge scolaire (Blanchard, 1984), surtout dans les communautés isolées, ont permis d'endiguer cette tendance au cours de la dernière décennie sans toutefois l'éliminer complètement.

La récolte de duvet de l'Eider à duvet est une activité commerciale importante dans les colonies de l'estuaire du Saint-Laurent (Reed, 1986). Bien

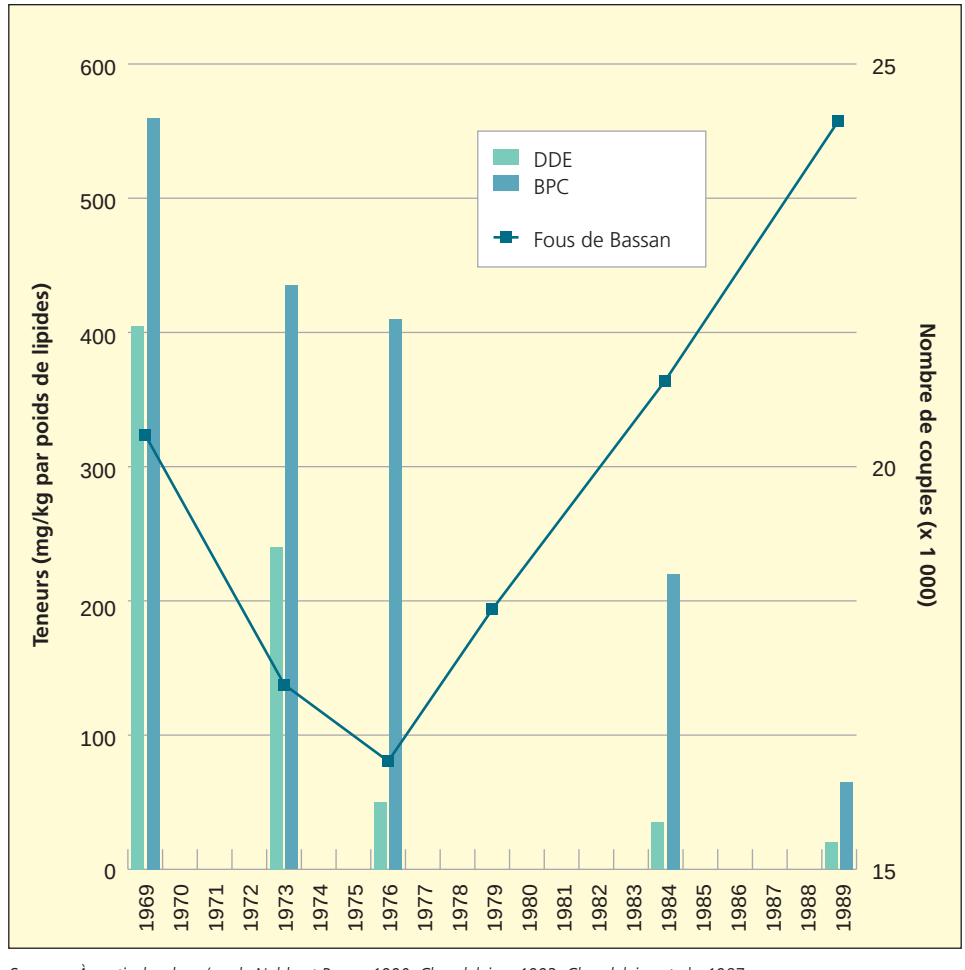
qu'une telle activité puisse causer un certain dérangement au sein des colonies, il semble qu'elle n'ait pas d'impact néfaste sur les populations d'Eiders lorsqu'elle est pratiquée par des gens attentifs utilisant des techniques éprouvées.

2.7.2 CONTAMINATION DES POPULATIONS

La présence de nombreuses substances toxiques dans les eaux du Saint-Laurent est une menace pour la faune et, en raison de leur position trophique, les oiseaux sont particulièrement de bonnes sentinelles. L'évaluation et le suivi du degré de contamination de la faune constituent une tâche éminemment complexe, compte tenu des différences entre les espèces dans la résistance et l'aptitude de chacune à annuler les effets toxiques des divers produits, des variations spatiales et temporelles de la distribution des contaminants, du phénomène de bioaccumulation et du fait de la mobilité des oiseaux qui parcourent souvent des distances considérables et s'exposent possiblement à une foule de contaminants dont les concentrations sont inconnues. Ce dernier obstacle est cependant contourné en utilisant les jeunes au nid, davantage représentatifs de la contamination locale.

Jusqu'à maintenant, la plupart des données toxicologiques sur les oiseaux du Saint-Laurent ont été recueillies de façon complémentaire dans des études portant sur d'autres aspects de la biologie des populations. Les études de contaminants ont le plus souvent porté sur les résidus de pesticides organochlorés (surtout le DDT, ses dérivés, ou les composés organochlorés comme les BPC) à cause de l'amincissement des coquilles d'œufs et de la chute du succès d'éclosion qu'ils entraînent chez les oiseaux. Dans les Grands Lacs, le niveau de contamination des oiseaux aquatiques avait atteint un niveau tellement dramatique à la fin des années 1960 que des populations entières ont disparu d'immenses territoires (le Cormoran à aigrettes [*Phalacrocorax auritus*] par exemple). Les survivants étaient affectés de malformations congénitales, et leurs populations étaient gravement réduites (comme celles du Bihoreau à couronne noire [*Nycticorax nycticorax*]). La situation n'a jamais atteint ce niveau dans le Saint-Laurent. Parmi les études disponibles, on note celle sur la contamination des œufs de Fous de Bassan par le DDT à l'île Bonaventure (Chapdelaine *et al.*, 1987). Des taux très élevés de DDT dans les années 1960 ont été associés à un faible succès d'éclosion et à une baisse de la taille de la colonie, alors qu'une diminution du niveau de contamination au cours des années 1970 et 1980, à la suite du bannissement du DDT, a été associée à une augmentation du succès d'éclosion et de la taille de la colonie (figure 2.45). Une étude des teneurs en DDT et en BPC des œufs de Grand Héron, réalisée en 1979, a révélé des niveaux de contamination plus élevés dans les colonies du Saint-Laurent que dans les colonies continentales et ont permis de mettre en évidence une relation inverse entre l'épaisseur de la coquille et le degré de contamination (Laporte, 1982). Toutefois, aucun effet négatif sur la productivité n'a alors été mesuré. Dans les œufs du Petit Pingouin

FIGURE 2.45
Teneurs en DDE et en BPC des œufs de Fous de Bassan de l'île Bonaventure entre 1969 et 1989



Sources : À partir des données de Noble et Burns, 1990; Chapdelaine, 1993; Chapdelaine et al., *1987.*

(*Alca torda*), Chapdelaine et Laporte (1982) ont décelé en 1978 des teneurs en DDT et en BPC qui seraient plus élevées dans les colonies du moyen estuaire que dans celles du golfe, mais ils n'ont pas trouvé de relation entre le taux de contamination et l'épaisseur de la coquille ou la productivité (nombre de jeunes à l'envol).

DesGranges et Thompson (1990) ont fait une synthèse des données publiées et non publiées sur la contamination des espèces fauniques dans le Saint-Laurent. Les concentrations des pesticides organochlorés, de BPC, de mercure et de plomb dépassent les normes de la *Loi sur les aliments et drogues* du Canada chez plusieurs espèces d'oiseaux, surtout chez les piscivores. Des problèmes relatifs à la faible taille des échantillons, à la différence des objectifs poursuivis par les chercheurs, à l'absence de répétitions des mesures dans le temps ou l'espace compliquent le traitement statistique de ces données et rendent leur interprétation difficile (DesGranges et Thompson, 1990). Chez les oiseaux en outre, les déplacements migratoires viennent compliquer davantage l'interprétation des niveaux de contamination observés. En effet, certains contaminants

peuvent être accumulés hors du bassin du Saint-Laurent, en particulier dans des régions où l'usage des pesticides organochlorés est encore répandu.

Braune et Rodrigue (1993) rapportent que parmi les 755 individus de 27 espèces de canards et d'oies prélevés en 1988 et 1991, les plus fortes concentrations de BPC (1 à 18 mg/kg de poids frais) et de DDE (1 à 2 mg/kg) dans les muscles ont été trouvés chez les canards plongeurs, plus particulièrement les Becs-scie et les Canards kakawis (*Clangula hyemalis*) du Nord québécois. Les résultats préliminaires sur un nombre restreint d'échantillons indiquent que le long du fleuve Saint-Laurent et dans ses tributaires, les concentrations sont généralement inférieures à celles trouvées dans le Nord québécois (tableau 2.31). Les concentrations de ces contaminants sont semblables à celles retrouvées ailleurs dans le nord et le sud du Canada. Cependant, à cause de la petite taille des échantillons, ces tendances restent à confirmer.

Il est donc difficile de généraliser sur l'état de contamination des oiseaux à partir des données actuelles. À cause du phénomène bien connu de bioamplification le long de la chaîne alimentaire, les espèces qui sont au sommet comme les espèces piscivores (Hérons, Cormorans, Huarts, etc.) ou carnivores (rapaces) sont les plus à risque. Chez la sauvagine, il y a une tendance pour les espèces qui s'alimentent à même le benthos comme les Becs-scies, les Canards kakawis, les Morillons, les Garrots et les Macreuses à accumuler des concentrations plus élevées que les espèces qui mangent des plantes (tableau 2.31). Les oies et les canards barboteurs comme les Canards noirs, les Canards colverts, les Canards chipeaux, les Sarcelles et les Canards branchus ont tendance à accumuler les concentrations les plus faibles dans leurs muscles. De plus, à cause du phénomène de dilution à mesure que l'on s'éloigne des centres industriels des Grands Lacs et du sud du Québec, on devrait s'attendre à ce que les risques de contamination pour les populations diminuent vers l'aval. Or, il n'en est rien. En fait, à cause du transport des contaminants de l'amont vers l'aval, du transport aérien du sud-ouest au nord, et de l'ajout de nouvelles sources de contamination vers l'aval, les populations de l'estuaire paraissent les plus contaminées (Pearce *et al.*, 1989).

Un problème de contamination très particulier est celui de l'intoxication des canards par l'ingestion de grenaille de plomb au fond des marais. Les effets néfastes de cette forme d'intoxication ont été bien documentés aux États-Unis (Lemay *et al.*, 1989). Un échantillonnage des gésiers de canards et d'oies tués à la chasse en 1987 et 1988 a montré que les régions du lac Saint-Pierre, de Montréal et surtout de l'Outaouais dépassaient la limite acceptable de 5 p. 100 d'individus avec au moins une bille de plomb (Lemay *et al.*, 1989). Les Morillons et, dans une moindre mesure, les canards barboteurs étaient les plus

TABLEAU 2.31

Teneurs moyennes en mercure, en BPC et en DDE des muscles de la sauvagine du Nord québécois et du Saint-Laurent en 1988 et 1991

	Nord québécois					Saint-Laurent				
	Nombre d'échantillons		Teneurs (mg/kg)			Nombre d'échantillons		Teneurs (mg/kg)		
Espèces	Hg	BPC, DDE	Hg	BPC	DDE	Hg	BPC, DDE	Hg	BPC	DDE
Becs-scie	12	17	0,91	1,27	0,27	9	9	0,86	0,24	0,04
Bernaches	8	15	< 0,05	< 0,01	< 0,01	1	1	< 0,08	< 0,01	< 0,01
Canard noir	4	5	0,20	0,1	0,03	12	15	0,08	0,03	< 0,01
Canard kakawi	5	6	0,17	3,09	0,40	1	2	0,13	0,47	0,10
Canard colvert	4	4	0,12	0,02	< 0,01	6	6	0,07	0,02	< 0,01
Canard branchu	1	1	< 0,05	< 0,01	< 0,01	2	2	0,07	< 0,01	< 0,01
Garrots	1	1	0,42	0,16	0,04	10	6	0,30	0,11	0,02
Macreuses	2	6	0,15	0,14	0,03	10	10	0,24	0,19	0,01
Morillons	5	6	0,10	0,21	0,03	12	12	0,14	0,08	0,02
Oies	5	10	< 0,05	< 0,01	< 0,01	3	5	< 0,05	< 0,01	< 0,01
Pilet et Chipeau	5	6	0,11	< 0,01	< 0,01	2	4	< 0,07	0,02	< 0,01
Sarcelles	1	2	0,10	< 0,01	< 0,01	2	2	0,17	< 0,01	< 0,01

Source : Braune et Rodrigue, 1993.

contaminés. Selon les auteurs, la situation était à ce point préoccupante qu'ils recommandaient qu'on étudie la possibilité de bannir le plomb des cartouches dans ces régions, à l'instar de nombreux États américains. Au Québec, on entend bannir l'usage des cartouches aux billes de plomb dans les réserves nationales de faune en 1996, et partout en 1997.

La contamination de certaines espèces comme indicateur

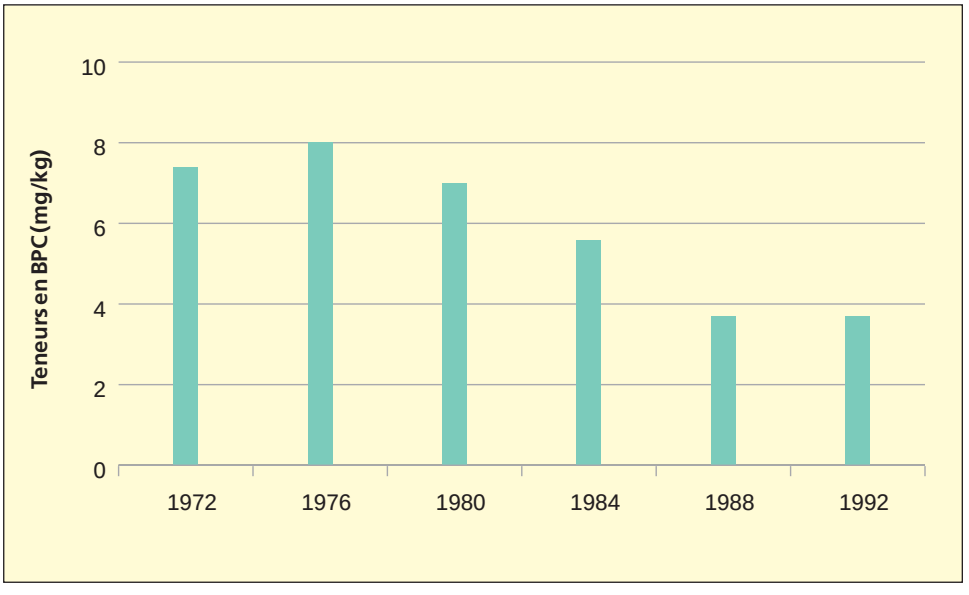
DesGranges et Thompson (1990) ont suggéré de mettre sur pied un réseau de surveillance écotoxicologique en évaluant le potentiel bioindicateur d'un certain nombre d'espèces. Pour installer un tel réseau de surveillance écotoxicologique, l'espèce choisie doit répondre à plusieurs critères : accumuler les contaminants, être sédentaire, abondante, facile à capturer, et permettre la détection de changements statistiquement significatifs tant dans les sources locales de contamination que dans la pollution diffuse du milieu récepteur (DesGranges et Thompson, 1990). Ces méthodes ont déjà été adoptées ailleurs, et elles conviennent pour des espèces résidantes comme les Ardéidés choisis comme indicateurs dans des États qui longent le golfe du Mexique. Certains oiseaux peuvent aussi servir de bioindicateurs à l'échelle planétaire et renseigner à long terme sur l'évolution des concentrations de substances organochlorées dans les océans. Cependant, la plupart des oiseaux migrateurs adultes ne peuvent servir d'indicateurs pour refléter des conditions locales parce qu'ils ne séjournent en un lieu donné que pendant moins de la moitié de l'année. Toutefois, on peut avoir recours à

plusieurs espèces printanières qui se nourrissent activement en vue de la période de nidification, parce que le contenu de leurs œufs peut refléter la contamination de l'alimentation de l'adulte. D'autre part, les jeunes sont davantage représentatifs de la contamination locale, et c'est pour cela que leur suivi est intéressant.

Depuis 1972, on échantillonne les œufs du Cormoran à aigrettes de l'île aux Pommes (dans l'estuaire maritime) afin de doser leur teneur en BPC (Busby, 1993). Les résultats présentés à la figure 2.46 montrent qu'après un sommet atteint vers 1976, la teneur a diminué et atteint un niveau qui n'est pas présentement considéré comme inquiétant pour la reproduction. Même les concentrations atteintes en 1976 n'ont pas approché celles mesurées dans les œufs de la population des Grands Lacs. Cette tendance à la baisse des dernières années est corroborée par la détection de teneurs relativement faibles en BPC des œufs de la même espèce récoltés sur d'autres îles de l'estuaire. Les teneurs en BPC variaient entre 1,32 et 5,01 mg/kg (moyenne de 3,39 ± 0,8 mg/kg) sur des îles du moyen estuaire et entre 1,10 et 4,01 mg/kg (moyenne de 2,37 ± 0,3 mg/kg) sur des îles de l'estuaire maritime (Rodrigue, 1993).

Dans la mise sur pied d'un réseau de surveillance écotoxicologique, une première série de tests doit porter sur des espèces indicatrices d'exposition à certains contaminants comme le plomb, le mercure, le cadmium et l'arsenic (métaux), et comme les pesticides organochlorés, les BPC, le PCDD et le PCDF (substances organiques). Une espèce qui se nourrit d'invertébrés, l'Hirondelle bicolore (*Tachycineta bicolor*), et qui vit à proximité de sources ponctuelles de contamination, sert au suivi des contaminants chez les insectes émergents. D'autres espèces sont évaluées pour leur intérêt dans le suivi de la contamination régionale. L'Eider à duvet, mollusvore marin, renseigne indirectement sur la contamination des matières en suspension, tandis que plusieurs espèces qui se nourrissent d'invertébrés et de poissons permettent de surveiller les contaminants chez des organismes nectoniques d'âges, de tailles et de régimes alimentaires différents. Ce sont la Guifette noire (*Chlidonias niger*), la Sterne pierregarin (*Sterna hirundo*), le Goéland argenté (*Larus argentatus*), le Cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*), le Bihoreau à couronne noire (*Nycticorax nycticorax*) et le Grand Héron (*Ardea herodias*), des oiseaux coloniaux qui se nourrissent soit dans les milieux humides ou dans le fleuve même. Dans le cas du Grand Héron, du Bihoreau à couronne noire, de la Sterne pierregarin et de l'Hirondelle bicolore – des oiseaux migrateurs semi-aquatiques –, les efforts d'études portent sur les jeunes, davantage représentatifs de la contamination du fleuve.

FIGURE 2.46
Teneurs en BPC des œufs de Cormorans à aigrettes de l'île aux Pommes entre 1972 et 1992



Source : À partir des données de Busby, 1993.

DesGranges (1992) retient aussi le Guillemot noir comme une espèce qui rencontre les critères cités précédemment (accumulation des contaminants, sédentarité, localisation facile). Cependant, compte tenu de sa distribution très localisée, il suggère de lui associer la Sterne pierregarin et le Grand Héron.

Chacune de ces espèces fournit une partie de l'information, un élément de connaissance sur la contamination, mais en aucun cas une vision globale sur l'état de la faune avienne. Il est important de bien étudier les relations entre le degré de contamination de ces espèces et l'environnement, leur variabilité spatiale et temporelle et de les comparer à des populations témoins dans des milieux peu pollués. De plus, bien qu'il soit légitime de se concentrer sur les espèces piscivores, puisqu'elles sont au sommet de la pyramide alimentaire, il pourrait être souhaitable d'inclure quelques espèces ayant des modes d'alimentation différents. Par exemple, Savard (1990) rapporte que, parmi quatre espèces de canards hivernant à l'embouchure du Saguenay, le Canard kakawi, espèce qui se nourrit surtout d'invertébrés benthiques, a montré des teneurs plus élevées en contaminants. Rodrigue *et al.* (1992) ont exploré une approche expérimentale consistant à relâcher des canards domestiques dans des habitats naturels. En recapturant les oiseaux après plusieurs jours ou plusieurs semaines, ils ont obtenu une estimation du taux auquel divers contaminants étaient absorbés par ces animaux. Ils ont trouvé que les canards accumulaient très rapidement des concentrations importantes de substances organochlorées et de BPC.

DesGranges *et al.* (1994) complètent une deuxième série de tests du réseau de surveillance écotoxicologique. Cette série emploie des biomarqueurs physiologiques (protéines, système enzymatique, vitamines et hormones) qui renseignent sur la santé des organismes vivant dans le fleuve. Leur étude porte

sur le Grand Héron et le Bihoreau à couronne noire. Certains des biomarqueurs utilisés indiquent une exposition à certains contaminants et avertissent des problèmes potentiels de toxicité. Ce sont, notamment, l'induction des oxydases à fonctions multiples, les protéines fixatrices de métaux, les porphyrines, la vitamine A et les hormones thyroïdiennes. D'autres biomarqueurs, comme l'inhibition de l'ALA-D et les adduits d'ADN, signalent des agressions toxiques plus importantes et susceptibles d'avoir des effets à plus long terme sur les organismes.

D'autres biomarqueurs et d'autres espèces devront encore être évalués avant d'en arriver à une sélection définitive d'indicateurs de santé de l'écosystème fluvial. D'autres indices, tels le profil métabolique du sang des jeunes, les performances reproductrices et le suivi des populations du Grand Héron, donnent un aperçu de l'état général des individus et des populations de cette espèce sentinelle de la qualité des écosystèmes aquatiques du Saint-Laurent.

2.7.3 TRONÇON FLUVIAL ET ESTUAIRE FLUVIAL

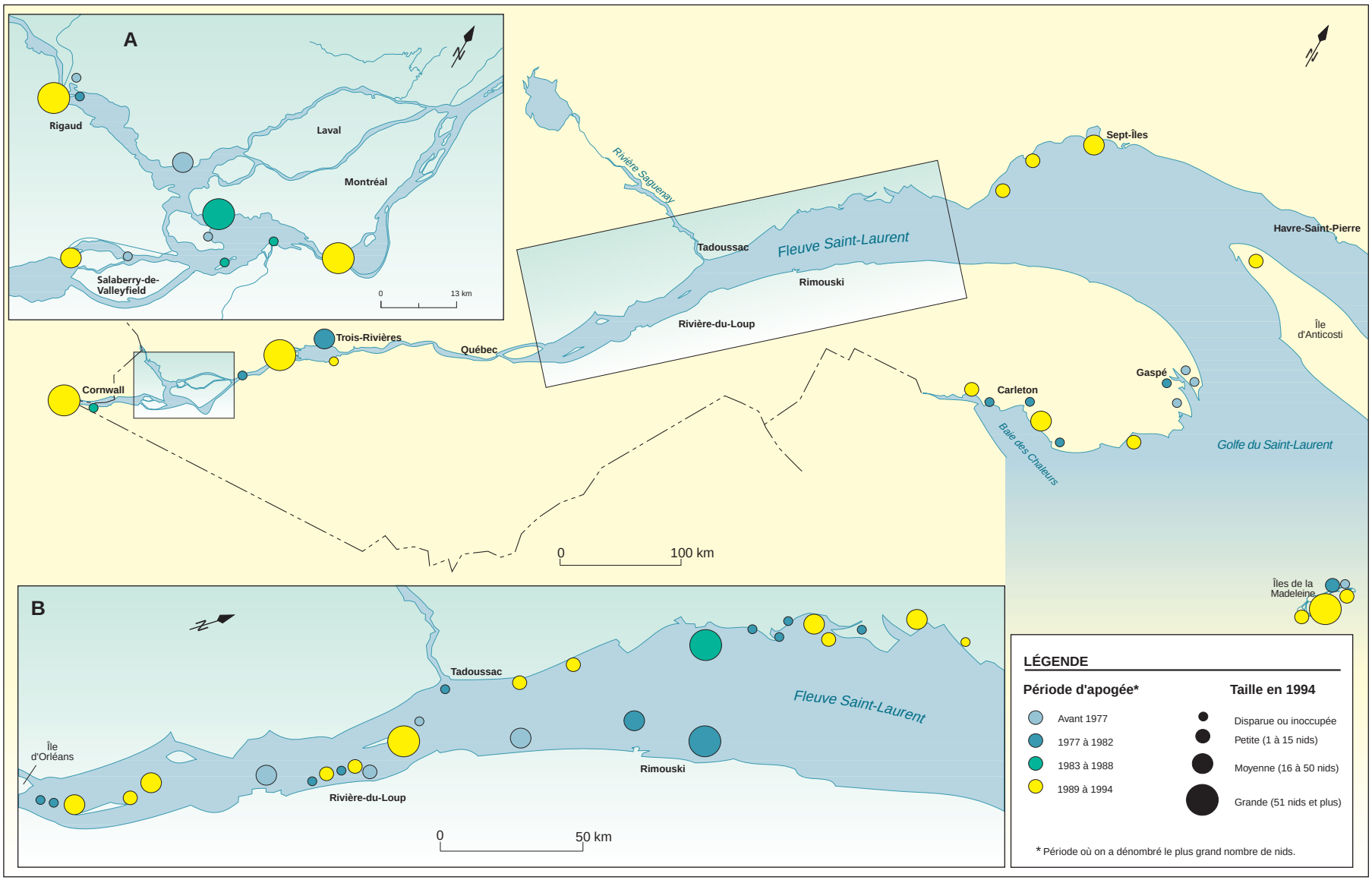
La salinité de l'eau circonscrit les zones d'utilisation du fleuve. De Cornwall à Québec, on retrouve les mêmes espèces d'eau douce en plus des 38 espèces que l'on peut rencontrer partout le long des rives du Saint-Laurent (Ghanimé *et al.*, 1990). C'est pourquoi les oiseaux fréquentant le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial ont été étudiés dans la même section.

Les colonies du Grand Héron sont établies en majorité près des sites d'alimentation, dans des boisés peu accessibles aux humains et aux prédateurs terrestres. Au début des années 1990, on estimait la population de fin d'été du Grand Héron à environ 25 000 individus au Québec (DesGranges, 1995). Le tiers de cette population est associé aux 36 héronnières présentement actives dans le système du Saint-Laurent (DesGranges et Desrosiers, 1995) (figure 2.47). Ces colonies, dont la taille varie d'année en année, rassemblent en général quelques dizaines de nids, parfois plus d'une cinquantaine (actuellement neuf colonies le long du Saint-Laurent), entre autres dans les secteurs marécageux des lacs fluviaux, de l'estuaire et du golfe Saint-Laurent. Avec plus de 1000 couples nicheurs, une héronnière du lac Saint-Pierre serait la plus grosse colonie connue de cette espèce au monde (DesGranges et Desrosiers, 1995). Bien que 28 des 64 héronnières recensées à ce jour le long du Saint-Laurent aient été abandonnées, on constate tout de même une expansion de l'aire de nidification du Grand Héron dans la portion marine du Saint-Laurent, de même qu'une augmentation de la taille des colonies, particulièrement dans la portion d'eau douce (DesGranges et Desrosiers, 1995) (figure 2.47).

Juste en aval de Cornwall, le lac Saint-François est un des plus importants plans d'eau du sud du Québec; l'abondance d'îles, de marais et d'herbiers

FIGURE 2.47

Colonies de Grand Héron du Saint-Laurent



Source : DesGranges et Desrosiers, 1995.

submergés en font un excellent milieu pour la sauvagine et les échassiers (Lehoux *et al.*, 1985). Durant la migration, le lac Saint-François abrite de fortes concentrations de canards plongeurs (figure 2.43), notamment les Morillons (*Aythya* spp; Lehoux *et al.*, 1985). Plus en aval, au lac Saint-Louis, les habitats favorables à la sauvagine y sont encore bien représentés malgré les empiétements en milieu riverain : les îles de la Paix, la commune de Châteauguay, le ruisseau Saint-Jean et l'île Saint-Bernard.

Parmi la liste des espèces aviennes prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent figure le Petit Butor. Cet échassier ne niche que dans les basses-terres du Saint-Laurent et le sud-ouest des Appalaches. On le retrouve dans les marais à quenouilles, mais également dans les scirpes, les phragmites, les carex et autres plantes aquatiques de Cornwall à Québec.

De Montréal au lac Saint-Pierre, un chapelet d'îles (les archipels de Boucherville, Varennes, Verchères, Contrecœur et Berthierville) entourées d'herbiers submergés présente un potentiel de nidification considérable pour les oiseaux et en particulier les canards (surtout le Canard chipeau et le Canard pilet; Bélanger, 1989). Le lac Saint-Pierre est le plan d'eau comportant la plus grande superficie de milieux humides d'eau douce du Saint-Laurent (Burton, 1991), ce qui en fait un site de première importance pour les oiseaux. En migration, c'est un site de prédilection pour la sauvagine; plus de 15 000 canards barboteurs, entre 50 000 et 70 000 Bernaches du Canada et pas moins de 100 000 Grandes Oies des neiges s'y retrouvent au pic de la migration printanière (Langlois *et al.*, 1992) (figure 2.43). Plusieurs espèces de canards nichent autour du lac aussitôt après la décrue, et le Canard pilet est de loin l'espèce dominante (Benoit *et al.*, 1987). Plusieurs oiseaux rares au Québec fréquentent aussi ce secteur (notamment les aigles, le Morillon à tête rouge [*Aythya americana*] et le Râle jaune [*Coturnicops noveboracensis*]). Les lacs Saint-François et Saint-Louis sont utilisés par plus de 10 000 Grands Becs-scie (*Mergus merganser*) et Garrots à œil d'or (*Bucephala clangula*) pendant la saison froide (Lehoux *et al.*, 1985).

De manière générale, le secteur fluvial abrite toutes les espèces d'eau douce qui fréquentent le fleuve Saint-Laurent. Il se caractérise par la présence d'espèces associées aux milieux humides comme les marais à quenouilles (Ghanimé *et al.*, 1990). C'est le cas, entre autres du Grèbe à bec bigarré (*Podylimbus podiceps*), du Canard branchu, du Morillon à tête rouge, de la Poule-d'eau (*Gallinula chloropus*), du Phalarope de Wilson (*Phalaropus tricolor*), de la Guifette noire (*Chlidonias niger*), du Troglodyte à bec court (*Cistothorus platensis*) et du Troglodyte des marais (*Cistothorus palustris*). Certaines espèces sont exclusives à ces zones. Ce sont le Grèbe à bec bigarré, le Héron vert (*Butorides striatus*), le Canard branchu, le Morillon à tête rouge et la Guifette noire. Cette

zone représente la limite ouest du corridor migratoire printanier de la Grande Oie des neiges et la limite est de l'aire de nidification du Petit Butor, de la Poule-d'eau et du Troglodyte à bec court. C'est aussi la limite est du corridor automnal de migration du Morillon à dos blanc (*Aythya valisineria*) au Québec (Ghanimé *et al.*, 1990).

Le Faucon pèlerin, une espèce prioritaire du Plan d'action Saint-Laurent, s'observe maintenant un peu partout le long du Saint-Laurent, de Cornwall à Baie-Comeau. Les principaux sites de nidification se concentrent dans la partie fluviale du territoire, jusqu'à Québec. Grâce aux efforts de repeuplement, il y a maintenant plus d'une centaine de couples nicheurs au Québec, et plusieurs d'entre eux sont localisés dans le corridor du Saint-Laurent.

2.7.4 MOYEN ESTUAIRE

Le moyen estuaire est probablement la région où la diversité d'oiseaux aquatiques est la plus grande. L'amplitude considérable des marées et la sédimentation importante dans ce secteur contribuent à la productivité élevée des marais côtiers. C'est une zone de concentration importante pour la Grande Oie des neiges (surtout au cap Tourmente à l'automne) et le Canard noir. Les battures du moyen estuaire sont très fréquentées par les oiseaux de rivage en automne. Près de la moitié des oiseaux de rivage recensés dans le Saint-Laurent l'ont été dans le moyen estuaire (Maisonneuve *et al.*, 1990). Les principaux sites d'utilisation se trouvent au niveau de Beauport, de Montmagny et de Baie-Saint-Paul. Bien qu'on y ait recensé 20 espèces différentes, le Bécasseau semi-palmé (*Calidris pusilla*) représente la majorité des observations.

En migration, on observe également en abondance des Macreuses (*Melanitta* spp.) autour des îles du moyen estuaire ainsi que plusieurs espèces d'oiseaux de rivage. Autour de l'îlet Rouge à l'embouchure du Saguenay, Maisonneuve *et al*. (1990) ont rapporté la présence de plus de 10 000 Pluviers à ventre noir (*Pluvialis squatarola*) en automne, ce qui pourrait représenter plus du tiers de l'effectif total de l'est de l'Amérique du Nord. Des visites ultérieures n'ont cependant pas dénombré de Pluviers à cet endroit. La concentration observée a pu être une situation exceptionnelle (Savard, 1994). On a également observé autour de l'îlet Rouge des concentrations importantes de Mouettes tridactyles (Chapdelaine, 1994).

Cette région se caractérise par la présence de plusieurs espèces vivant en colonie dont cinq espèces associées aux milieux d'eaux salées : le Bec-scie à poitrine rousse (*Mergus serrator*), la Mouette tridactyle (*Rissa tridactyla*), le Petit Pingouin (*Alca torda*), le Guillemot à miroir (*Cepphus grylle*) et l'Eider à duvet (*Somateria mollissima*). Toutefois, une dégradation de plusieurs habitats insulaires de l'Eider à duvet et une épidémie de peste avienne (*Pasteurella multocida*) dans la

deuxième colonie en importance du moyen estuaire, celle de l'île Blanche, ont contribué à un fléchissement des populations nicheuses au début des années 1980. Des aménagements récents, notamment sur l'île Blanche, pourraient renverser ces tendances démographiques au cours des prochaines années (Bédard, 1993).

Le moyen estuaire représente aussi la limite est de l'aire de nidification du Phalarope de Wilson et de la distribution continue de l'aire de nidification du Canard chipeau, une espèce en expansion. Il marque aussi la limite ouest de la distribution, lors de la migration ou en hivernage, de la Bernache cravant (*Branta bernicla*) (migration printanière), du Garrot de Barrow (*Bucephala islandica*) et du Canard kakawi, du Courlis corlieu (*Numenius phaeopus*) et de la Barge hudsonnienne (*Limosa haemastica*) (migration automnale), du Bécasseau violet (*Calidris maritima*) (en hiver) et des Labbes (*Stercorarius* spp.) (migration automnale). Comme il s'agit d'une zone de transition entre l'eau douce et la haute mer, la richesse en espèces est particulièrement grande puisqu'on y trouve à la fois des espèces dulcicoles et des espèces marines (Ghanimé *et al.*, 1990).

À l'extrémité du moyen estuaire, plusieurs espèces d'oiseaux marins comme les canards de mer et les Alcidés deviennent abondants (Lehoux *et al.*, 1985). Sur la rive sud, les marais à Spartine, dont la superficie atteint un maximum dans la région de L'Isle-Verte, sont utilisés pendant la nidification par plusieurs espèces d'oiseaux, notamment le Canard noir (surtout pendant l'élevage des jeunes) et le Bruant à queue aiguë (*Ammodramus caudacutus*; Gilbert, 1981). L'importance du marais de L'Isle-Verte a d'ailleurs été reconnue quand on lui a conféré le statut de réserve (Réserve nationale de faune de la Baie-de-l'Isle-Verte) et une reconnaissance internationale dans le réseau de sites Ramsar. On compte également plusieurs colonies d'oiseaux aquatiques et marins : Goélands (*Larus* spp.), Petit Pingouin, Guillemot à miroir, Hérons (*Ardea* et *Nycticorax*) et Eider à duvet dans les îles de la région.

Par ailleurs, la faune avienne de cette région de l'embouchure du Saguenay se révèle d'une grande similitude avec celle des autres secteurs du fleuve qui présentent un gradient marqué de salinité.

2.7.5 ESTUAIRE MARITIME ET GOLFE

Ghanimé *et al.* (1990) divisent les oiseaux marins en deux groupes distincts. Le premier comprend les oiseaux de mer qui s'alimentent au large et qui nichent en grosses colonies le long des côtes ou sur les îles (en incluant les côtes des îles d'Anticosti et des îles de la Madeleine). Il s'agit du Pétrel cul-blanc (*Oceanodroma leucorhoa*), du Fou de Bassan (*Morus bassanus*), du Grand Cormoran (*Phalacrocorax carbo*), de la Marmette de Troïl (*Uria aalge*), de la Marmette de Brünnich (*Uria lomvia*), du Macareux moine (*Fratercula arctica*) et de la Mouette tridactyle. Le

second groupe est constitué d'espèces qui fréquentent presque exclusivement la portion pélagique du golfe du Saint-Laurent. On retrouve dans cette communauté d'oiseaux des espèces dites pélagiques telles que le Fulmar boréal (*Fulmarus glacialis*), les Puffins (*Puffinus* spp.) et le Pétrel océanite (*Oceanites oceanicus*) qui sont des visiteurs d'été principalement en provenance de l'Atlantique sud, les Labbes et la Mouette de Sabine (*Xema sabini*) durant leur migration automnale (Ghanimé *et al.*, 1990).

La figure 2.48 illustre le principal régime alimentaire des oiseaux marins selon qu'il s'agisse d'espèces côtières (nº 1), pélagiques (nº 2), ou de rivage (nº 3).

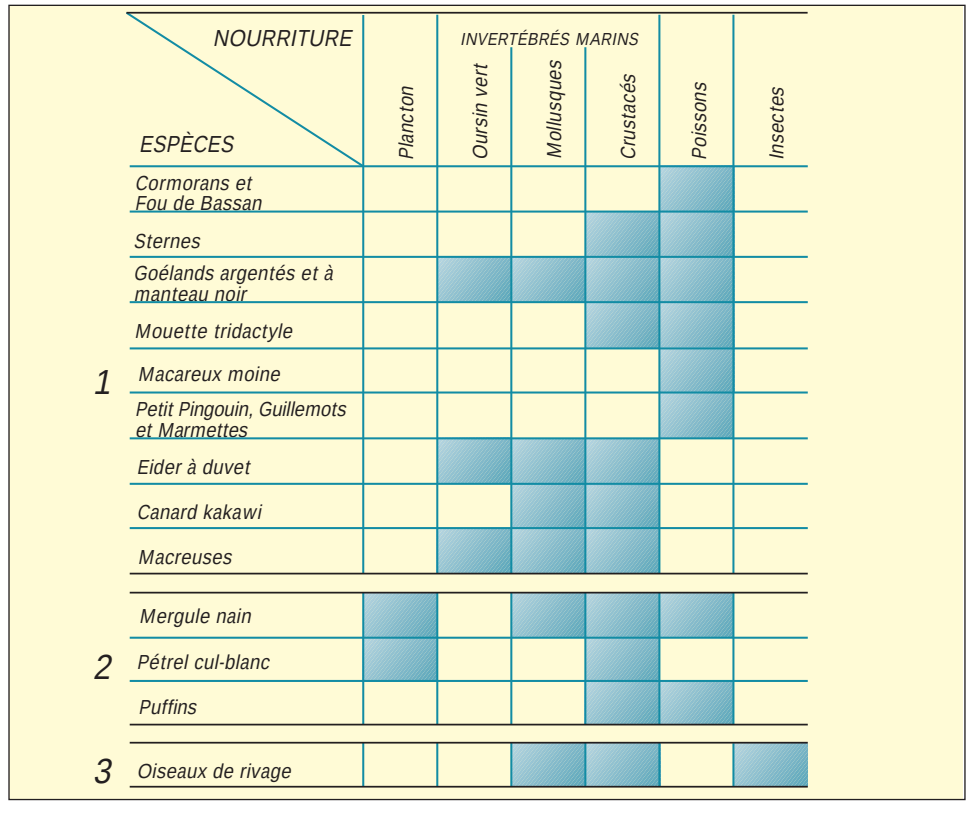
La rive nord du golfe est caractérisée par des rivages rocheux et l'absence de marais. Comme on l'a mentionné précédemment, plusieurs colonies d'oiseaux marins sont localisées dans ce secteur (Eiders, Alcidés, Laridés, Cormorans et Pétrel cul-blanc [*Oceanodroma leucorhoa*]; Chapdelaine et Brousseau, 1991). L'Eider à duvet y niche en abondance, et l'on dénombrait près de 20 000 couples au début des années 1980 répartis principalement en cinq colonies (Chapdelaine *et al.*, 1986), et la population nicheuse du golfe est dispersée sur plusieurs îles de la côte nord, de Sept-Îles à Blanc-Sablon (Chapdelaine *et al.*, 1986). Cette population a récemment connu une forte augmentation: dans les refuges de la côte nord, le nombre de couples est passé de 2400 en 1982 à 8500 en 1988 (Chapdelaine et Brousseau, 1991).

La petite population de Canard noir qui hiverne à l'embouchure de la rivière des Petites Bergeronnes semble se maintenir autour de 3000 individus depuis les années 1970 (SCF et MLCP, 1986; Savard, 1990).

Au cours des années 1980, la plupart des autres espèces d'oiseaux coloniaux marins nichant sur la côte nord du golfe ont aussi augmenté, en particulier les Alcidés et le Cormoran à aigrettes (Chapdelaine et Bédard, 1993). Les mesures de protection accrues (contre le braconnage) pour l'Eider à duvet auraient aussi profité à ces espèces. L'augmentation de l'abondance de leurs proies principales, Capelan et Lançons, causée par la diminution des stocks des espèces prédatrices (par exemple: la Morue), aurait aussi contribué à l'accroissement des populations d'Alcidés (Chapdelaine et Brousseau, 1991).

Les populations de Cormoran à aigrettes nichant dans les îles de l'estuaire du Saint-Laurent ont donc aussi connu une progression importante (taux d'accroissement annuel atteignant 11 p. 100) au cours des années 1970 et 1980 pour atteindre 14 600 couples en 1986 (Bédard *et al.*, 1993). La recrudescence des cormorandières dans les îles boisées a causé une dégradation considérable de

FIGURE 2.48
Le régime alimentaire principal des oiseaux marins



Sources : À partir des données de Cairns et al., *1991; Savard, 1994.*

la couverture végétale sur plusieurs îles, à tel point que le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche a mis en place en 1989 un programme voulant limiter par diverses méthodes l'effectif de cette espèce dans le moyen estuaire et l'estuaire maritime. L'objectif que s'est donné le ministère est de limiter la population à 10 000 couples.

En migration, les Macreuses et le Canard kakawi sont également abondants sur la rive nord du golfe (Lehoux *et al.*, 1985). Le seul site de nidification de la Sterne caspienne au Québec est à l'île à la Brume sur la Basse-Côte-Nord où Chapdelaine et Brousseau (1991) ont recensé seulement 15 individus en 1988; ce nombre avait baissé à cinq en 1990 et à un seul individu en 1992 (Chapdelaine,1993).

La côte rocheuse de la Gaspésie présente une diversité relativement faible d'oiseaux. Les Macreuses et le Canard kakawi sont les espèces les plus abondantes (Lehoux *et al.*, 1985). Sur la côte est de la Gaspésie, on dénombre près de 40 000 Canards kakawis en hiver (Lehoux *et al.*, 1985). Le site ayant le plus fort intérêt ornithologique dans la région est sans contredit l'île Bonaventure où est située la plus grosse colonie de Fous de Bassan en Amérique du Nord (plus de 24 000 couples en 1989).

Au centre du golfe, les îles de la Madeleine sont d'une très grande importance pour les oiseaux de rivage en automne. Les lagunes de la baie du Havre aux Basques sont le site de rassemblement le plus important de tout le système du Saint-Laurent pour les oiseaux de rivage en migration (plus de 20 000 individus répartis en 17 espèces y ont été recensés; Maisonneuve *et al.*, 1990). Ce site est particulièrement important pour le Bécasseau semi-palmé, le Bécasseau roux (*Limnodromus griseus*) et la Barge hudsonienne. Le centre du golfe est également utilisé par plusieurs espèces d'oiseaux pélagiques, notamment des procellariformes (Puffins, Fulmars et Pétrels) en été et des Labbes à l'automne, mais on connaît peu de choses de l'abondance et de la distribution de ces espèces. Le Pluvier siffleur ne compte plus que 76 individus au Québec, et tous nichent aux îles de la Madeleine (Laporte, 1993). La Sterne de Dougall est également limitée aux îles de la Madeleine et il n'y avait que deux couples nicheurs en 1990 (Fradette, 1992). Bien que fréquent durant ses migrations printanières et automnales, le Grèbe cornu ne niche qu'aux îles de la Madeleine, et il n'y avait que 15 nids occupés en 1990; c'est le seul site de l'est de l'Amérique du Nord où l'espèce nidifie de façon régulière (Fradette, 1992). C'est pourquoi ces trois dernières espèces apparaissent sur la liste des espèces prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent.

À cause des conditions rigoureuses (température, couvert de glace, etc.) qui prévalent en hiver le long du Saint-Laurent, la diversité d'oiseaux chute dramatiquement à compter de novembre. On a identifié toutefois deux secteurs très importants pour les oiseaux aquatiques à cette saison : l'embouchure du Saguenay et la Moyenne-Côte-Nord. Dans le premier secteur, plus de 30 000 canards passent l'hiver (Canards kakawis, Garrots [*Bucephala* spp.] et Canards noirs; Savard, 1990). Les marées très fortes et les courants maintiennent dans cette région des eaux libres de glace indispensables à ces hivernants. Néanmoins, la rigueur extrême des conditions hivernales et la superficie restreinte des aires libres de glace rendent ces populations de canards particulièrement sensibles à toute dégradation de leur habitat et surtout à un déversement accidentel d'hydrocarbures. Il est important de souligner que cette région est l'aire d'hivernage de la presque totalité de la petite population de Garrot de Barrow de l'est de l'Amérique du Nord (Savard, 1990). Dans le deuxième secteur, plus de 150 000 Eiders à duvet se rassemblent autour de l'île d'Anticosti et des îles de la Minganie (Bourget *et al.*, 1986). Les Eiders à duvet hivernant aux îles Mingan et autour de l'île d'Anticosti représentent le tiers de tous les oiseaux de cette espèce hivernant dans l'est du continent (Bourget *et al.*, 1986). Cette population est composée de deux races différentes : la race *Dresseri* qui niche dans le golfe (mais dont une partie de l'effectif passerait l'hiver plus au sud) et la race qui niche sur la côte du Labrador et dans le détroit d'Hudson (Reed *et al.*, 1986). L'île d'Anticosti représente aussi un refuge pour un autre oiseau prioritaire pour le Plan d'action Saint-Laurent, le Pygargue à tête blanche. En

effet, la majorité des récentes mentions de nidification au Québec se rapporte à l'île d'Anticosti (Robert, 1989). D'autre part, on peut signaler la migration automnale spectaculaire d'oiseaux de proies aux dunes de Tadoussac où chaque automne on dénombre plus de 8000 oiseaux de proie de passage (Savard, 1994).

2.7.6 FAITS SAILLANTS

Que ce soit pour leur alimentation ou pour leur reproduction, les oiseaux utilisent les rives du Saint-Laurent en grand nombre. Souvent absents une partie de l'année, ils occupent néanmoins une place importante dans l'écosystème, puisqu'ils se situent généralement au sommet de la chaîne trophique, plus particulièrement les rapaces et les oiseaux piscivores. Quelques populations résident toute l'année sur les rives du Saint-Laurent, mais la majorité possède des sites d'hivernage situés plus au sud. Quelques espèces (Macreuses, Canard kakawi, Bernache cravant et canards plongeurs) n'utilisent le fleuve que comme un site de repos où elles se nourrissent avant de continuer leurs migrations annuelles.

Selon leur régime alimentaire et leur position trophique, les oiseaux peuvent être très vulnérables à la contamination par les substances toxiques. Cette contamination peut se traduire par un faible succès reproducteur. À cause des grandes distances qu'ils parcourent, l'origine des contaminants auxquels ils s'exposent est très difficile à déterminer. Les études portant sur des oiseaux du Saint-Laurent montrent généralement que les populations, bien que toujours contaminées, le sont beaucoup moins qu'elles ne l'étaient durant les années 1960. De manière générale, les concentrations de contaminants mesurées dans les oiseaux du corridor fluvial n'ont jamais atteint celles obtenues chez les oiseaux des Grand Lacs; c'est sans doute pourquoi plusieurs populations semblent augmenter depuis les années 1980 (Fou de Bassan, Cormoran à aigrettes), période où ces populations montraient des maximums de contamination. De plus, parmi les oiseaux étudiés qui utilisent les rives du Saint-Laurent, on note une contamination des populations amont par le DDT et par les BPC supérieure à celle des populations situées en aval (Grand Héron et Petit Pingouin). De surcroît, toutes les espèces ne semblent pas affectées de la même façon. En effet, certains oiseaux comme le Petit Pingouin ne montrent aucune relation entre le degré de contamination par le DDT et les BPC et l'épaisseur de la coquille de leurs œufs ou leur productivité, tandis que chez d'autres (Grand Héron), on a pu mettre en évidence une relation inverse entre les concentrations de DDT et de BPC et l'épaisseur de la coquille de leurs œufs, mais pas avec leur productivité.

Les oiseaux sont aussi sensibles à la perte de milieux humides. En effet, de nombreuses espèces utilisent les îles et les rives du Saint-Laurent comme lieux privilégiés de nidification. La création de refuges et l'instauration de politiques de protection des habitats ont contribué au rétablissement de plusieurs populations, notamment celles de la Grande Oie des neiges et de l'Eider à duvet.

2.8

Mammifères

Les mammifères du Saint-Laurent se divisent en deux groupes, les mammifères semi-aquatiques et les mammifères marins. Ils diffèrent autant par le milieu qu'ils habitent que par la quantité d'informations que l'on possède à leur sujet. En effet, il existe peu de documentation spécifique aux mammifères semi-aquatiques qui utilisent les rives ou les eaux du Saint-Laurent, tandis que la présence de mammifères marins dans l'estuaire maritime et le golfe est mieux documentée. Certains mammifères aquatiques sont des carnivores et des piscivores très efficaces, d'autres ratissent la surface de l'eau pour en extraire une quantité appréciable de plancton. Leur mobilité leur permet de modifier le flux d'énergie de l'écosystème de façon appréciable. Occupant généralement les échelons supérieurs du réseau trophique, ces animaux sont très vulnérables à la contamination des eaux, de la faune et de la flore du Saint-Laurent par des substances toxiques. Les mammifères semi-aquatiques, pour leur part, sont soit herbivores, soit carnivores, et ils se nourrissent de plantes, de petits poissons, d'amphibiens, d'œufs de tortues ou de jeunes mammifères. De plus, certains d'entre eux, comme les Castors et les Rats musqués, transforment leur environnement physique selon leurs besoins, souvent de façon si marquée que l'habitat de plusieurs autres espèces des milieux humides en est bouleversé.

2.8.1 MAMMIFÈRES SEMI-AQUATIQUES

À cause du peu d'informations disponibles, il est impossible de traiter de ces animaux par secteurs du fleuve. Les seules informations que l'on possède proviennent d'études de sections du tronçon fluvial.

Selon Ghanimé *et al*. (1990), le Vison d'Amérique (*Mustela vison*), la Loutre de rivière (*Lutra canadensis*) et le Rat musqué (*Ondatra zibethicus*) ont des distributions très généralisées le long du Saint-Laurent. Par contre, le Castor (*Castor canadensis*) utilise trop peu le fleuve pour être utile à la définition de zones biogéographiques le long du corridor fluvial. Ces animaux vivent

principalement dans les milieux humides des eaux douces du Saint-Laurent, spécialement dans la grande région de Montréal et du lac Saint-Pierre. Ils ne font pas partie, à proprement parler, du milieu aquatique, mais ils en dépendent pour leur alimentation et leur protection. Ce groupe de mammifères semi-aquatiques comprend des espèces aux régimes alimentaires très divers. Certains sont principalement carnivores; le Vison très opportuniste a une diète variée, constituée surtout de petits mammifères, mais aussi de poissons, d'oiseaux et d'insectes; d'autres comme le Rat musqué sont essentiellement herbivores (Mousseau et Beaumont, 1981); le Raton laveur (*Procyon lotor*) est omnivore. Il se nourrit principalement d'écrevisses, de grenouilles, d'œufs de tortue, de bivalves et de fruits sauvages. Par contre, d'autres espèces de mammifères, comme la Moufette rayée (*Mephitis mephitis*) et le Renard roux (*Vulpes vulpes*), sont des prédateurs actifs des œufs de tortues, au point d'être tenus en partie responsables de la diminution des populations de Tortue molle à épines et de Tortue géographique (Bonin, 1991a, 1991b).

Le Rat musqué est probablement le mammifère le plus caractéristique des milieux humides qui bordent le fleuve. Blanchette (1987) rapporte que 55 p. 100 des prises québécoises se font le long des rives du fleuve, entre Cornwall et le lac Saint-Pierre. C'est en fait la zone à potentiel le plus élevé pour le Rat musqué que l'on retrouve au Québec. Les huttes de Rats musqués construites à partir de plantes comme *Typha* spp. et *Scirpus* spp. sont bien visibles, et l'impact de cet animal sur la végétation des marais peut être très marqué (Auclair *et al.*, 1973). Les ouvertures créées par le Rat musqué dans les marais sont des habitats privilégiés par la sauvagine. Le piégeage du Rat musqué est une activité particulièrement importante au lac Saint-Pierre. En effet, Langlois *et al.* (1992) notent que cette activité a rapporté près de 22 700 peaux durant la saison 1984-1985 et 27 000 durant la saison 1988-1989. La population de Rat musqué ne paraît pas pour autant menacée (MLCP, 1992). Dans le sud du Québec, cet animal se reproduit en général deux fois par année, avec une moyenne de six rejetons par portée (Parent, 1974). Par conséquent, cette espèce présente un remarquable taux de renouvellement annuel des stocks (85 p. 100), assurant une récolte soutenue (Parent, 1974).

Le Rat musqué est essentiellement herbivore et se nourrit principalement de Quenouilles à feuilles larges (*Typha latifolia*), de Scirpes (*Scirpus* spp.), de Phalaris roseau (*Phalaris arundinacea*), de Carex (*Carex* spp.), de Pontédérie cordée (*Pontederia cordata*) et de Rubanier à gros fruits (*Sparganium eurycarpum*). Durant l'hiver, son régime alimentaire est plutôt constitué de plantes aquatiques flottantes et submergées, de même que la portion submergée de plantes émergentes. Si un manque de nourriture végétale se fait sentir, le Rat musqué peut alors se tourner vers la nourriture animale, incluant poissons, amphibiens, reptiles

et mollusques. Dans des conditions extrêmes, le cannibalisme peut même apparaître (Mousseau et Beaumont, 1981). Les jeunes Rats musqués peuvent devenir la proie de nombreux autres vertébrés, dont le Brochet (*Esox* spp.), la Chélydre serpentine (*Chelydra serpentina*), de nombreux Canidés, et certains rapaces comme le Grand-Duc d'Amérique (*Bubo virginianus*), l'Autour des palombes (*Accipiter gentilis*), le Pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) (Mousseau et Beaumont, 1981). Le Vison est le principal prédateur du Rat musqué, ce qui explique la distribution parallèle de ces deux espèces. Il occupe lui aussi une grande diversité d'habitats en terrain humide : ruisseaux, rivières, lacs, marécages d'eau douce et d'eau salée et des zones côtières presque partout au Canada (Environnement Canada *et al.*, 1991). En eau douce, le nombre de Visons reflète l'abondance des habitats humides en permanence qui comportent de nombreuses rives et une végétation émergente (Environnement Canada *et al.*, 1991).

Historiquement, le piégeage est une activité importante dans la région de Montréal. Ces pièges, posés pour le Rat musqué, capturent occasionnellement d'autres espèces comme des Visons, des Belettes, des Rats, des Mulots, des Moufettes, des Marmottes et des Ratons laveurs (Parent, 1974). En 1986, les études effectuées dans le contexte du projet Archipel montrèrent que l'archipel de Montréal soutenait une faune semi-aquatique diversifiée et abondante malgré l'urbanisation de la région (tableau 2.32).

Les données du tableau 2.32 doivent toutefois être interprétées avec prudence. D'une part, l'effort de piégeage n'est pas toujours constant, et il n'est pas acquis que toutes les captures soient déclarées. D'autre part, il se peut que les trappeurs qui ont déclaré leurs prises aient fréquenté un territoire s'étendant au-delà des rives du Saint-Laurent. Malgré tout, on peut considérer ces statistiques comme des moyennes théoriques que peut atteindre la récolte de l'archipel (André Marsan et associés, 1986).

À notre connaissance, seuls Langlois *et al.* (1992), lors de leur étude synthétique des connaissances sur les communautés biologiques du lac Saint-Pierre, ont intégré la biologie de ces animaux à l'écosystème du Saint-Laurent. Se basant sur plusieurs sources, ces auteurs rapportent qu'au moins 23 espèces de mammifères ont été répertoriées au lac Saint-Pierre. Outre les petits rongeurs (campagnol, souris, musaraigne, etc.), les Chauve-souris, le Rat musqué, le Raton laveur, le Castor, le Pékan (*Martes pennanti*), le Lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), la Moufette rayée et l'Hermine (*Mustela erminea*), parmi les plus importants, fréquentent les abords de ces milieux insulaires. De plus, on note la présence occasionnelle du Renard roux, du Coyote (*Canis latrans*), du Cerf de

TABLEAU 2.32

Nombre moyen de mammifères semi-aquatiques enregistrés dans les municipalités riveraines des eaux de l'archipel de Montréal entre 1980 et 1984

	Rat musqué	Vison	Castor	Raton laveur	Loutre
Lac des Deux Montagnes	875	10	28	121	1
Lac Saint-Louis	2 729	13	29	74	0
Bassin de La Prairie	2 878	22	41	141	6
Rivière des Mille Îles	2 518	14	97	76	4
Rivière des Prairies	636	4	33	24	1
Île de Montréal	2 690	34	197	146	8
Archipel entier	**12 325**	**96**	**424**	**582**	**20**

Source : André Marsan et associés, 1986.

Virginie (*Odocoileus virginianus*) et de l'Orignal (*Alces alces*) dans les boisés et marécages des îles.

Puisque ces animaux se nourrissent des plantes ou des animaux du fleuve, ils peuvent être soumis aux influences des mêmes contaminants. Aucune étude traitant de l'effet de ces polluants sur des communautés de mammifères semi-aquatiques du fleuve n'a été portée à notre connaissance. Toutefois, certains travaux ont été effectués sur des populations de Visons et de Loutres des Grands Lacs (Environnement Canada *et al.*, 1991). Le Vison peut être considéré comme un des mammifères les plus sensibles, sinon le plus sensible, aux BPC; des concentrations de 0,3 à 5 mg/kg de BPC dans la nourriture de Visons adultes d'élevage ont provoqué des problèmes de reproduction, tandis que des concentrations de 3,6 à 20 mg/kg ont entraîné la mort. Paradoxalement, les populations de Loutre, dont l'alimentation est quasi uniquement aquatique, n'ont montré aucun problème pouvant être lié à la présence de BPC dans l'environnement, bien que les teneurs en BPC et en mercure trouvées chez les Loutres d'une région aient toujours été supérieures à celles trouvées chez les Visons des mêmes régions; la Loutre ne semble pas affectée par son niveau de contamination (Environnement Canada *et al.*, 1991). Toutefois, des Visons sauvages et des Loutres ont été trouvés morts par suite d'empoisonnement au mercure près des rivières reconnues comme fortement contaminées par cette substance (Environnement Canada *et al.*, 1991). Il ne semble pas y avoir d'études sur les effets d'autres contaminants. À cause du pouvoir de dilution du fleuve, les concentrations de contaminants y sont sans doute moindres qu'elles ne le sont dans les Grands Lacs, mais les animaux peuvent quand même être affectés.

La perte d'habitats est un autre facteur important dans le contrôle du niveau de ces populations. En effet, les mammifères semi-aquatiques dépendent

de la présence de marais et marécages pour leur survie. Comme nous l'avons vu précédemment (chapitre 2.3), la perte de ce type d'habitats a été assez substantielle depuis 1945. Heureusement, les milieux insulaires demeurent encore des refuges pour ces animaux, sans doute à cause de leur plus grande difficulté d'accès. La population de Rat musqué est aussi très sensible aux fluctuations des niveaux d'eau puisque les terriers ou les huttes peuvent être submergés.

2.8.2 MAMMIFÈRES MARINS

Au total, 20 espèces de mammifères marins, soit 14 Cétacés et six Pinnipèdes, fréquentent les écosystèmes marins de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (tableau 2.33). Parmi ces espèces, trois sont considérées prioritaires par le Plan d'action Saint-Laurent : le Phoque commun, le Marsouin commun et le Béluga du Saint-Laurent. De plus, le CSEMDC attribuait à ce dernier le statut d'espèce «en danger de disparition» en 1983 et au Marsouin commun celui d'espèce «menacée» en 1990 (CSEMDC, 1993).

Plusieurs espèces ont une distribution très étendue dans l'ensemble du territoire, notamment le Phoque gris, le Phoque commun, le Marsouin commun, le Dauphin à flancs blancs, le Petit Rorqual, le Rorqual commun et dans une moindre mesure le Rorqual-à-bosse et le Rorqual bleu. Leur distribution dépend principalement de la nourriture dans le cas des Cétacés, mais d'autres facteurs, tels la température de l'eau, la couverture de glace et les besoins de reproduction pour les Pinnipèdes, doivent être considérés.

Les mammifères marins occupent un échelon relativement élevé dans la chaîne trophique. En effet, les Odontocètes, Cétacés à dents, sont carnivores, tout comme le sont les Phoques. Ils se nourrissent généralement de poissons et de crustacés; certains comme l'Épaulard attaqueront même des oiseaux et d'autres mammifères marins. Les Mysticètes, Cétacés à fanons, se nourrissent de crustacés et de poissons (figure 2.49).

2.8.2.1 État des populations

Il y a dix à douze mille ans, on trouvait dans la région occupée aujourd'hui par le golfe et l'estuaire maritime du Saint-Laurent au moins six espèces de Cétacés (dont le Narval) et quatre espèces de Pinnipèdes (dont le Phoque barbu), comme en témoigne la découverte de leurs ossements fossilisés dans les sédiments des mers de Champlain et de Goldthwait (Harrington et Occhietti, 1988). La distribution de ces espèces s'étendait jusqu'à l'ouest d'Ottawa, dans ce qui était alors écologiquement la bordure de l'Arctique canadien. Le réchauffement du climat et le relèvement du continent ont provoqué des changements subséquents dans l'aire de répartition et, peut-être également, dans l'abondance de ces mammifères marins. Ce n'est que beaucoup plus tard que l'exploitation commerciale abusive de certaines espèces par des chasseurs de souche européenne, soit localement, soit dans l'ensemble de l'Atlantique Nord, a mené à la réduction ou à la disparition de certaines espèces.

TABLEAU 2.33

Présence des Cétacés et des Pinnipèdes dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent

Nom latin	Nom français	Fréquence	Distribution estivale
Cétacés			
Odontocètes			
1. *Delphinapterus leucas*	Béluga du Saint-Laurent*	Courante	Moyen estuaire
2. *Phocoena phocoena*	Marsouin commun**	Courante	Moyen estuaire, estuaire maritime et golfe
3. *Lagenorhynchus acutus*	Dauphin à flancs blancs	Courante	Estuaire maritime et golfe
4. *Lagenorhynchus albirostris*	Dauphin à nez blanc	Exceptionnelle	Estuaire maritime et golfe
5. *Globicephala melaena*	Globicéphale noir	Habituelle	Golfe (parties sud et sud-est)
6. *Orcinus orca*	Orque-épaulard	Habituelle	Golfe (partie nord-est)
7. *Hyperoodon ampullatus*	Baleine à bec boréale	Exceptionnelle	Golfe (partie sud-est)
8. *Physeter macrocephallus*	Cachalot	Exceptionnelle	Estuaire maritime et golfe
Mysticètes			
9. *Balaenoptera musculus*	Rorqual bleu***	Courante	Estuaire maritime (partie nord) et golfe (partie nord)
10. *Balaenoptera physalus*	Rorqual commun***	Courante	Estuaire maritime et golfe
11. *Balaenoptera borealis*	Rorqual boréal	Présence possible, mais pas rapportée récemment	Golfe (partie est)
12. *Balaenoptera acutorostrata*	Petit Rorqual	Courante	Moyen estuaire, estuaire maritime et golfe
13. *Megaptera novaeangliae*	Rorqual-à-bosse***	Habituelle	Estuaire maritime (partie nord) et golfe
14. *Balaena glacialis*	Baleine franche noire	Présence possible, mais pas rapportée récemment	nd
Pinnipèdes			
15. *Halichoerus grypus*	Phoque gris	Courante	Moyen estuaire, estuaire maritime et golfe
16. *Phoca vitulina*	Phoque commun	Courante	Moyen estuaire, estuaire maritime et golfe
17. *Phoca groenlandica*	Phoque du Groenland	Courante	Estuaire maritime, golfe (parties nord et centre)
18. *Phoca hispida*	Phoque marbré	Exceptionnelle	Golfe (partie nord)
19. *Crystophora cristata*	Phoque à capuchon	Habituelle	Golfe (parties nord et centre)
20. *Erignathus barbatus*	Phoque barbu	Exceptionnelle	Golfe (partie nord)
21. *Odobenus rosmarus*	Morse****	–	–

*Statut selon le CSEMDC : *en danger de disparition, **menacée, ***vulnérable.*
nd : non disponible
– : ne s'applique pas.
***** : espèce disparue.*

Sources : Kingsley, 1995 (Cétacés); Hammill, 1995 (Pinnipèdes); CSEMDC, 1993.

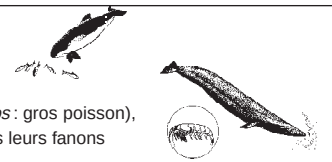
FIGURE 2.49

Caractéristiques des Cétacés habituellement ou couramment observés dans le Saint-Laurent

Définition : **CÉTACÉ**, du grec *ketos*, gros poisson, ordre des mammifères marins parfaitement adaptés à la vie aquatique par leur corps pisciforme dont les membres antérieurs sont transformés en nageoires et les postérieurs sont disparus ou vestigiaux.

CÉTACÉS

- **ODONTOCÈTES** (du grec *odous* : dent), baleines qui vont saisir leurs proies avec les dents
- **MYSTICÈTES** (du grec *moustax* : moustache; et *ketos* : gros poisson), baleines qui vont engouffrer et filtrer de l'eau à travers leurs fanons pour retenir leurs proies



ODONTOCÈTES

Nom vernaculaire *(espèce)*		Béluga du Saint-Laurent* *(Delphinapterus leucas)*	Orque-épaulard *(Orcinus orca)*	Globicéphale noir *(Globicephala melaena)*	Marsouin commun* *(Phocoena phocoena)*	Dauphin à flancs blancs *(Lagenorhynchus acutus)*
Longueur moyenne (mètres)	♂	3,6 à 4,2	9	6	1,5	2,4
	♀	3 à 3,6	7	4,8	1,5	2,2
Poids moyen	♂	≃ 640 kg	8 tonnes	3,8 tonnes	40 à 80 kg	130 à 230 kg
	♀	≃ 400 kg	4 tonnes	1,8 tonnes	40 à 60 kg	130 à 230 kg
Temps de plongée moyen en minutes		10 à 15	1 à 4	5 à 10	3 à 6	non déterminé
Nourriture		poissons, crustacés, vers - 25 kg/d	poissons, oiseaux, mammifères marins, mollusques	calmars et poissons à l'occasion - 34 kg/d	poissons, crustacés - 4,5 kg/d	calmars et poissons

MYSTICÈTES

Nom vernaculaire *(espèce)*		Petit Rorqual *(Balaenoptera acutorostrata)*	Rorqual commun* *(Balaenoptera physalus)*	Rorqual bleu* *(Balaenoptera musculus)*	Rorqual-à-bosse* *(Megaptera novaeangliae)*
Longueur moyenne (en mètres)	♂	7 à 8	21 à 25	24 à 25	12
	♀	7 à 8	21 à 25	24 à 25	13
Poids moyen (en tonnes)	♂	6 à 8	40 à 50	80 à 130	20 à 40
	♀	6 à 8	40 à 50	80 à 130	20 à 40
Temps de plongée moyen en minutes		3 à 8 (20 maximum)	5 à 15	15 à 20 (50 maximum)	10 à 15
Nourriture		poissons, crustacés	poissons, crustacés 3 t/d	petits crustacés (krill) 5 t/d	poissons, crustacés

*Le Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada (CSEMDC) a déclaré le **Béluga en danger de disparition** et le **Marsouin commun espèce menacée**, alors que le **Rorqual bleu**, le **Rorqual commun** et le **Rorqual-à-bosse** ont le statut d'**espèces vulnérables**.

Seul le Béluga vit toute l'année dans le Saint-Laurent. Les autres espèces sont de passage et viennent s'y alimenter juste avant d'entreprendre leur migration vers le sud.

La présence du Cachalot est occasionnelle dans le Saint-Laurent; trois individus ont été observés en 1988 dans le détroit de Jacques-Cartier, et deux, en 1991 au large de Tadoussac. L'Épaulard quant à lui est rarement observé en grand nombre. Chaque année on retrouve une famille de quatre individus sur la Basse-Côte-Nord.

Sources : CSL, 1993, à partir des données de Fontaine, 1988; Pêches et Océans, 1988; Environnement Canada, 1989.

Contemporains de Jacques Cartier, les Basques sont venus chasser sur la rive nord du golfe et de l'estuaire, depuis le Labrador jusqu'à l'embouchure du Saguenay (Turgeon, 1991), le Béluga et la Baleine franche noire. Cette dernière espèce a été rapportée dans le golfe en 1976 (trois individus) et en 1981 (un individu) (Lien, 1992). Par contre, quelques autres espèces semblent remonter vers l'estuaire de façon imprévisible. Une Baleine à bec fut trouvée à La Pocatière en septembre 1940 (Beaugé, 1941). Une seule autre observation a eu lieu aux îles de la Madeleine en 1987 (Béland *et al.*, 1992). Un troupeau de Globicéphales noirs, espèce rare en Gaspésie et plus fréquente aux îles de la Madeleine et à l'île du Prince-Édouard, s'est échoué à Trois-Pistoles avant 1950. Quelques dizaines d'individus ont été observés au large des Escoumins en 1985 et de Pointe-des-Monts en 1989 (Michaud, 1990). Pour leur part, les trois espèces de Phoques les plus abondantes semblent avoir toujours maintenu un effectif important, malgré l'exploitation continue et intense dont font état une foule de documents de la fin du 18e siècle.

Présentement, aucun Cétacé n'est prélevé commercialement dans le Saint-Laurent, ce qui n'est pas le cas des Pinnipèdes et notamment du Phoque du Groenland, espèce la plus chassée commercialement partout dans le golfe (incluant la côte ouest de Terre-Neuve, la Côte-Nord et les îles de la Madeleine). Entre 1989 et 1994, une moyenne de 2600 permis a été délivrée chaque année dans l'ensemble de ce territoire, et le nombre moyen d'animaux abattus a atteint 7600 bêtes (Pêches et Océans, 1993). Les autres espèces de Phoques sont aussi chassées mais de manière très sporadique (Phoques à capuchon, gris, barbu, commun). Bien que les débouchés commerciaux soient limités, la chasse aux Phoques reste liée à leur responsabilité potentielle dans l'appauvrissement des stocks de poissons. Toutefois, il n'existe pas d'estimation précise de la quantité de poissons consommés par les Phoques. Si la biomasse des proies consommées, autant par les Cétacés que par les Pinnipèdes, est élevée, il est très difficile d'évaluer leurs besoins énergétiques. Par conséquent, une estimation valable de l'importance de la compétition directe (recherche de mêmes proies) ou indirecte (effets de chaîne alimentaire) entre les mammifères marins et les activités de pêche commerciale dans le Saint-Laurent reste à faire.

Par contre, il faut retenir deux liens entre les activités de pêche commerciale et les mammifères marins. Le premier est la transmission du Vers de la morue (*Pseudoterranova decipiens*), parasite pour lequel le Phoque gris en particulier joue apparemment le rôle d'hôte intermédiaire important (Templeman, 1990). Bien que ce parasite ne présente aucun danger pour l'homme, il réduit la valeur au marché de la chair des poissons qu'il infeste. Le second élément concerne la prise accidentelle de Pinnipèdes et de Cétacés dans les agrès de pêche, ce qui peut être à la fois préoccupant pour la conservation des mammifères

marins et l'exploitation des pêcheries. L'impact de cette cause de mortalité n'a pas été évalué pour l'ensemble des espèces sur le territoire, mais une étude des mammifères marins retrouvés morts sur les rives depuis une dizaine d'années révèle que l'intervention humaine, et particulièrement l'empêtrement dans les agrès de pêche, est l'une des causes de mortalité chez les espèces autres que le Béluga (Béland *et al.*, 1992). Ces prises ont, par exemple, un impact certain sur le Marsouin commun, puisque des centaines d'individus sont pris dans les filets maillants tendus chaque année dans le golfe et l'estuaire maritime.

2.8.2.2 Contamination par des substances toxiques

Comme dans toutes les mers du monde, les tissus des mammifères marins du Saint-Laurent sont contaminés par une grande variété de substances toxiques organiques et inorganiques (Béland *et al.*, 1992) (tableau 2.34). Trois substances organochlorées sont parmi les plus importantes pour leurs concentrations dans le milieu : les biphényles polychlorés (BPC), le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT et ses dérivés) et le mirex (qui est unique au bassin des Grands Lacs et du Saint-Laurent). Deux métaux, le mercure et le plomb, font aussi partie des substances caractérisées par les plus hautes teneurs.

L'une des propriétés des substances organochlorées est de pénétrer en solution dans les graisses. Comme les mammifères marins accumulent d'importantes réserves de graisses, surtout dans les tissus périphériques, ils emmagasinent des quantités importantes de ces substances. De façon générale, la concentration de ces substances est moins élevée chez les femelles, et elle augmente avec l'âge chez les mâles adultes. La production d'un lait extrêmement riche en gras expliquerait pourquoi les tissus des femelles examinées sont moins contaminés que ceux des mâles : la triste conséquence de cette différence est que celles-ci transféreraient ainsi une charge de ces substances à leur veau. Les différences interspécifiques sont considérables. Chez les Cétacés, il semble y avoir une relation inverse entre la concentration de substances organochlorées totales et la taille corporelle. Le régime, le temps de résidence dans les secteurs les plus contaminés du Saint-Laurent et le taux du métabolisme de base sont les facteurs proposés pour expliquer cette relation (Béland *et al.*, 1992).

Quant aux métaux, ils se concentrent dans les reins, le foie et les muscles, et la charge totale de mercure augmente avec l'âge chez plusieurs espèces du Saint-Laurent dont le Béluga. Selon Béland *et al.* (1992), sur les 34 Bélugas analysés de 1988 à 1990, cinq avaient moins de 10 ans, 13 appartenaient au groupe d'âge 10-20 ans et 16 avaient plus de 20 ans. Les concentrations de mercure chez ces Bélugas s'étalent entre 0,07 mg/kg (poids frais) et 97,66 mg/kg. La concentration moyenne de mercure passe de 0,58 mg/kg pour les Bélugas de 10 ans et moins à 21,64 mg/kg (Bélugas de 10 à 20 ans) et, finalement, à 41,76 mg/kg pour les Bélugas de plus de 20 ans. Les faibles concentrations de

TABLEAU 2.34
Contaminants chez certains mammifères marins du Saint-Laurent

		Concentrations (mg/kg de poids frais)				Concentrations (mg/kg de poids frais)	
	n	BPC	DDT	Mirex	n	Mercure	Cadmium
Mysticètes							
Rorqual bleu	2	0,6 - 1,3	0,7 - 4,6	0,1			
Rorqual commun	3	0,6 - 2,6	0,7 - 4,6	0,1	2	0,02 - 0,28	0,41
Petit Rorqual	5	0,6 - 10,2	0,7 - 4,6		9	0,02 - 5,82	0,58
Odontocètes							
Baleine à bec boréale					1	1,13	0,07
Béluga	9	14,5 - 89,2	3,95 - 123	0,19 - 2,66	35	0,38 - 210,71	< 0,001 - 0,4
Dauphin à flanc blanc	4	8,3 - 35,7	6,5 - 21,5	0,2			
Globicéphale noir	2	19,1 - 29,4	5,9 - 24,7	4,0	2	2,84 - 5,07	0,66 - 1,66
Marsouin commun	9	5,1 - 53,6	2,0 - 30,6	0,5	9	0,82 - 6,38	1,13
Pinnipèdes							
Phoque commun	11	5,1 - 58,7	1,7 - 30,6	3,2	10	0,47 - 6,72	0,02 - 5,41
Phoque du Groenland	3	1,3 - 3,8	0,7 - 6,8	0,2	1	9,24	2,10
Phoque gris	5	0,7 - 58,1	0,9 - 25,5	0,6	5	0,34 - 77,2	0,02 - 0,21

Remarques. – Les BPC, DDT et mirex sont extraits du gras des animaux; les métaux proviennent de leur foie. Les substances organochlorées ont été prélevées des Pinnipèdes de 1983 à 1989; de 1983 à 1990 pour les autres groupes, à l'exception des Bélugas qui ont été examinés de 1986 à 1987. Les concentrations de métaux ont été trouvées dans des mammifères de 1983 à 1990, sauf dans le cas des Bélugas dont l'analyse a été faite de 1981 à 1987.

Sources : Modifié de Béland et al.*, 1992; Muir* et al.*, 1990; Wagemann* et al.*, 1990.*

cadmium retrouvées chez ces Bélugas, entre 0,03 et 0,385 mg/kg (poids frais), ne semblent pas préoccupantes. La concentration moyenne de cadmium passe de 0,06 mg/kg (Bélugas de moins de 10 ans) à 0,11 mg/kg (Bélugas de 10 à 20 ans) et, finalement, à 0,16 mg/kg pour les Bélugas de plus de 20 ans.

Par ailleurs, le Béluga du Saint-Laurent est beaucoup plus contaminé par les substances organochlorées et les métaux lourds que les autres mammifères marins de la même région et que les Bélugas arctiques (tableau 2.35). Plusieurs contaminants sont transférés au veau par voie intra-utérine et par le lait maternel, tandis que la contamination progresse la vie durant chez les deux sexes. Les tissus de ces mêmes animaux présentent une série de lésions et de tumeurs (souvent malignes) qu'on ne retrouve pas chez les autres mammifères marins du Saint-Laurent, et qui sont uniques ou de fréquence très élevée par rapport à tous les autres Cétacés examinés dans le monde (épithélioma glandulaire de l'intestin, de la glande mammaire, des glandes salivaires, carcinome de la vessie, etc.). Ces lésions constituent les causes de mortalité les plus significatives observées dans cette population non exploitée.

TABLEAU 2.35

Concentrations de contaminants chez le Béluga du Saint-Laurent et le Béluga de l'Arctique canadien

	Concentrations (mg/kg de poids frais)	
	Béluga de l'Arctique canadien	**Béluga du Saint-Laurent**
Nombre d'individus	74	9
BPC	0,31 - 6,73	14,5 - 89,2
DDT	0,18 - 9,73	3,95 - 123
Mirex	nd - 0,06	0,19 - 2,66
Nombre d'individus	94	35
Mercure	0,01 - 48,56	0,38 - 210,71
Cadmium	0,008 - 25,88	< 0,001 - 0,400
Plomb	< 0,0003 - 0,31	0,001 - 0,57
Sélénium	0,25 - 23,32	0,73 - 81,91

Remarques. – Les valeurs des substances organochlorées proviennent des années 1986-1987, celles des métaux, des années 1981-1987 et sont transformées en valeurs pour le poids frais grâce au facteur de conversion poids sec/poids frais de 3,748.

Sources : Modifié de Béland et al.*, 1992; Muir* et al.*, 1990; Wagemann* et al.*, 1990.*

Dans l'ensemble, les concentrations de contaminants chez les mammifères marins du Saint-Laurent sont comparables ou inférieures à celles qui ont été trouvées chez les autres mammifères marins côtiers du monde. Seuls le Phoque commun, le Béluga et le Marsouin commun présentent une contamination qui soit assez élevée pour qu'on s'interroge au sujet des effets potentiels sur leur survie ou leur capacité reproductrice. Les autopsies pratiquées par Béland *et al.* (1992) sur les mammifères marins du Saint-Laurent, autres que le Béluga, révèlent les mêmes causes de mortalité qu'ailleurs dans le monde. L'intervention humaine directe (traumatismes par balles ou collision) et l'empêtrement dans des agrès de pêche rendent compte de la moitié des cas. Les lésions observées sont principalement des infections bactériennes.

Le Béluga pourrait être une espèce indicatrice, tant par sa position géographique chevauchant l'Atlantique et le Saint-Laurent et ses sources, que par sa position trophique supérieure. Son régime varié (Banfield, 1975) constitue en quelque sorte une intégration de la qualité de tout un éventail de ressources marines, tant locales que migratrices. Dans le moyen estuaire et dans l'estuaire maritime, ce sont des organismes pélagiques plutôt que benthiques qui véhiculent les principaux contaminants (Dalcourt *et al.*, 1992). L'Anguille d'Amérique en provenance des Grands Lacs agirait comme un vecteur important dans ce transport. En effet, Béland *et al.* (1992) rapportent que l'ingestion, sur une courte période annuelle, d'Anguilles en migration depuis le lac Ontario pouvait rendre compte de la totalité du mirex présent dans la population de

Bélugas du Saint-Laurent (il faut savoir que le mirex a été peu utilisé au Canada et qu'il provient principalement des usines de synthèse dans l'État de New York). La baisse des niveaux de mirex et de BPC depuis 1982 chez les Anguilles provenant du lac Ontario représente donc une diminution du risque d'intoxication du Béluga (Hodson *et al.*, 1992), d'autant plus que l'on n'assiste plus à des mortalités massives des Anguilles, bien que le nombre de juvéniles empruntant la passe migratoire de Cornwall ait aussi diminué. Cependant, un véritable indicateur donnerait une réaction plus rapide; la longévité considérable de l'animal a pour conséquence qu'il ne peut refléter qu'avec un retard important la condition du milieu. Un autre inconvénient est qu'il ne peut pas être commodément échantillonné à des intervalles périodiques afin d'ausculter ce même milieu.

Le sort des Bélugas a suscité beaucoup d'efforts en vue de la réhabilitation du Saint-Laurent. Cette espèce est désormais protégée par une réglementation sévère pendant l'été. Toutefois, son sort est lié à des enjeux qui débordent largement la zone qu'il habite. Le Béluga est devenu un symbole mondial de la conservation des populations animales et de leur environnement.

2.8.2.3 Tronçon fluvial et estuaire fluvial

Par définition, les mammifères marins ne fréquentent pas les eaux douces du Saint-Laurent, mais ces dernières sont parfois visitées en été par des individus apparemment égarés. Par exemple, au cours des dix dernières années, quelques Phoques communs ont été observés jusque dans le port de Montréal; des Petits Rorquals ont déjà été observés jusque dans le tronçon fluvial, au niveau de Verchères. Deux Rorquals communs sont allés s'échouer respectivement à l'île aux Grues (Béland *et al.*, 1992) et au cap Tourmente (Béland *et al.*, 1987). Toutefois, ces animaux sont spécifiques à la portion salée du fleuve.

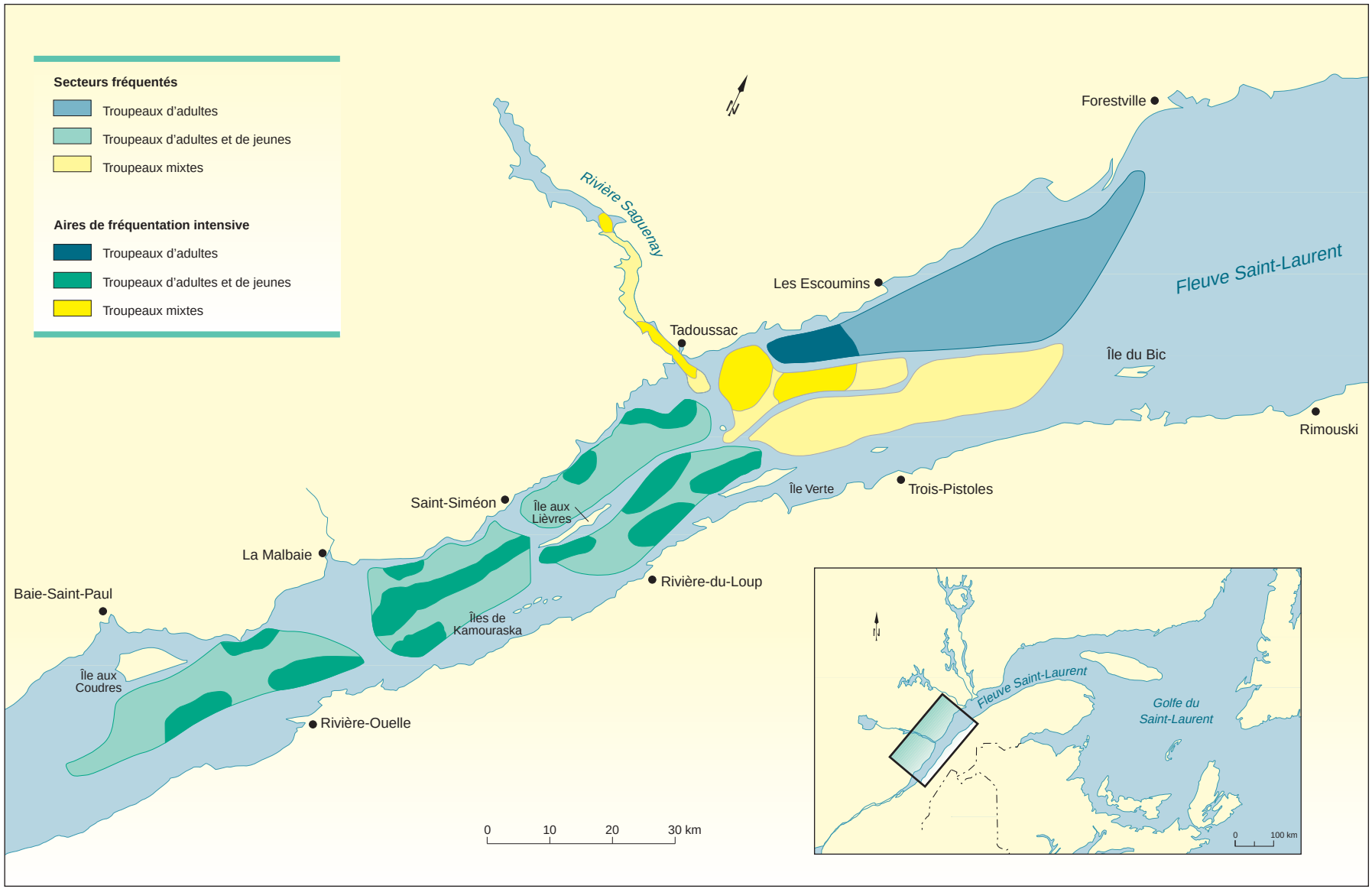
2.8.2.4 Moyen estuaire

D'après Ghanimé *et al.* (1990), cette portion du fleuve abrite deux mammifères marins, à savoir le Béluga et le Globicéphale noir de l'Atlantique en amont de l'embouchure du Saguenay. En plus de ces espèces, on peut aussi retrouver à l'embouchure le Petit Rorqual et le Marsouin commun. Ce dernier se nourrit surtout de Goberges et de Maquereaux. Le Marsouin commun vit en groupe de 10 à 15 individus, mais on peut rencontrer des concentrations de quelque 200 individus (Bouchard et Millet, 1993). Le Béluga et le Marsouin commun ont respectivement le statut d'espèce en danger et menacée attribué par le Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada (CSEMDC) et se retrouvent sur la liste des espèces prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent.

Durant les mois d'été, le Béluga privilégie l'estuaire maritime (figure 2.50) et surtout le moyen estuaire qu'il partage avec le Phoque commun, le Phoque gris et le Phoque du Groenland. Durant l'hiver, la population de Bélugas se disperse plus en aval jusque dans un secteur délimité approximativement

FIGURE 2.50

Distribution estivale du Béluga du Saint-Laurent



Source : Reproduit de Michaud, 1993.

par une ligne reliant la Minganie, Anticosti et la pointe de Gaspé. Le Phoque commun habite le Saint-Laurent à partir de l'île aux Coudres. Il fréquente les eaux côtières et remonte quelquefois certains cours d'eau. Il forme de petites populations isolées les unes des autres. Le peu d'informations sur cette espèce motive sa sélection à titre d'espèce prioritaire.

Le Béluga a vraisemblablement été chassé par les Amérindiens dès leur arrivée sur les rives du Saint-Laurent, comme en témoignent des spécimens sur des sites archéologiques de l'île Verte (Tremblay, 1992) et de Grandes-Bergeronnes (Tassé, 1992). Dans ce dernier cas, des ossements de Bélugas témoignent d'une exploitation qui prenait place il y a cinq mille ans. Les colons français en firent par la suite une exploitation continue pour son huile et son cuir, chasse qui devint excessive au début de ce siècle. Entre 1932 et 1937, le gouvernement provincial remit des primes à des chasseurs pour l'élimination de 1826 bêtes (Vladykov, 1944). Ce nombre représente quatre fois l'effectif actuel de la population évaluée maintenant à quelque 450 à 500 individus. Pour maintenir une telle exploitation, la population devait compter à tout le moins entre 5000 (Reeves et Mitchell, 1984) et 10 000 individus (Béland *et al.*, 1988) à la fin du 19e siècle. La population semble présentement stable puisque les survols effectués entre 1973 et 1992 pour en évaluer la dispersion ont chaque fois estimé le troupeau aux environs de 500 individus (Michaud, 1990; Kingsley et Hammill, 1991; Kingsley, 1994).

Simultanément, la population a connu une réduction de son aire de distribution. Historiquement, on notait la présence de Bélugas en amont, occasionnellement jusqu'à Trois-Rivières (*Relations des Jésuites*,1662-1663), et régulièrement jusqu'à Québec (du 17e siècle [Heriot, 1813] aux années 1930 [Vladykov, 1944]). On les voyait couramment en aval jusqu'en Minganie et plus à l'est (au moins du 19e siècle jusque dans les années 1925-1930 [Dupont, 1980]). De nos jours, la population est concentrée en été dans l'estuaire du Saint-Laurent entre Rivière-Portneuf et Rimouski en aval et les battures aux Loups Marins en amont, incluant des incursions dans le Saguenay jusqu'à Saint-Fulgence. Quelques individus sont retrouvés occasionnellement hors de ces limites : certains ont été aperçus dans le détroit de Northumberland, à l'île du Cap-Breton, et des carcasses ont été trouvées à Kegaska (Basse-Côte-Nord), Chandler (littoral sud-est de la Gaspésie) et à l'île du Prince-Édouard. Cette compression de l'aire de distribution découle vraisemblablement de la réduction de l'effectif, plutôt que d'une perte d'autant d'habitats sur un territoire aussi vaste.

Les Bélugas du Saint-Laurent semblent présenter moins de différences que les Bélugas arctiques à certains sites génétiques bien déterminés (Helbig

et al., 1989). Il n'y a cependant aucune indication d'une consanguinité aux conséquences néfastes.

2.8.2.5 Estuaire maritime et golfe

On relève dans la littérature du 16e au 20e siècles bon nombre d'observations de mammifères marins qui ne se retrouvent plus, sinon très rarement, dans l'estuaire maritime et dans le golfe. Ainsi, deux Narvals ont été vus à la pointe est de l'île d'Anticosti entre 1896 et 1902 (Schmitt, 1904); une seule autre observation non confirmée a été faite depuis, soit en 1989 (Michaud, 1990). Au début du siècle, on rapportait régulièrement des Orques-épaulards à l'embouchure des rivières de la Côte-Nord (Schmitt, 1904), et cinq individus s'échouèrent à Montmagny en 1918 (Dupont, 1980); de nos jours, on ne signale qu'un seul groupe de quatre individus en Minganie et un groupe de 11 individus dans le nord-est du golfe (Wenzell et Sears, 1988). La petite population de Phoques barbus de Terre-Neuve et du sud du Labrador a maintenant disparu (Ray *et al.*, 1982). Enfin, le Morse, qui étonna Jacques Cartier en 1534, a été exploité dès les débuts de la colonie en Gaspésie (à l'île Bonaventure) à partir de 1591 (*Le Bulletin des recherches historiques*, 1930), dans la baie des Chaleurs aux 17e et 18e siècles (Cooney, 1832) et aux îles de la Madeleine (à partir du 16e siècle [Hubert, 1926]) jusqu'à sa disparition du Saint-Laurent au cours du 19e siècle. Cette espèce se retrouve toutefois dans l'est de l'Arctique canadien et pourrait quelquefois s'égarer jusqu'au golfe du Saint-Laurent.

La zone septentrionale du golfe et de l'estuaire maritime connaît une production élevée reliée à l'alternance des saisons et à des remontées d'eaux profondes originant de gyres, d'accidents de topographie des chenaux et du régime des vents (voir la partie Physico-chimie). Les Rorquals y trouvent des concentrations d'Euphausides, de Crevettes et de jeunes poissons (Lançon, Capelan, Maquereau). Le Rorqual bleu fréquente le détroit de Jacques-Cartier, et plus de 200 individus différents y ont été aperçus entre 1983 et 1988. Pour leur part, les Dauphins et les Pinnipèdes du Saint-Laurent sont essentiellement piscivores et dépendent vraisemblablement d'un petit nombre de poissons, dont la Morue, le Hareng et le Capelan. Ce dernier constitue la proie presque exclusive retrouvée dans les estomacs de Phoques du Groenland chassés en hiver dans le golfe et l'estuaire maritime (Murie et Lavigne, 1991). Enfin, la rareté de certaines proies dans le golfe et l'estuaire maritime expliquerait la faible représentation d'espèces à régime spécialisé comme le Cachalot, le Globicéphale et la Baleine à bec; l'estomac du spécimen de Cachalot échoué aux îles de la Madeleine ne contenait que du calmar.

Pinnipèdes

Les effectifs de certaines populations de phoques dans le golfe sont partiellement connus. Il y aurait approximativement 400 000 Phoques du Groenland, 6000 Phoques à capuchon et autour de 61 000 Phoques gris (Hammill, 1995).

Bien que plusieurs espèces de Phoques soient dispersées dans tout le golfe, et qu'elles puissent être observées à l'occasion un peu partout sur ce territoire, on peut identifier des grandes zones occupées essentiellement par certaines associations d'espèces. Selon Ghanimé *et al.* (1990), le Phoque commun et le Phoque gris sont typiques des zones insulaires ou à récifs qui longent la rive nord de l'estuaire et du golfe. La partie est du golfe comprend une aire de mise bas importante pour le Phoque du Groenland (Ghanimé *et al.*, 1990).

En hiver, trois espèces utilisent les glaces flottantes pour la mise bas. Le Phoque gris se reproduit entre la fin de décembre et la mi-février dans la partie est et sud (île Amet) du détroit de Northumberland, dans la baie St. Georges (Nouvelle-Écosse) et au Corps-Mort (îles de la Madeleine). Le Phoque du Groenland met bas entre la troisième semaine de février et la mi-mars dans deux régions principales : d'abord dans un secteur du golfe situé à 70 km au nord-ouest de Cap-aux-Meules (îles de la Madeleine) et, ensuite, à l'est et à l'ouest d'Harrington Harbour. Les naissances de Phoques à capuchon ont lieu dans la deuxième moitié de mars, entre l'Île-du-Prince-Édouard, l'île du Cap-Breton et les îles de la Madeleine.

Le Phoque du Groenland et le Phoque à capuchon quittent le golfe tôt au printemps pour les eaux de l'Atlantique Nord, quoiqu'un certain nombre d'individus, en majorité des Phoques du Groenland, demeurent dispersés dans toute la portion septentrionale du golfe et de l'estuaire maritime.

Le Phoque gris maintient une population importante dans l'ensemble du golfe et de l'estuaire maritime l'année durant. Cependant, des échanges existent avec les populations de l'Atlantique, en particulier celle de l'île de Sable, au large de la Nouvelle-Écosse : des étiquettes placées sur des veaux à l'île de Sable ont été retrouvées sur des îles du moyen estuaire par plusieurs biologistes. L'espèce est particulièrement visible sur certaines échoueries, notamment à la pointe est de l'île d'Anticosti, à l'île aux Perroquets (Minganie), à Forillon (Gaspésie), Kouchibougouac (Nouveau-Brunswick) et Grande-Entrée (îles de la Madeleine) ainsi que dans l'estuaire maritime (île du Bic) et le moyen estuaire (îles Blanche et aux Fraises).

On croit que la population de Phoque gris du nord-est de l'Atlantique, dont la population du Saint-Laurent fait partie, est actuellement en expansion comme le sont les populations de Phoque du Groenland (Hammill, 1995). Aucune donnée n'est disponible pour évaluer les tendances de la population de Phoque commun. Certaines sous-populations pourraient être menacées, là où l'habitat a été profondément modifié au cours des 50 dernières années; la compétition par le Phoque gris pourrait aussi intervenir.

Le Phoque commun réside à l'année et se reproduit en mai dans l'ensemble du golfe ainsi que dans l'estuaire maritime et dans la partie aval du moyen estuaire. On l'observe facilement en petites bandes de 20 à 25 individus en plusieurs endroits, dont la pointe est de l'île aux Lièvres, l'île Blanche, l'île du Bic, les récifs de Métis, le parc Forillon, Grande-Entrée (îles de la Madeleine) ainsi que sur plusieurs plages autour de l'île d'Anticosti.

Cétacés

Entre avril ou mai et la formation des glaces en novembre ou décembre, la région comprise entre le détroit de Belle-Isle et l'embouchure du Saguenay est privilégiée par les quatre espèces de Rorquals et par des troupeaux de Dauphins (le Dauphin à flancs blancs étant prédominant). On y trouve également des troupeaux de Marsouin commun, ces derniers apparemment de passage. C'est aussi de ce secteur que proviennent les quelques observations confirmées d'Orques-épaulards, de Cachalots, de Baleines franches noires ainsi que des observations non confirmées de Narval (estuaire maritime) et de Morse (Basse-Côte-Nord).

En été, la portion sud du golfe, constituée des régions moins profondes des plateaux des îles de la Madeleine et de l'Île-du-Prince-Édouard, est utilisée par divers Mysticètes (Rorquals) et par des groupes plus ou moins importants de Globicéphales noirs, de Dauphins à flancs blancs et de Marsouins communs. C'est uniquement dans cette région du golfe que sont rapportés des cas d'échouages massifs, impliquant des Globicéphales noirs, des Dauphins à flancs blancs et, plus rarement, des Cachalots. On y a rapporté également l'échouage d'une Baleine à bec. Un échouage de 16 Cachalots aurait eu lieu en 1975-1976 sur la Basse-Côte-Nord (Sears, 1993).

La composition des bandes de mammifères marins dans les eaux plus profondes de la portion orientale du chenal Laurentien et du détroit de Cabot a été peu documentée, mais il est possible que des espèces plus spécifiquement atlantiques (tels la Baleine à bec boréale, la Baleine à bec de Sowerby et le Rorqual boréal [*Balaenoptera borealis*] observés au large de Terre-Neuve et de la Nouvelle-Écosse) y soient plus fréquentes qu'on ne le croit généralement. Il en est de même pour le Cachalot dont on a noté l'échouage de cinq individus entre 1982 et 1985 mais une quasi-absence dans les rapports d'observations couvrant la même période, ce qui fait croire à Béland *et al.* (1987) qu'il existe une population de Cachalot dans le golfe du Saint-Laurent plus importante que le faible nombre d'observations ne le laisse supposer.

À l'exception du Béluga, très peu d'efforts ont été déployés pour évaluer l'effectif des diverses populations de Cétacés du Saint-Laurent.

2.8.3 FAITS SAILLANTS

Bien que la liste des mammifères susceptibles d'utiliser le littoral du Saint-Laurent soit relativement bien connue, ni l'abondance ni l'écologie de populations bien définies le long de ses rives n'ont été documentées. Pourtant, certains mammifères semi-aquatiques peuvent transformer l'environnement physique pour répondre à leurs besoins (Castor, Rat musqué). De plus, ils peuvent avoir une certaine importance écologique puisque ce sont souvent des prédateurs efficaces de poissons, d'œufs d'oiseaux, d'amphibiens et de reptiles (Moufettes, Visons, Ratons laveurs, etc.) ou de bons herbivores (Rat musqué). Puisque l'abondance de ces espèces est pratiquement inconnue, il en est de même de leur apport au réseau trophique. On sait qu'elles sont sujettes à une certaine contamination, mais les résultats provenant des Grands Lacs démontrent que le degré de sensibilité à la contamination par les substances toxiques diffère selon les espèces. De plus, les mammifères semi-aquatiques sont relativement vulnérables aux fluctuations des niveaux d'eaux causées par l'activité humaine.

Bien qu'une vingtaine d'espèces de mammifères marins, soit 14 Cétacés et six Pinnipèdes, fréquentent le Saint-Laurent, seuls les effectifs de certaines populations sont connus partiellement, notamment ceux du Phoque du Groenland, du Phoque à capuchon, du Phoque gris et du Béluga. Les connaissances sur leurs besoins nutritifs et la distribution de leurs proies manquent de précision, et l'évaluation de leur place dans le cycle énergétique de l'écosystème est ainsi rendue difficile. Situés au sommet de la chaîne trophique, on compte parmi ces mammifères d'efficaces planctonophages et de puissants prédateurs qui se nourrissent non seulement de poissons et de crustacés, mais aussi d'oiseaux et d'autres mammifères. À cause de leur position dans la chaîne alimentaire, l'autopsie de certains mammifères marins a démontré que ces animaux, bien qu'éloignés des sources importantes de contamination par les toxiques, étaient majoritairement atteints par ces substances. Cependant, la population de Phoques du Groenland ne semble pas menacée et serait même en expansion (Hammill, 1995), alors que la population de Bélugas serait stable bien qu'elle possède un statut d'espèce «en danger de disparition». Effectivement, depuis 1973, le nombre de veaux accompagnés de leur mère montre des signes d'augmentation (Kingsley et Hammill, 1991), ce qui témoignerait d'une amélioration timide de la situation. Toutefois, la diminution des concentrations de plusieurs substances toxiques dans les eaux des Grands Lacs et du fleuve ne peut se refléter rapidement dans ces populations de grande longévité.

Pour les autres mammifères marins et notamment les Cétacés, des informations précises sur leurs effectifs réels sont manquantes. Toutefois, leur distribution est généralement liée à celle de leur nourriture, bien que d'autres facteurs semblent importants. La glace du golfe a, par exemple, un impact majeur sur certains Pinnipèdes comme le Phoque du Groenland, le Phoque à capuchon et

le Phoque gris à qui elle sert d'aire de reproduction et de refuge contre les prédateurs. La température de l'eau, la modification des habitats riverains par l'homme, la compétition intra et interspécifique et la contamination par les substances toxiques sont autant de facteurs à prendre en considération en ce qui concerne la survie des mammifères marins.

2.9

Intégration et conclusions

2.9.1 SYNTHÈSE DES CARACTÉRISTIQUES BIOLOGIQUES

L'écosystème fluvial est immense, et en tentant de le peindre dans son ensemble, on omet beaucoup de détails. Nous avons néanmoins essayé de réunir sur une seule carte quelques-unes des principales caractéristiques biologiques identifiées dans la présente partie (figure 2.51). Les observations le confirment : les différences entre les quatre grands secteurs du Saint-Laurent sont si importantes qu'il faut traiter ces derniers séparément. Un nombre limité de facteurs physico-chimiques puissants y gouvernent la distribution des organismes et des communautés : marée, salinité, matières en suspension et stabilité de la colonne d'eau sont parmi les plus importants. Mais il y a plus. Des changements abrupts dans la distribution et dans la façon dont se conjuguent ces facteurs dessinent des frontières naturelles entre chacun des quatre secteurs. À plus d'un point de vue, le Saint-Laurent, c'est quatre fleuves en un.

On ne pouvait, sur la figure 2.51, présenter plus qu'un bref résumé des grands traits des communautés biologiques. Il convient d'ailleurs de souligner un de ces traits, même s'il n'a pas été possible de l'illustrer sur cette carte : il y a une grande diversité biologique des communautés vivantes en amont (couloir fluvial avec un mélange de milieux lotiques et lentiques) et en aval (milieu marin). Dans les deux tronçons intermédiaires, les conditions physiques adverses (marée, fort gradient de salinité, turbidité élevée et combinaison variée de tous ces facteurs) entraînent un affaissement dans la richesse des communautés vivantes. Cette baisse de la diversité biologique (évaluée en nombre absolu d'espèces ou à l'aide d'indices normalisés) se fait sentir dans presque tous les groupes étudiés, en particulier chez les bactéries, les plantes vasculaires du littoral, le zooplancton, les invertébrés benthiques et les poissons.

La synthèse des ressources biologiques du Saint-Laurent permet de constater que ces dernières suscitent un intérêt inégal chez les chercheurs. Le tableau 2.36 montre, à l'aide d'une échelle numérique, le niveau de connaissances disponibles.

Non seulement ces évaluations sont-elles subjectives, mais encore faut-il se garder de les comparer entre elles. La documentation technique sur le benthos des lacs entourant l'archipel de Montréal ou encore sur les mammifères marins est considérable, mais elle est souvent descriptive. Celle sur les organismes benthiques de l'estuaire maritime par contre est souvent très spécialisée et fait état d'études minutieuses et détaillées sur des problèmes dynamiques comme le peuplement ou les facteurs gouvernant la dispersion des formes littorales. Au sein d'un même groupe, des études ultraspécialisées existent sur un aspect de la biologie, tandis que c'est le noir absolu sur un autre aspect. Tel est le cas des poissons dont on connaît très bien le degré de contamination par diverses substances toxiques, mais moins les facteurs de mortalité et les mécanismes de recrutement. Néanmoins, ces évaluations de la disponibilité de l'information mènent à quelques constatations : nos connaissances sont pratiquement inexistantes sur les bactéries et sur les reptiles et les amphibiens de même que sur les mammifères semi-aquatiques à l'échelle du fleuve, sur le benthos du moyen estuaire, sur les algues de l'estuaire fluvial et du moyen estuaire et sur le phytoplancton de l'estuaire fluvial. Les groupes les mieux connus sont les mammifères marins, les poissons, les oiseaux et les plantes vasculaires au sujet desquels il existe un grand nombre d'études biologiques.

TABLEAU 2.36

Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur la condition des diverses ressources biologiques du Saint-Laurent selon le tronçon

Groupe	Tronçon fluvial	Estuaire fluvial	Moyen estuaire et Saguenay	Estuaire maritime et golfe
Bactéries	2	2	3	3
Phytoplancton	3	3	2	1
Algues	2	3	3	2
Plantes vasculaires	1	1	2	2
Zooplancton	2	2	3	1
Benthos	1	2	3	2
Poissons	1	1	2	1
Reptiles et amphibiens	3	3	3	3
Oiseaux	2	2	1	1
Mammifères	na	na	1	2

Légende. – 1. La quantité d'informations publiées sur ce groupe d'organismes, sans être complète, est suffisante pour avoir un aperçu général de l'état des populations. 2. Des informations existent, mais elles ne portent que sur un aspect de la biologie du groupe ou que sur un petit nombre de stations. 3. Les informations sont inexistantes ou périmées. na : ne s'applique pas.

FIGURE 2.51

Principaux l ments structurants biologiques du Saint-Laurent

Ressources biologiques

Types dominants de v g tation littorale[a]

- Marais Spartine
- Marais Scirpe
- Herbier, marais, prairie humide, mar cage
- V g tation littorale peu d velopp e

- A — Superficie (ha) des milieux humides de la partie dul aquicole[b]
- B — Diversit des communaut s v g tales[c]

Nombre d sp ces de poissons[d]

- 1 — Poisson d au douce (le chiffre indique le nombre d sp ces)
- 1 — Poisson d au sal e (le chiffre indique le nombre d sp ces)

Aires de fraie[e]

- Aire de fraie des principales esp ces de poissons d au douce

R serves nationales de faune et refuges d oiseaux migrateurs

- R serve nationale de faune[f]
- Refuge d oiseaux migrateurs[g]

Zones de concentration de faune[h]

Oiseaux aquatiques

1. Oies, Bernaches et canards barboteurs au printemps
2. Oies, Bernaches et canards barboteurs au printemps et l automne
3. Oies et Bernaches au printemps; canards plongeurs et barboteurs au printemps, l t et l automne; canards de mer au printemps, l t et l iver; oiseaux marins au printemps et l t ; oiseaux de rivage l automne
4. Canards plongeurs et barboteurs au printemps et l automne; oiseaux marins au printemps
5. Canards plongeurs et barboteurs au printemps et l automne; canards de mer l automne et l iver; oiseaux marins la pointe est au printemps et l t , et au nord l iver
6. Canards plongeurs l t ; canards de mer l t ; oiseaux marins au printemps et l t
7. Carnards plongeurs et barboteurs au printemps et l automne; canards de mer l iver; oiseaux marins au printemps, l t , l automne et l iver
8. Canards plongeurs et barboteurs l automne; oiseaux marins au printemps, l t , l automne et l iver; oiseaux de rivage l automne
9. Canards plongeurs et barboteurs au printemps et l automne; canards de mer l automne et l iver; oiseaux marins au printemps, l t , l automne et l iver

Mammif res marins

1. C tac s au printemps, l t et l automne
2. Phoques pendant toute l ann e
3. C tac s pendant l iver; Phoques pendant toute l ann e
4. C tac s au printemps, l t et l automne; phoques pendant toute l ann e
5. Aire de mise bas des phoques pendant l iver

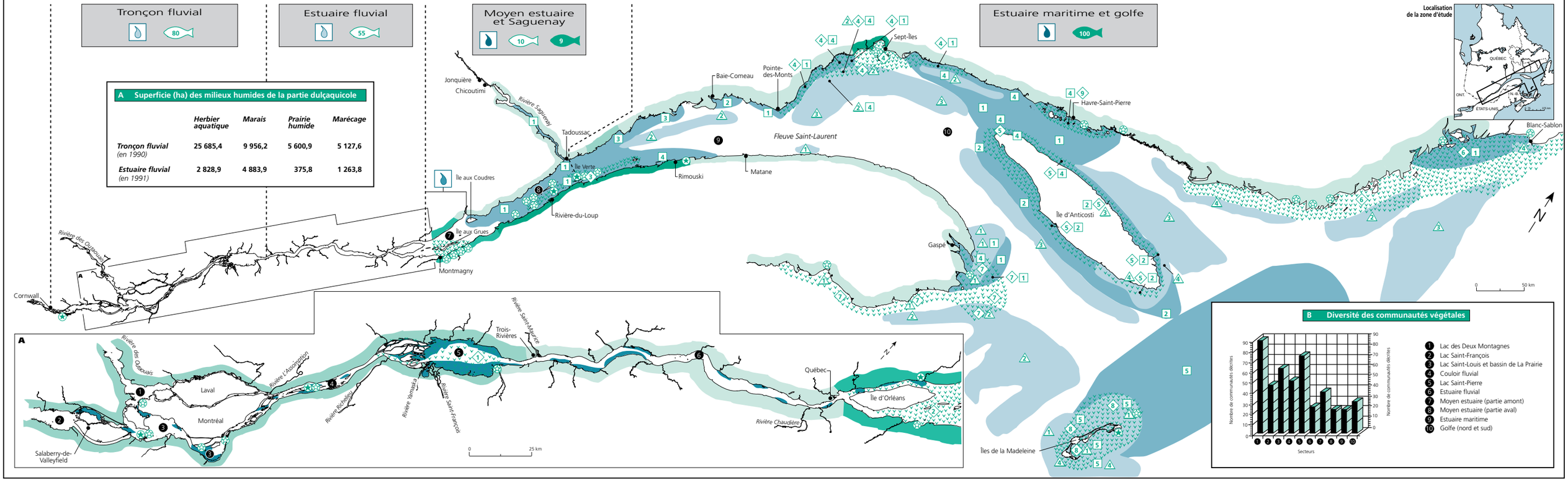
Principaux invert br s marins exploit s commercialement

1. Homard am ricain
2. Crabe des neiges
3. Crevette nordique
4. P toncle d Islande et P toncle g ant

Eau[i]

- Eaux douces
- Eaux saum tres
- Eaux sal es

Sources : [a] Couillard et Grondin, 1986. [b] Am natech, 1992a, 1992b, 1991. [c] Gratton et Dubreuil, 1990. [d] Ghanim et al., 1990. [e] Gilles Shooner et Ass. inc., 1991a. [f] de Repentigny, 1990. [g] SCF, 1990. [h] Roche associ s lt e, 1984. [i] Koutitonsky et Bugden, 1991; Ingram et El-Sabh, 1990.


Tronçon fluvial
80
Estuaire fluvial
55
Moyen estuaire et Saguenay
10
9
Estuaire maritime et golfe
100
A Superficie (ha) des milieux humides de la partie dulçaquicole
Herbier aquatique
Marais
Prairie humide
Marécage
Tronçon fluvial (en 1990)
25 685,4
9 956,2
5 600,9
5 127,6
Estuaire fluvial (en 1991)
2 828,9
4 883,9
375,8
1 263,8
Localisation de la zone d'étude
QUÉBEC
ONT.
ÉTATS-UNIS
Jonquière
Chicoutimi
Rivière Saguenay
Baie-Comeau
Pointe-des-Monts
Sept-Îles
Havre-Saint-Pierre
Blanc-Sablon
Tadoussac
Île Verte
Île aux Coudres
Rimouski
Matane
Fleuve Saint-Laurent
Rivière-du-Loup
Île aux Grues
Montmagny
Rivière des Outaouais
Cornwall
Gaspé
Île d'Anticosti
Îles de la Madeleine
Trois-Rivières
Rivière Saint-Maurice
Québec
Île d'Orléans
Rivière Chaudière
Rivière des Outaouais
Laval
Montréal
Rivière L'Assomption
Rivière Richelieu
Rivière Yamaska
Rivière Saint-François
Salaberry-de-Valleyfield
0
25 km
0
50 km
B Diversité des communautés végétales
Nombre de communautés décrites
Secteurs
1 Lac des Deux Montagnes
2 Lac Saint-François
3 Lac Saint-Louis et bassin de La Prairie
4 Couloir fluvial
5 Lac Saint-Pierre
6 Estuaire fluvial
7 Moyen estuaire (partie amont)
8 Moyen estuaire (partie aval)
9 Estuaire maritime
10 Golfe (nord et sud)

2.9.2 CARACTÉRISTIQUES BIOLOGIQUES RETENUES POUR DÉTERMINER L'ÉTAT DU SAINT-LAURENT

Le lecteur pourra se référer à la partie 4 du présent ouvrage pour obtenir les détails de la méthode utilisée pour sélectionner les caractéristiques du milieu qui nous renseigneront sur l'état du fleuve; le complément d'information *Méthode d'intégration des informations environnementales* en présente les éléments majeurs. Parmi les 14 caractéristiques retenues (complément d'information *Caractéristiques retenues pour déterminer l'état du Saint-Laurent*), trois concernent spécifiquement les aspects biologiques du Saint-Laurent : la biodiversité, les milieux naturels et les espèces protégés, et la condition des ressources biologiques exprimée par leur abondance et leur contamination. Nous vous présenterons ici les principales justifications liées à la sélection de chacune de ces caractéristiques.

2.9.2.1 Biodiversité

La biodiversité constitue une caractéristique centrale et fascinante de toute communauté vivante. Intuitivement, une valeur élevée de l'un ou l'autre des paramètres utilisés pour mesurer cette diversité suggère un système en bon état, tandis qu'une valeur réduite annonce une détérioration des relations biologiques au sein de l'écosystème. Mais la simplicité d'une telle relation est en fait une illusion. Les biologistes ne s'accordent pas sur le concept de biodiversité même, pas plus que sur les façons de l'évaluer. Ils sont cependant unanimes sur l'importance de cette dimension des communautés biologiques (Magurran, 1988).

Le concept de biodiversité regroupe plusieurs notions relativement différentes. Toutefois, de nombreux pays, dont le Canada, se sont entendus lors de la *Convention de Rio* (juin 1992) sur quatre paramètres permettant d'évaluer la biodiversité :

a) *Variété et variabilité génétique* : Variété des composantes génétiques trouvées chez les représentants d'une espèce. Un capital génétique diversifié procure un plus grand potentiel d'adaptation et une meilleure résistance au stress environnemental.

b) *Variété et variabilité des espèces* : Variété des organismes trouvés à un endroit particulier.

c) *Variété et variabilité des écosystèmes* : Variété des associations intégrées de ressources vivantes et inanimées fonctionnant à l'intérieur d'un milieu physique défini. Par exemple, un fleuve.

d) *Variété et variabilité des processus et fonctions des écosystèmes* : Variété des cycles chimiques, dégradation des déchets, fixation de l'azote, pollinisation, etc.

Complément d'information

MÉTHODE D'INTÉGRATION DES INFORMATIONS ENVIRONNEMENTALES

La méthode d'analyse utilisée pour intégrer les connaissances de nature physico-chimique, biologique et socio-économique est l'approche systémique. Cette approche est une façon d'appréhender et d'organiser les connaissances, de manière à dégager les structures, les fonctions, les processus, l'évolution et l'organisation d'un système. Dans cette approche, les chercheurs ont fait un effort délibéré pour : 1) identifier toutes les caractéristiques importantes du système Saint-Laurent en vue de diagnostiquer son état; et 2) identifier le réseau d'influences existant entre elles. Pour ce faire, ils ont employé la méthode Delphi combinée à un outil d'analyse, les matrices d'influences, de façon à en arriver à mieux connaître le fonctionnement du système.

L'application de l'approche systémique à la connaissance du Saint-Laurent s'est faite en trois temps. Dans un premier temps, une équipe multidisciplinaire de scientifiques a collaboré à la rédaction des trois premières parties de ce document, qui font la synthèse des connaissances physico-chimiques, biologiques et socio-économiques sur le Saint-Laurent. Chaque partie a été revue par un scientifique (ou intégrateur) chargé de faire l'intégration et de tirer des conclusions.

Dans un deuxième temps, pour choisir les caractéristiques les plus importantes et définir le réseau d'influences existant entre elles, l'équipe des trois intégrateurs, responsables de chacune des parties, a adopté la méthode Delphi. Les résultats ont ensuite été validés auprès d'autres membres de la communauté scientifique. Non seulement le choix des caractéristiques les plus pertinentes constitue un défi, mais le nombre de caractéristiques retenues doit aussi être restreint, afin de pouvoir poser un diagnostic concret et réaliste. Dans cette démarche, les chercheurs ont appliqué quatre critères de sélection :

1. la caractéristique doit évoluer dans le temps et dans l'espace; elle ne doit pas être une constante;
2. la caractéristique doit être présente à l'échelle du Saint-Laurent;
3. la caractéristique doit influencer l'écosystème fluvial directement;
4. l'existence de données historiques favorisait mais n'excluait pas le choix d'une caractéristique par rapport à l'autre.

Une fois les caractéristiques retenues, une matrice des influences directes connues entre les caractéristiques a été complétée pour chaque secteur et pour l'ensemble du Saint-Laurent afin de mieux comprendre son fonctionnement. Le lecteur peut se référer à la partie 4 du présent ouvrage pour obtenir plus d'informations à ce sujet.

Complément d'information

CARACTÉRISTIQUES RETENUES POUR DÉTERMINER L'ÉTAT DU SAINT-LAURENT

ASPECT	CARACTÉRISTIQUE
Physico-chimique	Qualité des sédiments Qualité de l'eau du fleuve Qualité de l'eau des tributaires
Biologique	Biodiversité Milieux naturels et espèces protégés Condition des ressources
Socio-économique	Transport maritime Modifications du fond et de l'hydrodynamique Modifications des rives Rejets d'eaux urbaines usées Rejets d'eaux industrielles usées Pêche commerciale Chasse et pêche sportives Accessibilité aux rives et au fleuve

Ainsi, le concept de biodiversité a plusieurs facettes distinctes toutes aussi intéressantes les unes que les autres, et il est essentiel de préciser laquelle de celles-ci est la plus appropriée pour décrire l'état du système. Par exemple, le nombre absolu d'espèces animales ou végétales peut diminuer au sein d'une communauté donnée, et il existe une kyrielle de mesures pour rendre compte de ce fait. Mais la diversité d'une communauté ne se réduit pas au nombre d'espèces qui la composent : l'abondance relative de ces espèces les unes par rapport aux autres est une mesure tout aussi révélatrice.

L'invasion d'une communauté par une ou des espèces exotiques introduites accidentellement ou délibérément constitue aussi une indéniable atteinte à la biodiversité, mais cette contamination ne pourra que difficilement être détectée à l'aide des indices traditionnels. Si la structure de la communauté n'est pas perturbée, il pourrait même être impossible de détecter des effets écologiques à la suite de cette invasion, si celle-ci n'est pas trop agressive.

Un déséquilibre dans la proportion des espèces selon leur position dans le réseau trophique pourrait aussi constituer un changement important de la biodiversité qui exigera des méthodes de mesure particulières. Nous reviendrons ailleurs (partie 4 du présent ouvrage) sur le choix des paramètres et sur les méthodes de mesure, mais nous voulons pour l'instant souligner les secteurs et les compartiments de l'écosystème qui se prêteraient à notre avis le mieux à une surveillance de la biodiversité.

Toutes les communautés biologiques du Saint-Laurent sont influencées par des organismes exotiques. Introduits délibérément (la Carpe allemande, la Truite brune, etc.) ou accidentellement (la Moule zébrée introduite dans les Grands Lacs par l'eau de ballast des navires et qui a colonisé le fleuve), certains de ces organismes ont connu une croissance fulgurante. D'autres ont fait une invasion plus discrète mais peut-être tout aussi insidieuse. Nous avons vu que des communautés d'invertébrés benthiques du couloir fluvial sont dominées par ces espèces exotiques. En se substituant à des espèces indigènes, elles ont bouleversé les réseaux alimentaires et les relations de compétition autour desquelles toutes les communautés vivantes du Saint-Laurent s'étaient structurées au cours des millénaires. Les communautés épibenthiques sur fonds meubles et sur fonds durs semblent les plus appropriées pour évaluer les conséquences de ces invasions. L'invasion des communautés de plantes riveraines aquatiques par des espèces introduites contribue aussi à modifier les structures des communautés. Certaines, comme la Salicaire, sont si agressives que leur multiplication compromet la survie de groupements végétaux actuels.

Des communautés naturelles perdent, semble-t-il, leur richesse avec l'accumulation des effets de tous les stress sur le milieu. De tous les organismes, les poissons semblent très sensibles au dragage, à la navigation et à la perte d'habitats riverains causée par des empiétements (Marquis *et al.*, 1991). Un suivi de l'évolution de différents paramètres au sein de ces populations contribue donc à obtenir une vision complémentaire de l'évolution de la biodiversité.

Des espèces animales et végétales sont contaminées à un point tel que certains questionnent leur survie : il en est ainsi pour le Béluga et certains stocks d'Anguille d'Amérique. En 1993, pas moins de 246 espèces de plantes vasculaires, 3 espèces de mammifères, 11 espèces d'oiseaux, 5 espèces de reptiles, 2 espèces d'amphibiens et 11 espèces de poissons sont classées prioritaires dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent. Parmi ces espèces, certaines ont simultanément un statut accordé par le Comité sur le statut des espèces menacées de

disparition au Canada. Par exemple, l'évolution annuelle du nombre d'espèces prioritaires vulnérables indique une augmentation croissante de ces espèces, particulièrement au sein des plantes vasculaires (figure 2.52). Ce genre d'information identifie la présence de problèmes affectant la diversité des communautés.

En conclusion, une meilleure connaissance de la biodiversité est essentielle pour mieux déterminer l'état du Saint-Laurent. Son maintien contribuera, entre autres, à celui des ressources biologiques et des usages du fleuve pour les générations actuelles et futures. Comme la diversité biologique des communautés a bien des aspects, nous ferons, à la partie 4 du présent ouvrage, des recommandations plus précises sur ceux qui devraient faire l'objet d'un suivi périodique. La qualité des informations disponibles nous servira dans ce choix.

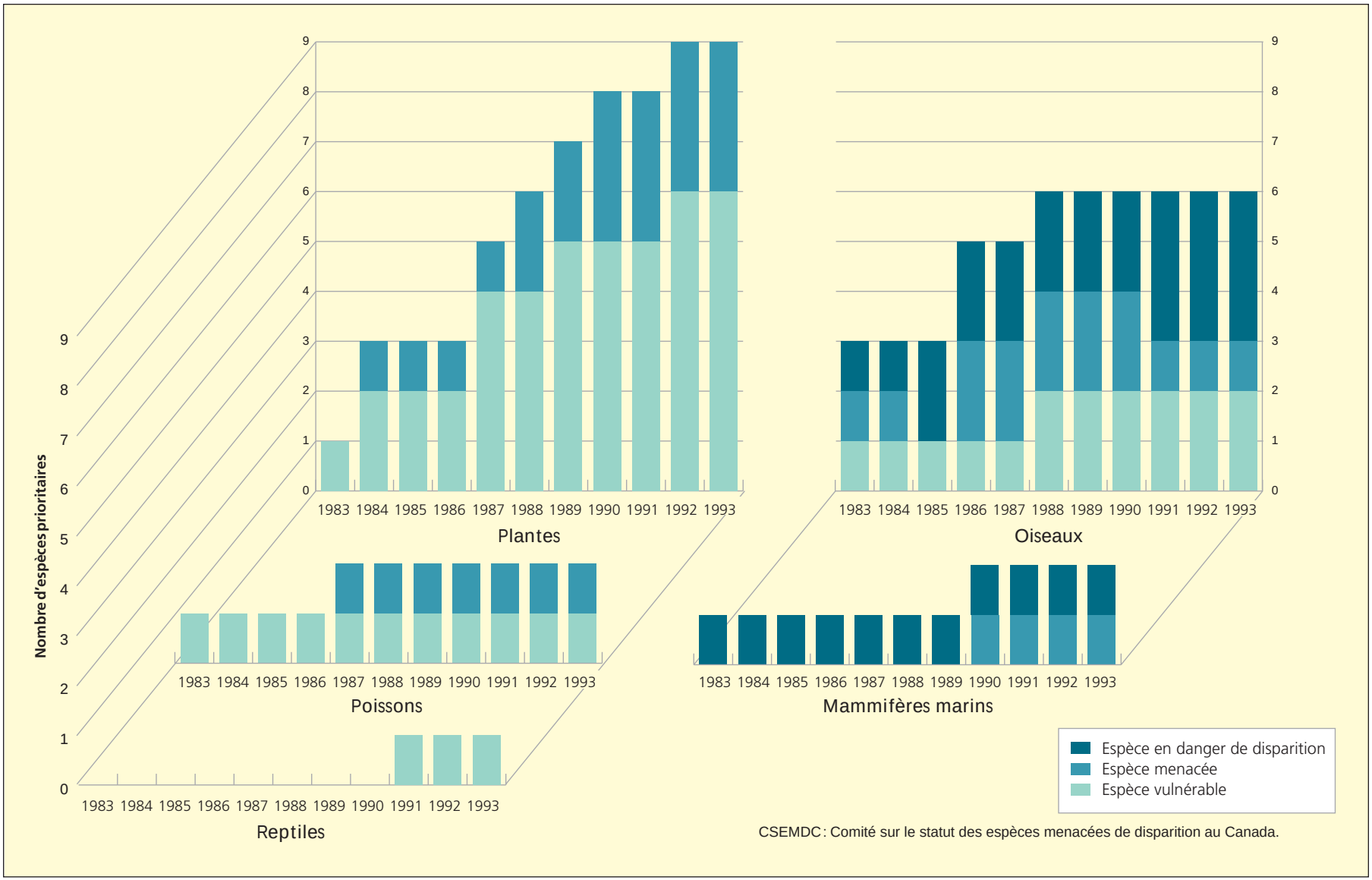
2.9.2.2 Milieux naturels et espèces protégés

Une partie des problèmes du Saint-Laurent repose sur la perte de ressources biologiques. La protection des milieux naturels et des espèces consiste, dans l'ensemble, en mesures destinées à rétablir la condition d'une ressource biologique en déséquilibre chronique ou passager. En général, ces mesures tentent de limiter les stress imposés à ces ressources ou à leur environnement. Ces mesures peuvent être de nature législative et porter sur la ressource même (établissement de quotas, interdiction de récolte, saisons de récolte, etc.) ou sur son habitat (interdiction de construction, accès limité, etc.). Une des interventions les plus puissantes pour protéger une ressource biologique menacée est sans doute la création d'espaces protégés. Ces espaces soustraient une portion du territoire aux influences directes de la présence humaine et permettent aux ressources biologiques de récupérer en leur absence. Les gouvernements du Canada et du Québec possèdent près de 3000 km^2 d'espaces protégés le long du Saint-Laurent, dont plus de la moitié consiste en îles (figure 2.53). Il ne faut pas croire cependant que l'attribution d'un statut légal à un habitat, un milieu, un segment littoral ou un ensemble écologique quelconque va instantanément éliminer les menaces qui pèsent sur lui et ses habitants. En effet, la création d'un parc, si elle protège du harcèlement, de la surexploitation, de l'empiètement de l'habitat de certaines espèces et permet une sensibilisation accrue du public, ne peut à elle seule résoudre tous les problèmes auxquels font face les espèces résidantes. Les problèmes liés à la contamination en provenance de différentes sources extérieures doivent faire l'objet de mesures complémentaires.

La gamme de statuts qui peuvent être conférés à un territoire par les gouvernements (et dans certains cas par des organismes non gouvernementaux) est vaste, même s'il y a plus que des nuances entre ce qui définit un refuge faunique provincial, une réserve nationale de faune, un parc provincial, une réserve

FIGURE 2.52

Évolution du nombre d'espèces fauniques et végétales prioritaires qui ont un statut désigné par le CSEMDC



CSEMDC : Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada.

Source : À partir des données de CSEMDC, 1993.

écologique et un parc national (marin ou non). L'addition pure et simple de la superficie des aires protégées ne donne qu'une évaluation partielle du degré de protection accordé aux ressources biologiques. Encore faudrait-il pondérer ces valeurs par le niveau de protection accordé, la rareté ou l'intérêt même de la ressource à protéger et l'étendue des interventions que ces mesures administratives permettent. La question sera examinée dans la partie 4.

Néanmoins, le statut de protection accordé aux ressources reflète, dans une certaine mesure, la probabilité de leur survie et donne une appréciation de la condition générale de l'écosystème. Ceci place cette caractéristique dans une classe à part. Au lieu d'être tantôt un stress, tantôt un effet dans la gamme d'interactions qu'on lui reconnaît avec les autres caractéristiques, les espaces et les espèces protégés permettent en plus d'évaluer l'intérêt que la société accorde à leur intégrité.

2.9.2.3 Condition des ressources biologiques : abondance et contamination

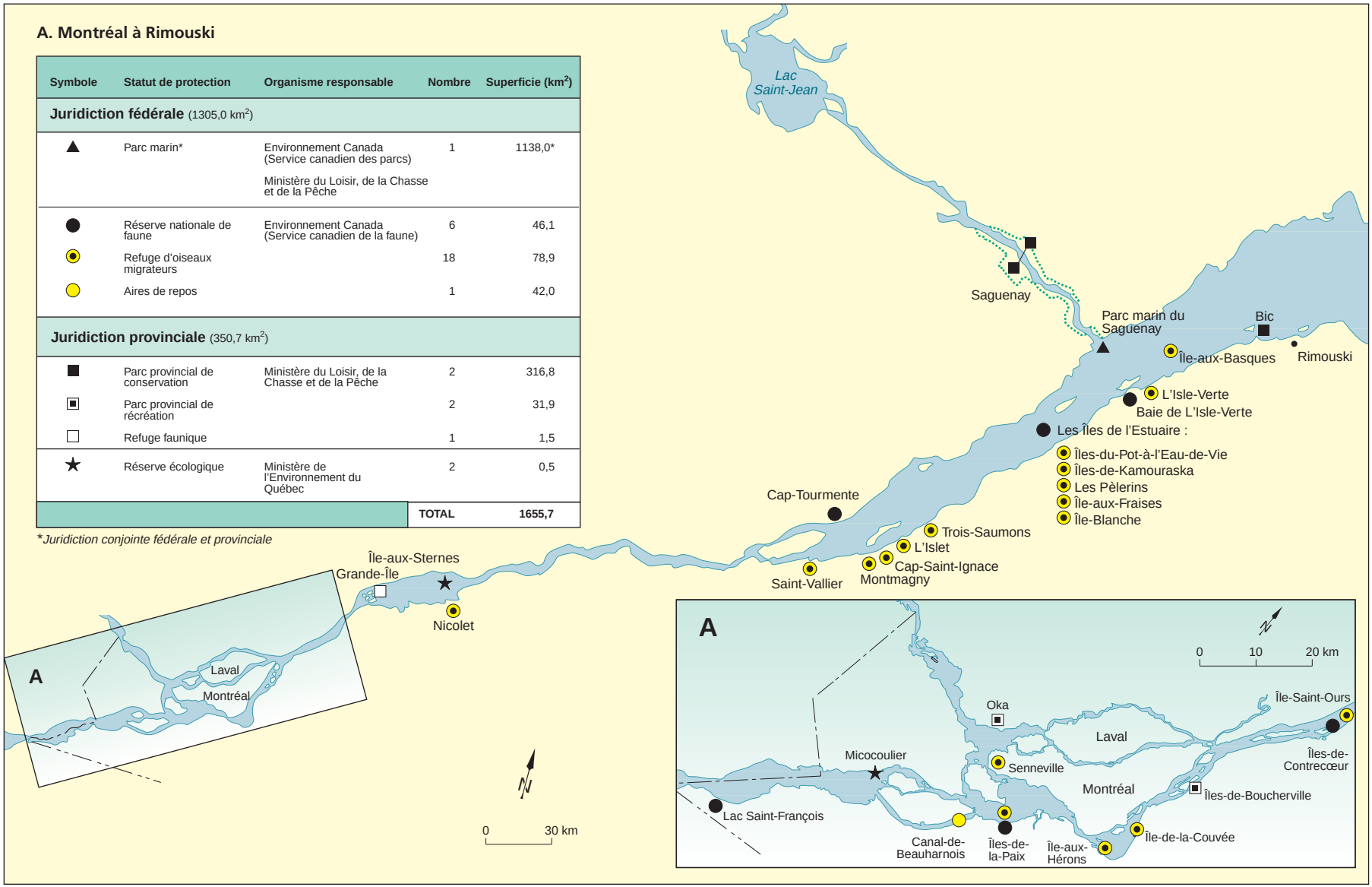
Dans tous les écosystèmes de la planète, l'effectif de toutes les espèces animales et végétales change sans arrêt. Que l'homme intervienne ou non! Malgré cela, le dynamisme démographique (la vigueur du recrutement, l'optimisation de l'effort reproducteur, etc.) chez une espèce donnée peut devenir un indice utile de la qualité du milieu. Au sein des communautés marines par exemple, le déclin de la Morue franche devrait favoriser la survie des espèces de poissons-fourrage, ce qui devrait favoriser les oiseaux qui s'en nourrissent. Indéniablement, ce dynamisme démographique chez une seule espèce ne peut guère être interprété comme une mesure de la condition de l'écosystème tout entier. Cependant, quand des défaillances sont observées chez plusieurs espèces en même temps dans une même communauté, l'indication est révélatrice et doit être prise au sérieux. Le déclin dans les stocks de presque tous les reptiles dans le tronçon fluvial suggère l'existence d'un facteur commun. Le déclin inexorable de plusieurs espèces de poissons suggère aussi l'existence d'une ou de plusieurs causes communes, et le phénomène en dit long sur la condition du Saint-Laurent.

Souvent, abondance et condition des organismes sont en étroite corrélation. C'est ainsi qu'on a constaté que des problèmes de diminution de la taille des sujets et d'augmentation de leur contamination par des substances toxiques accompagnent souvent les chutes d'effectif. Aussi, il serait impossible de suivre l'évolution du système en choisissant seulement l'abondance ou seulement la condition des ressources.

L'évaluation des stocks de poissons demeure un problème épineux. Dans la majorité des cas, les stocks sont évalués indirectement, en les déduisant de la relation entre l'effort de pêche et le rendement, à laquelle on ajoute une évalua-

FIGURE 2.53

Milieux naturels riverains protégés de Montréal à Blanc-Sablon



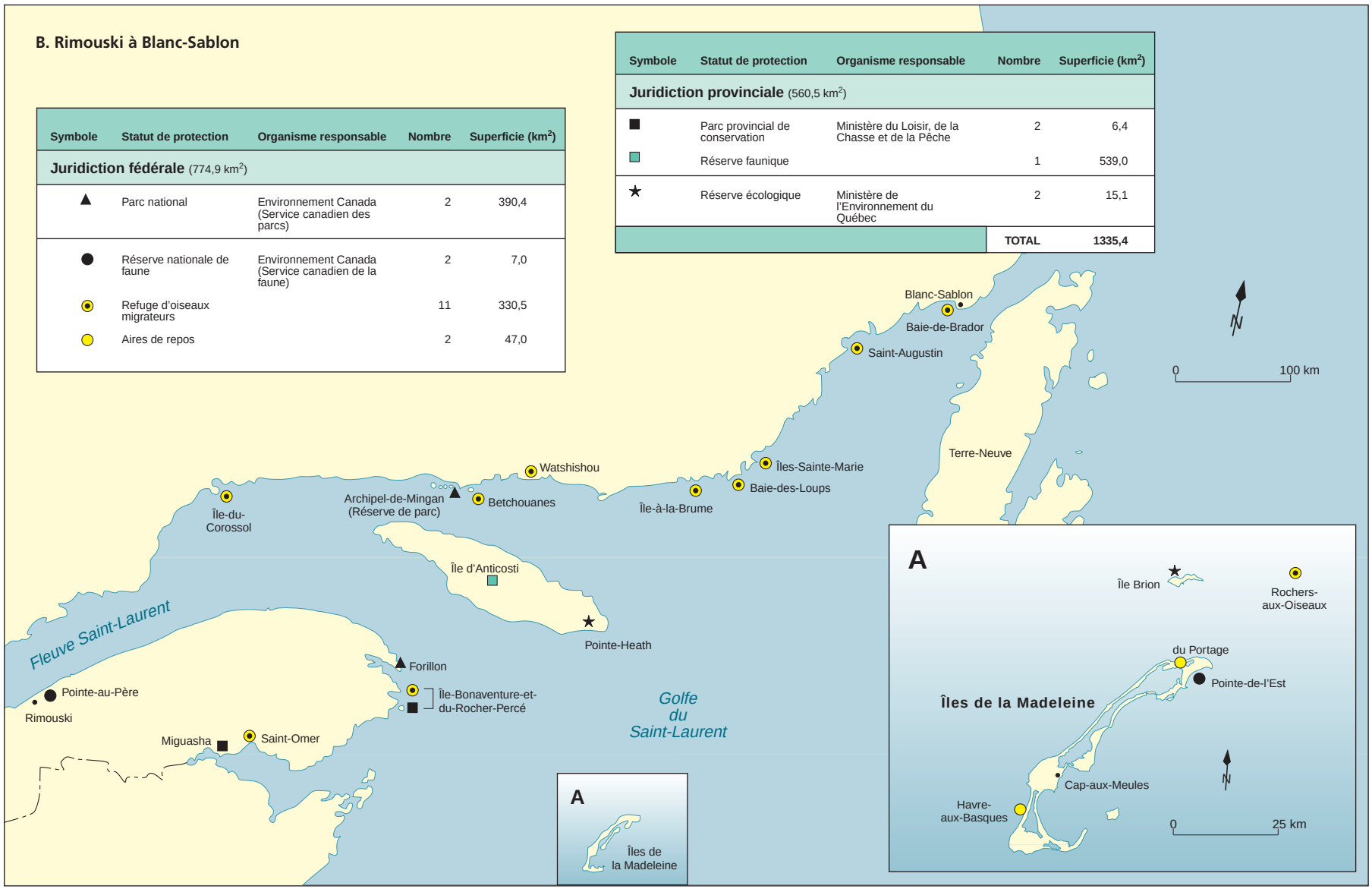
Symbole	Statut de protection	Organisme responsable	Nombre	Superficie (km²)
Juridiction fédérale (1305,0 km²)				
▲	Parc marin*	Environnement Canada (Service canadien des parcs) Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche	1	1138,0*
●	Réserve nationale de faune	Environnement Canada (Service canadien de la faune)	6	46,1
◉	Refuge d'oiseaux migrateurs		18	78,9
○	Aires de repos		1	42,0
Juridiction provinciale (350,7 km²)				
■	Parc provincial de conservation	Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche	2	316,8
▣	Parc provincial de récréation		2	31,9
□	Refuge faunique		1	1,5
★	Réserve écologique	Ministère de l'Environnement du Québec	2	0,5
			TOTAL	**1655,7**

**Juridiction conjointe fédérale et provinciale*

B. Rimouski à Blanc-Sablon

Symbole	Statut de protection	Organisme responsable	Nombre	Superficie (km²)
Juridiction fédérale (774,9 km²)				
▲	Parc national	Environnement Canada (Service canadien des parcs)	2	390,4
●	Réserve nationale de faune	Environnement Canada (Service canadien de la faune)	2	7,0
◉	Refuge d'oiseaux migrateurs		11	330,5
◉	Aires de repos		2	47,0

Symbole	Statut de protection	Organisme responsable	Nombre	Superficie (km²)
Juridiction provinciale (560,5 km²)				
■	Parc provincial de conservation	Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche	2	6,4
■	Réserve faunique		1	539,0
★	Réserve écologique	Ministère de l'Environnement du Québec	2	15,1
			TOTAL	**1335,4**



Sources : CSL, 1993, à partir des données de Boucher, 1992; SCF, 1990; de Repentigny, 1990; MENVIQ, 1993.

tion du recrutement. Quand les mesures de l'effort et du rendement sont précises, cette technique est adéquate. Dans le cas des pêcheries commerciales toutefois, les mesures sont obtenues des pêcheurs mêmes, si bien qu'elles deviennent assujetties à des critères autres que la rigueur scientifique, ce qui peut rendre ardue la comparaison des résultats ainsi obtenus. C'est seulement en calibrant les niveaux de récolte en fonction du stock et du recrutement et ce, indépendamment des pêcheurs, qu'on peut espérer évaluer plus systématiquement la récolte. En eau douce, certaines espèces comme la Perchaude et la Barbotte ont une forte résistance à l'exploitation et, de l'avis de certains, ces poissons ne peuvent pas être surexploités. Par contre, des espèces comme l'Esturgeon jaune et l'Esturgeon noir peuvent facilement l'être, et c'est justement le cas dans le Saint-Laurent. En l'absence de connaissances sur le recrutement, il est très difficile d'établir le stock de ces espèces et de régulariser les prises à moyen et à long terme.

Outre les poissons, un autre groupe d'organismes clés faciles à recenser est celui des oiseaux aquatiques. Le Fou de Bassan du golfe (île Bonaventure) et plusieurs oiseaux aquatiques (Grand Héron, Guillemot à miroir) du moyen estuaire semblent réagir à deux changements dans les conditions environnementales : a) un déclin dans la teneur en substances toxiques de la majorité de leurs proies et b) une recrudescence dans l'abondance des poissons-fourrage. Cependant, ces oiseaux ne sont pas exclusivement liés aux écosystèmes du Saint-Laurent, et de plus, ils l'abandonnent totalement durant une partie significative de l'année. Malgré tout, correctement interprétés, les résultats d'inventaires périodiques chez ces espèces en plein essor donnent un profil plus complet de l'abondance des ressources biologiques dans le milieu fluvial et estuarien. Les oiseaux se trouvant très souvent au sommet de la chaîne alimentaire peuvent utilement renseigner sur un stress environnemental, une modification du milieu, la qualité d'un habitat ou encore le fonctionnement d'un écosystème.

Quant aux contaminants qui s'accumulent dans les tissus (comme les substances organochlorées par exemple), leur pénétration dans le réseau alimentaire suit une voie plus ou moins complexe : eau et sédiments, algues benthiques ou plantes aquatiques, algues unicellulaires, matières en suspension, invertébrés benthiques et planctoniques, jeunes poissons, poissons adultes, oiseaux et(ou) mammifères. Il est donc indispensable de prendre en considération le niveau de contamination de diverses espèces du Saint-Laurent pour en arriver à mieux définir son état de santé.

Le côté le plus morbide de la détérioration du Saint-Laurent s'exprime par une incidence accrue de malformations et de tumeurs chez certains de ses

habitants. Les Bélugas sont porteurs de tels signes d'assauts continuels de l'environnement, et leur situation précaire, tant du point de vue de l'effectif que du point de vue de leur état de santé, a probablement contribué plus que tout autre facteur à éveiller l'opinion publique aux problèmes du Saint-Laurent. Le nombre, la diversité et la généralité des tumeurs (environ la moitié de celles qui ont été détectées sont malignes) rendent compte de la piètre qualité des eaux et des réseaux alimentaires dont l'animal dépend. En fait, la moitié de toutes les tumeurs décrites chez tous les mammifères marins et dont on a publié les résultats d'autopsies proviennent du Béluga du Saint-Laurent (Béland *et al.*, 1992). Le Béluga est un «intégrateur» (l'animal peut vivre au-delà de 30 ans) de l'histoire de la contamination du bassin par des substances toxiques, mais l'exposition chronique de l'animal à toute une gamme de substances toxiques (dont les HAP et plusieurs substances organochlorées comme les BPC, le mirex, le DDT et ses résidus) rend toute étiologie impossible. Le problème réside dans la grande longévité du Béluga et dans l'impossibilité de prélever régulièrement des échantillons dans toutes les strates de sa population, ce qui limite son utilité comme indicateur.

Chez des oiseaux aquatiques occupant pendant l'été la même région géographique, les cas de malformation sont rarement rapportés, même dans des colonies où des observations régulières sont menées par des experts. Le dosage régulier des divers contaminants soupçonnés d'induire des problèmes immunologiques chez le Béluga est aussi effectué régulièrement chez plusieurs oiseaux piscivores, ce qui démontre l'utilité de ces oiseaux pour en arriver à mieux cerner l'état général du Saint-Laurent.

2.9.3 INFLUENCE DES CARACTÉRISTIQUES BIOLOGIQUES RETENUES

Les plantes aquatiques peuvent soutirer de l'eau ou des sédiments qui les supportent de petites quantités de métaux toxiques et les immobiliser dans leurs tissus. À la mort de la plante, ces éléments sont transportés en aval dans des détritus ou encore bloqués dans les sédiments à la décomposition du tissu racinaire. Le dragage indispensable au maintien du transport maritime largue dans l'eau de grandes quantités de matières solides qui peuvent dénaturer des aires de fraie de certains poissons. Le rejet d'eaux usées par diverses agglomérations urbaines affecte plusieurs usages que les riverains pourraient vouloir faire de l'eau en aval de l'émissaire. En définitive, toutes les caractéristiques retenues pour déterminer l'état du fleuve sont interdépendantes dans une large mesure. Une caractéristique donnée peut donc être considérée tantôt comme agent perturbateur ou stress, tantôt comme ensemble perturbé ou affecté. Cette comptabilité des interactions est tenue ici exclusivement pour les trois caractéristiques biologiques, soit la biodiversité, les milieux naturels et les espèces protégés, et la condition des ressources.

2.9.3.1 Caractéristiques influentes

Les caractéristiques biologiques retenues exercent peu d'influence sur les autres caractéristiques du Saint-Laurent à quelques exceptions près. Les milieux naturels et les espèces protégés affectent la biodiversité, car le choix d'une aire protégée pourra être guidé par la diversité (faible ou élevée, ou tout simplement représentative d'un tronçon) à l'endroit désigné. Cette caractéristique pourra aussi influencer considérablement l'accessibilité au fleuve, et ce, dans un sens ou dans l'autre. La création d'une réserve écologique restreint l'accès, tandis que la création d'un parc à vocation récréative a l'effet inverse. Elle affecte aussi la condition des ressources biologiques puisque le niveau de protection contribuera au maintien d'habitats et des espèces qu'ils supportent en limitant les pressions qu'ils peuvent subir. Cette caractéristique influencera finalement les activités de chasse et de pêche sportives.

Comme on pouvait s'y attendre, la condition des ressources biologiques peut affecter très fortement la pêche commerciale et dans une moindre mesure, le prélèvement par les pêcheurs et les chasseurs sportifs. Pour souligner l'importance de cette interaction, qu'il suffise de rappeler l'effondrement, à la fin des années 1970, de la pêche à l'Anguille rendue impropre à l'exportation par sa teneur en mirex. Par contre, nous n'avons pas l'assurance que, dans les conditions actuelles, la condition (c'est-à-dire l'abondance et le degré de contamination) des ressources biologiques affecte la diversité. La chose est plausible puisque des espèces, comme l'Anguille d'Amérique, pourraient avoir connu des baisses dramatiques d'effectif à la suite de réactions physiologiques induites par certains contaminants; la disparition de l'Anguille altère la composition et la diversité des communautés de poissons. Des interactions révélatrices mais non surprenantes apparaissent aussi quand on examine la condition et l'abondance des ressources et le prélèvement par la chasse et la pêche sportives. Déjà, la teneur en substances chimiques des tissus des poissons sportifs comme le Doré ou la Perchaude influence fortement la consommation de ces ressources.

Quant à la biodiversité, elle influence directement la condition des ressources principalement dans le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial. Par exemple, l'apparition ou la disparition d'une espèce pourrait avoir comme conséquence de modifier une chaîne alimentaire ou un rapport interspécifique.

Cette compilation permet du reste de constater que les caractéristiques biologiques exercent des stress faibles ou modérés quand on les compare aux caractéristiques physico-chimiques ou socio-économiques.

2.9.3.2 Caractéristiques influencées

À l'échelle du fleuve, la condition des ressources biologiques, en termes d'abondance et de contamination, arrive au premier rang des caractéristiques biologiques qui subissent des influences. À l'exception des rejets d'eaux urbaines

usées et de l'accessibilité aux rives et au fleuve, toutes les autres caractéristiques du système Saint-Laurent ont une influence sur celle-ci.

Chaque tronçon du fleuve ayant fait l'objet d'une compilation séparée en ce qui a trait au nombre et à l'intensité des influences entre les caractéristiques, il est possible de jauger directement la condition relative de l'un par rapport à l'autre. De façon générale, pour les caractéristiques biologiques retenues, les deux tronçons amont sont beaucoup plus affectés que les tronçons aval, et les fortes interactions surviennent surtout dans les tronçons amont.

Notons finalement que la condition des ressources biologiques étant à la fois influente et influencée, elle est considérée comme une caractéristique dite «hybride» et présente un intérêt particulier pour faire le suivi environnemental du Saint-Laurent.

Dans la partie 4 du présent ouvrage, l'ensemble des caractéristiques du Saint-Laurent et des influences qu'elles exercent les unes sur les autres sont présentées plus en détail. Quant au diagnostic sur l'état du Saint-Laurent, établi à partir, entre autres, des caractéristiques biologiques retenues, il est présenté dans le second volume du présent ouvrage intitulé *L'état du Saint-Laurent*.

RÉFÉRENCES

OUVRAGES CITÉS

ABLE, K.W. 1978. «Ichthyoplankton of the St. Lawrence Estuary: Composition, distribution and abundance». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, *35*: 1518-1531.

ADAMS, S.M. 1990. «Status and use of biological indicators for evaluating the effects of stress on fish», dans S.M. ADAMS (édit.), *Biological Indicators of Stress in Fish*, comptes rendus de l'American Fisheries Society Symposium, Bethesda, Maryland, vol. 8, pp. 1-8.

AHMAD, A., A. CHODOROWSKI et P. LEGENDRE. 1974. «Studies on the effects of pollution on the diatom communities of the St. Lawrence River near Montreal». *Proceedings of the 9th Canadian Symposium of Water Pollution Research*: 135-141.

ALAERTS-SMEESTERS, E. et E. MAGNIN. 1974. «Étude préliminaire du phytoplancton du lac Saint-Louis, élargissement du fleuve Saint-Laurent près de Montréal, Québec». *Canadian Journal of Botany*, *52*: 489-501.

AMBLARD, C. et P. COUTURE. 1989. *Structure et fonctionnement des communautés périphytiques en présence d'effluent d'une fabrique de pâtes et papiers : approche toxicologique en conditions contrôlées.* INRS-Eau pour le ministère de l'Environnement du Québec. Rapport scientifique n° 269.

AMÉNATECH. 1992a. *Cartographie des marais, marécages et herbiers de Cornwall à Trois-Rivières pour 1 km de rive avec le capteur MEIS-II*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

AMÉNATECH. 1992b. *Cartographie des marais, marécages et herbiers le long du fleuve Saint-Laurent de Trois-Rivières à Montmagny au moyen de la télédétection aéroportée*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

AMÉNATECH. 1991. *Cartographie des milieux humides du Saint-Laurent avec le capteur MEIS-II, secteurs choisis entre Cornwall et Trois-Rivières*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

ANDERSON, R. et M. GAGNON. 1980. *Ressources halieutiques de l'estuaire du Saint-Laurent*. Pêches et Océans, Division des sciences halieutiques.

ANDERSON, R., A. CARDINAL et J. LAROCHELLE. 1981. «An alternate growth pattern for Laminaria longicruris». *Journal of Physiology*, *17*: 405-411.

ANDRÉ MARSAN et associés. 1986. *Projet Archipel. Étude de faisabilité. Rapport technique n° 4. Évaluation des effets sur l'environnement. Annexe 4. L'état actuel et l'évolution future de la flore, de la faune et des loisirs.* Préparé pour le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche et le ministère des Affaires municipales.

ANKNEY, C.D., D.G. DENNIS et R.C. BAILEY. 1987. «Increasing Mallards, decreasing American black ducks: Coincidence or cause and effect?» *Journal of Wildlife Management*, *51*(3): 523-529.

ARCHAMBAULT, D. et E. BOURGET. 1983. «Importance du régime de dénudation sur la structure et la succession des communautés intertidales de substrat rocheux en milieu subarctique». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *40* : 1278-1292.

ARDISSON, P.L. 1991. «Effets des changements hydroclimatiques sur l'épibenthos de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent». Thèse de doctorat, Université Laval, Québec.

ARDISSON, P.L. et E. BOURGET. 1992. «Large-scale ecological patterns: Discontinuous distribution of benthic epifauna». *Marine Ecology Progress Series*, *83* : 15-34.

ARDISSON, P.L. et E. BOURGET. 1991. «Abundance, growth, and production estimation of the Blue mussel *Mytilus edulis* on moored navigation buoys in the Estuary and north-western Gulf of St. Lawrence». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *48* : 2408-2419.

ARDISSON, P.L., E. BOURGET et P. LEGENDRE. 1990. «Multivariate approach to study species assemblages at large spatiotemporal scales: The community structure of the epibenthic fauna of the Estuary and Gulf of St. Lawrence». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *47* : 1364-1377.

ARMELLIN, A., P. MOUSSEAU, M. GILBERT et P. TURGEON. 1994a. *Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques du lac Saint-Louis. Rapport technique. Zones d'intervention prioritaire 5 et 6*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Version finale.

ARMELLIN, A., P. MOUSSEAU et P. TURGEON. 1994b. *Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques du lac Saint-François. Rapport technique. Zones d'intervention prioritaire 1 et 2*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Version finale.

AUCLAIR, A.-N.-D. 1982. «Seasonal dynamics of nutrients in a Carex meadow». *Canadian Journal of Botany*, *60* : 1671-1678.

AUCLAIR, A.-N.-D. 1979. «Factors affecting tissue nutrient concentrations in a *Scirpus-Equisetum* wetland». *Ecology*, *60* : 337-348.

AUCLAIR, A.-N.-D. 1977. «Factors affecting tissue nutrient concentrations in a *Carex* meadow». *Oecologia*, *28* : 233-246.

AUCLAIR, A.-N.-D., A. BOUCHARD et J. PAJACZKOWSKI. 1976a. «Plant standing crop and productivity relations in a *Scirpus-Equisetum* wetland». *Ecology*, *57* : 941-952.

AUCLAIR, A.-N.-D., A. BOUCHARD et J. PAJACZKOWSKI. 1976b. «Productivity relations in a *Carex*-dominated ecosystem». *Oecologia*, *26* : 9-31.

AUCLAIR, A.-N.-D., A. BOUCHARD et J. PAJACZKOWSKI. 1973. «Plant composition and species relations on the Huntingdon Marsh, Québec». *Canadian Journal of Botany*, *51* : 1231-1247.

BAH, A. et L. LEGENDRE. 1985. «Biomasse photosynthétique et mélange de marée dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent». *Naturaliste canadien*, *112* : 39-49.

BANFIELD, A.W.F. 1975. *Les mammifères du Canada*. Presses de l'Université Laval, pour le Musée national des sciences naturelles et les Musées nationaux du Canada, Ottawa.

BARNES, R.S.K. et K.H. MANN (édit.). 1980. *Fundamentals of Aquatic Ecosystems*. Blackwell Scientific Publications, Boston, Massachusetts.

BEAUGÉ, C. 1941. *Note sur l'apparition et l'échouage d'un* Hyperoodon rostratus *à Sainte-Anne-de-la-Pocatière*. Société Provancher d'histoire naturelle du Canada, pp. 23-30.

BÉDARD, J. 1993. Communication personnelle. Université Laval, Québec.

BÉDARD, J. 1988. «Les Oies blanches et l'agriculture dans l'estuaire du Saint-Laurent : problèmes et solutions». Opinion technique soumise au ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec.

BÉDARD, J. et G. GAUTHIER. 1989. «Comparative energy budgets of Greater snow geese». *Ardea*, *77* : 3-20.

BÉDARD, J. et G. LAPOINTE. 1991. «Responses of hayfield vegetation to spring grazing by Greater snow geese». *Journal of Applied Ecology*, *28*(1) : 187-193.

BÉDARD, J., A. NADEAU et M. LEPAGE. 1993. «Double-crested cormorant culling in the St. Lawrence River Estuary». Soumis à *Colonial Waterbirds*.

BÉDARD, J., A. NADEAU et G. GAUTHIER. 1986. «Effects of spring grazing by Greater snow geese on hay production». *Journal of Applied Ecology*, *23*(1) : 65-75.

BÉLAND, P., S. DE GUISE et R. PLANTE. 1992. *Toxicologie et pathologie des mammifères marins du Saint-Laurent*. Institut national d'Écotoxicologie du Saint-Laurent, Rimouski.

BÉLAND, P., A. VÉZINA et D. MARTINEAU. 1988. «Potential for growth of the St. Lawrence (Québec, Canada) Beluga whale (*Delphinapterus leucas*) population based on modelling». *Journal du Conseil international pour l'exploration de la mer*, *45* : 22-32.

BÉLAND, P., D. MARTINEAU, P. ROBICHAUD, R. PLANTE et R. GREENDALE. 1987. *Échouages de mammifères marins sur les côtes du Québec dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent de 1982 à 1985*. Pêches et Océans. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1506.

BÉLANGER, L. 1989. *Potentiel dulcicole des îles du Saint-Laurent pour la sauvagine et plan de protection*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec.

BÉLANGER, L., D. LEHOUX et C. GRENIER. 1989. *Proposition d'aménagement des îles du fleuve Saint-Laurent pour la sauvagine à partir de matériaux de dragage*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec.

BENDWELL et associés ltée. 1985. *Détermination de l'abondance du zooplancton dans le lac Saint-Pierre pour la période de crue printanière de 1984*. Préparé pour le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction régionale de Trois-Rivières.

BENOÎT, J., J.-C. BOURGEOIS, S. DESJARDINS et J. PICARD. 1988. *Plan de conservation et de mise en valeur des habitats et de la faune de la région du lac Saint-Pierre*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, directions régionales de Montréal et de Trois-Rivières.

BENOÎT, J., R. BERGERON, J.-C. BOURGEOIS, S. DESJARDINS et J. PICARD 1987. *Les habitats de la faune de la région du lac Saint-Pierre*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, directions régionales de Montréal et de Trois-Rivières.

BERGERON, J. et G. LACROIX. 1963. *Prélèvements de larves de poissons dans le sud-ouest du golfe du Saint-Laurent en 1962*. Station de biologie marine Grande-Rivière. Rapport annuel 1962.

BERKES, F. 1976. «Ecology of euphausiids in the Gulf of St. Lawrence». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 33* : 1894-1905.

BERRY, E.G. 1943. *The* Amnicolidae *of Michigan*: *Distribution, Ecology and Taxonomy*. University of Michigan. Miscellaneous Publications of the Museum of Zoology, No. 57.

BERTRAND, P., D. GAMACHE, B. HOUDE et J. LAVOIE. 1991. *L'érosion des îles du Saint-Laurent, tronçon Montréal – lac Saint-Pierre*. Argus Groupe-Conseil inc., pour Environnement Canada, Service canadien de la faune et Transports Canada, Garde côtière canadienne.

BERTRAND, P., G. VERREAULT, Y. VIGNEAULT et G. WALSH. 1988. *Biphényles polychlorés dans les sédiments et les organismes marins de la baie des Anglais (côte nord du golfe du Saint-Laurent)*. Pêches et Océans. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1669.

BIDER, J.R. 1988. *Commentaires sur le statut de la faune herpétologique du Québec d'après une étude préliminaire des données herpétologiques remontant à 1834*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec.

BIDER, J.R. et S. MATTE. 1991. *Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec 1988-1989-1990*. Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent et ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec.

BLANCHARD, K.A. 1984. «Seabird harvest and the importance of education in seabird management on the north shore of the Gulf of St. Lawrence». Thèse de doctorat, Cornell University, Ithaca, New York.

BLANCHETTE, P. 1987. *Problématique sur la conservation des habitats chez le Rat musqué au Québec*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service des études écologiques, Québec.

BONIN, J. 1991a. *Rapport sur la situation de la Tortue géographique,* Graptemys geographica, *au Québec et au Canada*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec.

BONIN, J. 1991b. *Rapport sur la situation de la Tortue molle à épines*, Apalone s. spinifera, *au Québec et au Canada*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la ressource faunique.

BORDAGES, D. 1994. Communication personnelle. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec.

BORTNER, J.B., F.A. JOHNSON, G.W. SMITH et R.E. TROST. 1991. *Status of Waterfowl and Fall Flight Forecast*. U.S. Fish and Wildlife Service, Laurel, Maryland.

BOUCHARD, H. et P. MILLET. 1993. *Le Saint-Laurent : Milieux de vie diversifiés*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent», Rapport sur l'état du Saint-Laurent.

BOUCHER, P.-R. 1992. «Les milieux naturels protégés au Québec». Conférence prononcée à l'occasion du 21e Congrès de la Fédération canadienne de la nature, Québec, 14 août 1992. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, Québec.

BOUDREAU, B. et D. GAUTHIER. 1989. «Abondance et distribution de la population de Homards (*Homarus americanus*) du côté nord de la baie de Gaspé en 1987; résultats de deux méthodes d'évaluation». Préparé pour Environnement Canada, Service canadien des parcs.

BOURGET, A., P. DUPUIS et W.R. WHITMAN. 1986. «Les eiders hivernant dans le golfe du Saint-Laurent : effectifs et distribution», dans A. REED (édit.), *Les eiders au Canada*, Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune. Rapport n° 47, pp. 94-99.

BOURGET, E. 1994. *Guide d'identification des invertébrés littoraux des régions maritimes de l'est du Québec*. Soumis aux Presses de l'Université Laval.

BOURGET, E. et D. MESSIER. 1976. *Inventaire des ressources littorales de la rive sud de l'estuaire maritime du Saint-Laurent. Système de transport des hydrocarbures*, Montréal – Bas-Saint-Laurent. Ministère des Transports du Québec. Annexe C.

BOURGET, E., E.L. LAPOINTE, J.H. HIMMELMAN et A. CARDINAL. 1991. «Influence of physical gradients on the structure of a northern rocky subtidal community». Soumis à *Ecoscience*.

BOUSFIELD, E.L. 1956. «Studies on the shore fauna of the St. Lawrence Estuary and Gaspé coast». *Bulletin of the National Museum of Canada, 136* : 95-101.

BOUSFIELD, E.L. et D.R. LAUBITZ. 1972. *Station List and New Distributional Records of Littoral Marine Invertebrates of Canadian Atlantic and New England Region*. Publication d'océanographie biologique, n° 5.

BOUSFIELD, E.L., G. FILTEAU, M. O'NEILL et P. GENTES. 1975. «Population dynamics of zooplankton in the middle St. Lawrence Estuary», dans L.E. CRONIN (édit.), *Estuarine Research*, Academic Press, New York, vol. I, pp. 325-351.

BRAUNE, B. et J. RODRIGUE. 1993. *Étude sur la contamination de la sauvagine*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec.

BRÊTHES, J.-C. et G. DESROSIERS. 1981. «Estimation of potential catches of an unexploited stock of Soft-shell clam (*Mya arenaria*) from length composition data». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 38* : 371-374.

BRETON-PROVENCHER, M., J.-A. GAGNÉ et A. CARDINAL. 1979. «Estimation de la production des algues benthiques médiolittorales dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent (Québec)». *Naturaliste canadien, 106*(1) : 199-209.

BRIND'AMOUR, M. et V. LAVOIE. 1984. *Évaluation de la dynamique et de la productivité nette aérienne de la végétation vasculaire des marais intertidaux de la région de Kamouraska*, Québec. Université Laval, Québec.

BRINKHURST, R.O. et B.G.M. JAMIESON. 1971. *Aquatic Oligochaeta of the World*. University of Toronto Press.

BRINKHURST, R.O., A.L. HAMILTON et H.B. HERRINGTON. 1968. *Components of the Bottom Fauna of the St. Lawrence, Great Lakes*. Great Lakes Institute, University of Toronto. PR33.

BROUSSEAU, P. 1993. Communication personnelle. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec.

BRUNEL, J. 1962. *Le phytoplancton de la baie des Chaleurs*. Contribution du ministère de la Chasse et des Pêcheries, n° 91.

BRUNEL, J. 1956. «Addition du *Stephanodiscus binderanus* à la flore diatomique de l'Amérique du Nord». *Naturaliste canadien, 83* : 89-94.

BRUNEL, P. 1991. *Écologie marine – BIO 3831. Notes de cours*. Université de Montréal, Département des Sciences biologiques.

BRUNEL, P. 1970a. «Aperçu sur les peuplements d'invertébrés marins des fonds meubles de la baie de Gaspé 1956-1960». *Naturaliste canadien, 97*: 679-710.

BRUNEL, P. 1970b. *Catalogue d'invertébrés benthiques du golfe Saint-Laurent recueillis de 1951 à 1966 par la station de biologie marine Grande-Rivière*. Travaux sur les pêcheries du Québec, n° 32.

BRUNEL, P. 1960. *Actualités marines*.

BRUNEL, P., R. DE LADURANTAYE et G. LACROIX. 1980. «Suprabenthic gammaridean amphipoda (*Crustacea*) in the plankton of the Saguenay Fjord, Québec», dans H.J. FREELAND, D.M. FARMER et C.D. LEVINGS (édit.), *Fjord Oceanography*, Plenum Press, New York.

BUGDEN, G.L. 1991. «Changes in the temperature-salinity characteristics of the deeper waters of the Gulf of St. Lawrence over the past several decades», dans J.-C. THERRIAULT (édit.), *Le golfe du Saint-Laurent : Petit océan ou grand estuaire ?* Comptes rendus d'un atelier-symposium tenu à l'Institut Maurice-Lamontagne (Mont-Joli) du 14 au 17 mars 1989. Pêches et Océans. Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques, n° 113, pp. 139-147.

BURTON, J. 1991. *Le lac Saint-Pierre, zone d'intérêt prioritaire n° 11. Document d'intégration*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

BUSBY, D. 1993. Données non publiées. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région de l'Atlantique, Service canadien de la faune, Sackville, Nouveau-Brunswick.

CAIRNS, D.K., G. CHAPDELAINE et W.A. MONTEVECCHI. 1991. «Prey exploitation by seabirds in the Gulf of St. Lawrence», dans J.-C. THERRIAULT (édit.), *Le golfe du Saint-Laurent : Petit océan ou grand estuaire ?* Comptes rendus d'un atelier-symposium tenu à l'Institut Maurice-Lamontagne (Mont-Joli) du 14 au 17 mars 1989. Pêches et Océans. Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques, n° 113, pp. 277-291.

CARDINAL, A. 1990a. *État des connaissances sur les algues marines benthiques macroscopiques, les lichens et les bryophytes du couloir du Saint-Laurent*. Rapport au ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, Québec.

CARDINAL, A. 1990b. «Répartition biogéographique des algues marines benthiques sur les côtes du Québec». *Naturaliste canadien, 117*: 167-182.

CARDINAL, A. 1964. «The phytoplankton of Lake St. François (Canada)». *Nova Hedwigia, 7*: 11-14.

CARDINAL, A. 1961. «Étude des variations saisonnières du phytoplancton du lac Saint-François». Mémoire de maîtrise, Université de Montréal.

CARDINAL, A. et L. BÉRARD-THERRIAULT. 1976. «Le phytoplancton de l'estuaire moyen du Saint-Laurent en amont de l'île aux Coudres (Québec)». *International Revue der Gesamten Hydrobiologie, 61*(5): 639-648.

CARDINAL, A et P.-E. LAFLEUR. 1977. «Le phytoplancton estival de l'estuaire maritime du Saint-Laurent». *Bulletin de la Société mycologique de France, 22*: 150-159.

CARON, F., M. SHIELDS et D. FOURNIER. 1993. *Bilan de l'exploitation du saumon au Québec en 1992*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune aquatique.

CASTONGUAY, M., P.V. HODSON, C.-M. COUILLARD, M.J. ECKERSLEY, J.-D. DUTIL et G. VERREAULT. 1994a. «Why is recruitment of the American eel Anguilla rostrata declining in the St. Lawrence River and Gulf?» *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *51* : 479-488.

CASTONGUAY, M., P.V. HODSON, C. MORIARTY, K.F. DRINKWATER et B.M. JESSOP. 1994b. «Is there a role of ocean environment in American and European eel decline?» *Fisheries Oceanography*, 3 : 197-203.

CEMBELLA, A.D. et J.-C. THERRIAULT. 1988. «Population dynamics and toxin composition of *Protogaunyaulax tamarensis* from the St. Lawrence Estuary», dans T. OCHAICHI, D.M. ANDERSON et T. NEMOTO (édit.). *Red Tides: Biology, Environmental Science and Toxicology*. Elsevier, New York, pp. 81-84.

CEMBELLA, A.D., J.-C. THERRIAULT et P. BÉLAND. 1988a. «Toxicity of cultured isolates and natural populations of *Protogaunyaulax tamarensis* from the St. Lawrence Estuary». *Journal of Shellfish Research*, *7(4)* : 611-621.

CEMBELLA, A.D., J. TURGEON, J.-C. THERRIAULT et P. BÉLAND. 1988b. «Spatial distribution of Protogonyaulax tamarensis resting cysts in nearshore sediments along the north coast of the lower St. Lawrence Estuary». *Journal of Shellfish Research*, *7*(4) : 597-609.

CHAPDELAINE, G. 1994. Communication personnelle. Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Service canadien de la faune, Québec.

CHAPDELAINE, G. 1993. Communication personnelle. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec.

CHAPDELAINE, G. et J. BÉDARD. 1993. «Recent changes in the abundance and distribution of the Double-crested cormorant (*Phalacrocorax auritus*) in the St. Lawrence River Estuary and Gulf, 1978-1990». Soumis à *Colonial Waterbirds*.

CHAPDELAINE, G. et P. BROUSSEAU. 1991. «Thirteenth census of seabird populations in the sanctuaries of the north shore of the Gulf of St. Lawrence, 1982-1988». *Naturaliste canadien*, *105*(1) : 60-66.

CHAPDELAINE, G. et P. LAPORTE. 1982. *Population, succès de la reproduction et analyse des contaminants chez le Gode (*Alca torda*) dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (Québec)*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec. Cahiers de biologie, n° 129.

CHAPDELAINE, G., P. LAPORTE et D.N. NETTLESHIP. 1987. «Population, productivity and DDT contamination trends of Northern gannets (*Sula bassanus*) at Bonaventure Island, Québec, 1967-1984». *Canadian Journal of Zoology*, *65* : 2922-2926.

CHAPDELAINE, G., P. DUPUIS et A. REED. 1986. «Distribution, abondance et fluctuation des populations d'Eider à duvet dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent», dans A. REED (édit.), *Les eiders au Canada*, Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec. Rapport n° 47, pp. 6-11.

CLARKE, A.H. 1980. *Les mollusques d'eau douce du Canada*. Musées nationaux du Canada, Ottawa.

CLOUTIER, S. GASCON et R. CÔTÉ. 1985. «Études expérimentales sur la sensibilité du phytoplancton d'eau douce aux variations de salinité dans le fjord du Saguenay (estuaire du Saint-Laurent), Canada». *International Revue der Gesamten Hydrobiologie, 70* : 187-201.

COMITÉ D'ÉTUDE SUR LE FLEUVE SAINT-LAURENT. 1978a. *Étude sur le fleuve Saint-Laurent*. Québec. Rapport final.

COMITÉ D'ÉTUDE SUR LE FLEUVE SAINT-LAURENT. 1978b. *Rapport d'étude sur le tronçon en aval de Montmagny. Volume 2, chapitre 2 – Cartographie des ressources biologiques littorales de l'estuaire du Saint-Laurent*.

CONROY, M.J., G.G. BARNES, R.W. BETHKE et T.D. NUDDS. 1989. «Increasing Mallards, decreasing American black ducks – no evidence for cause and effect: A comment». *Journal of Wildlife Management, 53*(4) : 1065-1071.

CONTANT, H. et E. LACOURSIÈRE. 1978. *Contribution à l'étude quantitative du phytoplancton du fleuve Saint-Laurent aux environs du Complexe nucléaire de Gentilly*. Groupe Thermopol, Département de Biologie, Université du Québec à Trois-Rivières.

COONEY, R. 1832. *A Compendious History of the Northern Part of the Province of New Brunswick and of the District of Gaspé, in Lower Canada*. Joseph Howe, Halifax.

CÔTÉ, R. 1981. «Variations saisonnières de la production primaire dans les eaux de surface de la rivière du Saguenay». *Hydrobiologia, 93* : 3-10.

CÔTÉ, R. 1972. «Influence d'un mélange intensif de différents types d'eau sur la distribution spatiale et temporelle du zooplancton de l'estuaire du Saint-Laurent». Thèse de maîtrise, Université Laval, Québec.

CÔTÉ, R. et G. LACROIX, 1979a. «Influence des débits élevés et variables d'eau douce sur le régime saisonnier de production primaire d'un fjord subarctique». *Oceanologica Acta, 2* (3) : 299-306.

CÔTÉ, R. et G. LACROIX. 1979b. «Variabilité journalière de la chlorophylle *a* et des taux de production primaire dans le fjord du Saguenay». *Naturaliste canadien, 106* : 189-198.

CÔTÉ, R. et G. LACROIX. 1978. «Variabilité à court terme des propriétés physiques, chimiques et biologiques du Saguenay, fjord subarctique du Québec (Canada)». *International Revue der Gesamten Hydrobiologie, 63* : 25-39.

COUILLARD, L. et P. GRONDIN. 1986. *La végétation des milieux humides du Québec*. Les Publications du Québec.

COURTOIS, R., M. SIMONEAU et J.J. DODSON. 1982. «Interactions mutispécifiques : répartition spatio-temporelle des larves de Capelan (*Mallotus villosus*), d'Éperlan (*Osmerus mordax*) et de Hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus harengus*) au sein de la communauté planctonique de l'estuaire moyen du Saint-Laurent». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 39* : 1164-1174.

COUTURE, R., J.-C. BOURGEOIS, R. FORTIN, Y. GRAVEL, M. LAGACÉ et Y. MAILHOT. 1982. *Étude de l'habitat du Poulamon atlantique de la frayère de la rivière Sainte-Anne à La Pérade, Québec : Synthèse et recommandations*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la faune, Comité d'étude sur le Poulamon Atlantique. Rapport technique n° 12.

CROSSMAN, E.J. 1990. «Reproductive homing in Muskellunge, *Esox masquinongy*». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 47*(9) : 1803-1812.

CSCPCA – COMITÉ SCIENTIFIQUE CONSULTATIF SUR LES PÊCHES CANADIENNES DANS L'ATLANTIQUE. 1993. *Rapport sur l'état des stocks de poissons de fond canadiens dans l'Atlantique nord-ouest*. Préparé pour Pêches et Océans.

CSEMDC – COMITÉ SUR LE STATUT DES ESPÈCES MENACÉES DE DISPARITION AU CANADA. 1993. *Espèces canadiennes en péril*.

CSL – CENTRE SAINT-LAURENT. 1994. Données non publiées. Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Section Contamination du milieu aquatique, Montréal.

CSL – CENTRE SAINT-LAURENT. 1993. *Le fleuve... en bref*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent», Capsules-éclair sur l'état du Saint-Laurent.

CSL – CENTRE SAINT-LAURENT. 1990. *Le Saint-Laurent et le transport maritime : pour un juste équilibre*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent», Feuillet d'information sur l'état du Saint-Laurent.

CSL et UNIVERSITÉ LAVAL – CENTRE SAINT-LAURENT et UNIVERSITÉ LAVAL. 1992. *La richesse du monde marin : les écosystèmes marins de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent», Atlas environnemental du Saint-Laurent.

CSL et UNIVERSITÉ LAVAL – CENTRE SAINT-LAURENT et UNIVERSITÉ LAVAL. 1991. *Les milieux humides : des habitats au contact de la terre et de l'eau*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent». Atlas environnemental du Saint-Laurent.

CUERRIER, J.-P. 1966. «Observations sur l'Esturgeon de lac, Acipenser fulvescens Raf., dans la région du lac Saint-Pierre au cours de la période du frai». *Naturaliste canadien, 93* : 279-334.

DALCOURT, M.-F., P. BÉLAND, É. PELLETIER et Y. VIGNEAULT. 1992. *Caractérisation des communautés benthiques et étude des contaminants dans des aires fréquentées par le béluga du Saint-Laurent*. Pêches et Océans, Direction de la gestion des pêches et des océans, Division de la gestion de l'habitat du poisson. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1845.

DALLAIRE, J.-P. 1993. «État des principales pêcheries de homard du Québec; les îles de la Madeleine et la Gaspésie». Pêches et Océans. Comité scientifique consultatif des pêches canadiennes dans l'Atlantique. Document de recherche sur les pêches de l'Atlantique, n° 93/35.

DE LADURANTAYE, R. et G. LACROIX. 1980. «Répartition spatiale, cycle saisonnier et croissance de *Mysis littoralis* (Banner, 1948) (*Mysidacea*), dans un fjord subarctique». *Canadian Journal of Zoology, 58* : 693-697.

DE LADURANTAYE, R., C. DESJARDINS, R. NADEAU, Y. VIGNEAULT et J.-F. LARUE. 1990. «Les contaminants dans le Saint-Laurent. Bilan des connaissances dans le système aquatique marin», dans D. MESSIER, P. LEGENDRE et C.-E. DELISLE (édit.), *Symposium sur le Saint-Laurent : un fleuve à reconquérir*. Comptes rendus, 3-5 novembre 1989, Montréal, Association des biologistes du Québec. Université de Montréal. Coll. «Environnement et géologie», vol. 11, pp. 105-134.

DE LADURANTAYE, R., J.-C. THERRIAULT, G. LACROIX et R. CÔTÉ. 1984. «Processus advectifs et répartition du zooplancton dans un fjord». *Marine Biology*, *82* : 21-29.

DE LAFONTAINE, Y. 1990. «Ichthyoplankton communities in the St. Lawrence Estuary: Composition and dynamics», dans M.I. EL-SABH et N. SILVERBERG (édit.), *Oceanography of a Large-scale Estuarine System : The St. Lawrence. Coastal and Estuarine Studies*. Springer-Verlag, Berlin, *39* : 321-343.

DE LAFONTAINE, Y. et D. GASCON. 1990. *Ontogenetic Variation in the Vertical Distribution of Eggs and Larvae of Atlantic Mackerel* (Scomber scombrus). Coll. «Rapports et procès-verbaux des réunions du Conseil international pour l'exploration de la mer», n° 191, pp. 137-145.

DE LAFONTAINE, Y., S. DEMERS et J. RUNGE. 1991. «Pelagic food web interactions and productivity in the Gulf of St. Lawrence: A perspective», dans J.-C. THERRIAULT (édit.), *Le Golfe du Saint-Laurent : petit océan ou grand estuaire ?* Comptes rendus d'un atelier-symposium tenu à l'Institut Maurice-Lamontagne (Mont-Joli) du 14 au 17 mars 1989. Pêches et Océans. Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques, n° 113, pp. 99-123.

DE LAFONTAINE, Y., M. SINCLAIR, M.I. EL-SABH, C. LASSUS et R. FOURNIER. 1984. «Temporal occurrence of ichthyoplankton in relation to hydrographic and biological variables at a fixed station in the St. Lawrence Estuary». *Estuarine, Coastal, and Shellfish Science*, *18* : 177-190.

DE LAFONTAINE, Y., M. SINCLAIR, S.N. MESSIEH, M.I. EL-SABH et C. LASSUS. 1981. *Ichthyoplankton Distributions in the Northwestern Gulf of St. Lawrence*. Coll. «Rapports et procès-verbaux des réunions du Conseil international pour l'exploration de la mer», n° 178, pp. 185-187.

DELISLE, A., Y. DESCÔTEAUX et M. DENIS. 1978. *Le fleuve Saint-Laurent et les matières nutritives*. Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent. Annexe n° 14.

DEMERS, S. et L. LEGENDRE. 1981. «Mélange vertical et capacité photosynthétique du phytoplancton estuarien (estuaire du Saint-Laurent)». *Marine Biology*, *64* : 243-250.

DEMERS, S. et L. LEGENDRE. 1979. «Effets des marées sur la variation circadienne de la capacité photosynthétique du phytoplancton de l'estuaire du Saint-Laurent». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *39* : 87-99.

DEMERS, S., J.-C. THERRIAULT, E. BOURGET et A. BAH. 1987. «Particulate matter resuspension in the littoral zone of a tide-dominated estuarine environment: Wind influence». *Limnology and Oceanography*, *32* : 327-339.

DEMERS, S., J.-C. THERRIAULT et C. DESCOLAS-GROS. 1984. «Biomasse et composition spécifique de la microflore des glaces saisonnières : influence de la lumière et de la vitesse de congélation». *Marine Biology*, *78* : 185-191.

DE REPENTIGNY, L.-G. 1990. *Registre national des aires écologiques au Canada – Réserves nationales de faune au Québec*. Service canadien de la faune pour Environnement Canada, Conseil canadien des aires écologiques, Ottawa.

DESCHÊNES, J. et J.-B. SÉRODES. 1986. «Recyclage des métaux et du phosphore par *Scirpus americanus* et *Spartina alterniflora* dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent (Québec)». *Naturaliste canadien*, *63* : 920-927.

DESCHÊNES, J. et J.-B. SÉRODES. 1985. «The influence of salinity on *Scirpus americanus* tidal marshes in the St. Lawrence River Estuary, Quebec». *Canadian Journal of Botany*, *63* : 920-927.

DE SÈVE, M.-A. et M.E. GOLDSTEIN. 1981. «The structure and composition of epilithic diatom communities of the St. Lawrence and Ottawa rivers in the Montreal area». *Canadian Journal of Botany*, *59* : 377-387.

DESGRANGES, J.-L. 1995. «Grand Héron», dans J. GAUTHIER, et Y. AUBRY (réd.). *Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Service canadien de la faune, Québec.

DESGRANGES, J.-L. 1992. «Levels and effects of contaminants in St. Lawrence River fauna: A biomonitoring scheme», dans J. BOHAC (édit.), *Proceedings VIth International Conference Bioindicatores Deteriorisationis Regionis*, Institute of Landscape Ecology CAS, Ceské Budejovice, Czechoslovakia, pp. 44-52.

DESGRANGES, J.-L. et A. DESROSIERS. 1995. «Sites de nidification et dynamique de population de Grand Héron du Saint-Laurent» (en préparation). Environnement Canada, Service canadien de la faune et ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Québec.

DESGRANGES, J.-L. et P. LAPORTE. 1981. *Troisième tournée d'inspection des héronnières du Québec*, 1979. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec. Cahiers de biologie, n° 123.

DESGRANGES, J.-L. et P.A. THOMPSON. 1990. «Contaminants détectés dans la faune du fleuve Saint-Laurent et recommandations en vue de la mise sur pied d'un réseau de surveillance écotoxicologique de la pollution du fleuve», dans D. MESSIER, P. LEGENDRE et C.-E. DELISLE (édit.), *Symposium sur le Saint-Laurent : un fleuve à reconquérir*. Comptes rendus, 3-5 novembre 1989, Montréal, Association des biologistes du Québec. Université de Montréal. Coll. «Environnement et géologie», vol. 11, pp. 359-383.

DESGRANGES, J.-L., J. RODRIGUE et L. CHAMPOUX. 1994. «Esquisse d'un réseau de surveillance écotoxicologique de la faune du Saint-Laurent : le rôle du Service canadien de la faune», *Vingtième Atelier annuel sur la toxicité aquatique*. Comptes rendus, Montréal. Pêches et Océans. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1989, pp. 22-23.

DÉSILETS, H., J. PAINCHAUD et J.-C. THERRIAULT. 1989. *Abondance, composition spécifique et biomasse du phytoplancton de l'estuaire moyen du Saint-Laurent*. Pêches et Océans. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1698.

DÉSILETS, L. et C. LANGLOIS. 1989. *Variabilité spatiale et saisonnière de la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

DESROSIERS, A. 1991. Communication personnelle. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.

DESROSIERS, G. et J.-C. BRÊTHES. 1984. «Étude bionomique de la communauté à *Macoma balthica* de la batture de Rimouski». *Sciences et techniques de l'eau*, *17* : 25-31.

DIONNE, J.-C. 1985. «Tidal marsh erosion by geese, St. Lawrence Estuary, Québec». *Géographie physique et Quaternaire*, *39*(1) : 99-105.

DIRECTION DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT. 1991. *Programme de salubrité des eaux coquillières*. Environnement Canada, Conservation et protection, Région du Québec, Montréal. Brochure d'information.

DODSON, J.J., J.-C. DAUVIN, R.G. INGRAM et B. D'ANGLEJAN. 1989. «Abundance of larval Rainbow smelt (*Osmerus mordax*) in relation to the maximum turbidity zone and associated macroplanktonic fauna of the middle St. Lawrence Estuary». *Estuaries, 12* : 66-81.

DOYON, N., B. CUSSON, J. FONTAINE, C. MÉNARD et L. LAPIERRE. 1992. *Revue documentaire sur la biologie et l'écologie de la Moule zébrée :* Dreissena polymorpha. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

DRAINVILLE, G. 1970. «Le fjord du Saguenay. II. La faune ichtyologique et les conditions écologiques». *Naturaliste canadien, 97* (6) : 623-666.

DRAINVILLE, G., L.-M. LALANCETTE et L. BRASSARD. 1978. *Liste préliminaire d'invertébrés marins du fjord du Saguenay recueillis de 1958 à 1970 par le Camp des jeunes explorateurs*. Ministère de l'Industrie et du Commerce du Québec. Cahiers d'information, n° 83.

DROUIN, G., J.H. HIMMELMAN et P. BÉLAND. 1985. «Impact of tidal salinity fluctuations on echinoderm and mollusc populations». *Canadian Journal of Zoology, 63* : 1377-1387.

DRYADE (Le Groupe). 1981. *Analyse des pertes de végétation riveraine le long du Saint-Laurent de Cornwall à Matane (1945-1976)*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec. Rapport n° 3683.

DUCHARME, J.-L., G. GERMAIN et J. TALBOT. 1992. *Bilan de la faune 1992*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la ressource faunique, Québec.

DUMONT, P. 1992. *La dynamique des populations de Perchaude comme indicateur de stress environnemental dans le fleuve Saint-Laurent : description du projet et état d'avancement des travaux*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de Montréal, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

DUMONT, P. 1982. «Dispersion post-glaciaire de l'Omble chevalier d'eau douce (*Salvelinus alpinus*) dans le Québec méridional». *Naturaliste canadien, 109* : 229-234.

DUMONT, P., F. AXELSEN, H. FOURNIER, P. LAMOUREUX, Y. MAILHOT, C. POMERLEAU et B. PORTELANCE. 1987. *Avis scientifique sur le statut de la population d'Esturgeon jaune dans le système du fleuve Saint-Laurent*. Comité scientifique conjoint, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche et ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. Avis scientifique 87/1.

DUMONT, P., J.F. BERGERON, P. DULUDE, Y. MAILHOT, A. ROULEAU, G. OUELLET et J.-P. LEBEL. 1988a. «Introduced salmonids: Where are they going in Québec watersheds of the Saint-Laurent River?» *Fisheries, 13*(3) : 9-17

DUMONT, P., G. DESJARDINS, R. FORTIN, N. FOURNIER, J. LECLERC et M. BERNARD. 1988b. *L'Esturgeon jaune*, Acipenser fulvescens *: biologie et exploitation dans les eaux du fleuve Saint-Laurent et de l'archipel de Montréal*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Montréal. Rapport technique n° 06-39.

DUNBAR, M.J., D.C. MACLELLAN, A. FILION et D. MOORE. 1980. *The Biogeographic Structure of the Gulf of St. Lawrence*. McGill University, Marine Sciences Centre, Montréal. Manuscrit n^{o} 32.

DUPONT, T. 1980. *Mes mémoires*. Musée François-Pilote, La Pocatière, Québec.

DUTIL, J.-D. 1984. «Electrolyte changes of serum and muscle, and related mortalities in maturing Anguilla rostrata migrating down the St. Lawrence Estuary (Canada)». Helgoländer Meeresunters, *37*: 425-432.

DUTIL, J.-D. et M. FORTIN. 1983. «La communauté de poissons d'un marécage intertidal de l'estuaire du Saint-Laurent». *Naturaliste canadien, 110*: 397-410.

DUTIL, J.-D., B. LÉGARÉ et C. DESJARDINS. 1985. «Discrimination d'un stock de poisson, l'anguille (*Anguilla rostrata*), basée sur la présence d'un produit chimique de synthèse, le Mirex». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 42*: 455-458.

DUTIL, L., C. COUILLARD et D. THIVIERGE. 1992. *Revue des observations pathologiques rapportées chez les poissons du fleuve Saint-Laurent et ses principaux tributaires*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

ÉCO-RECHERCHES ltée. 1974. «Étude planctonique et benthique du fleuve Saint-Laurent (tronçon lac Saint-Pierre–Montmagny)». Étude présentée au Groupe de travail Québec-Canada sur le fleuve Saint-Laurent.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1989. *La nature aux abois*. Les Éditions Broquet inc., Montréal.

ENVIRONNEMENT CANADA, PÊCHES ET OCÉANS et SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL CANADA. 1991. *Les produits chimiques toxiques dans les Grand Lacs et leurs effets connexes. Volume II. Les effets contaminants*.

ERSKINE, A.J., B.T. COLLINS et J.W. CHARDINE. 1990. *Étude collective des populations d'oiseaux nicheurs au Canada, 1988*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec. Cahiers de biologie, n° 188.

FERRARIS, J. 1984a. *Habitats potentiels des macroinvertébrés benthiques et phytophiles*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement, Montréal. Rapport technique n° 35.

FERRARIS, J. 1984b. *Macroinvertébrés 5 – Benthos et invertébrés phytophiles. Synthèse de la variabilité spatio-temporelle des macroinvertébrés benthiques et phytophiles récoltés du 7 juillet 1982 au 22 juillet 1983. Élaboration de la clé de potentiel et description des communautés associées aux habitats types*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement, Montréal. Rapport technique.

FILTEAU, G. 1951. «Étude écologique des copépodes pélagiques de la baie des Chaleurs». Thèse de doctorat, Université Laval, Québec.

FLAGEOLE, S. 1991. *Rapport sur le statut de la Rainette faux-grillon* (Pseudacris triseriata) *au Québec*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec.

FONTAINE, P.-H. 1988. *Biologie et écologie des baleines de l'Atlantique Nord*. Les Éditions Thibeault.

FORTIER, L. et J.-A. GAGNÉ. 1990. «Larval herring (*Clupea harengus*) dispersion, growth, and survival in the St. Lawrence Estuary: Match/mismatch or membership/ vagrancy?». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 47*: 1898-1912.

FORTIER, L. et L. LEGENDRE. 1979. «Le contrôle de la variabilité à court terme du phytoplancton estuarien : stabilité verticale et profondeur critique». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, *36* : 1325-1335.

FORTIER, L. et W.C. LEGGETT. 1985. «A drift study of larval fish survival». *Marine Ecology Progress Series*, *25* : 245-257.

FORTIER, L. et W.C. LEGGETT. 1983. «Vertical migrations and transport of larval fish in a partially mixed estuary». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40 : 1543-1555.

FORTIER, L. et W.C. LEGGETT. 1982. «Fickian transport and the dispersal of fish larvae in estuaries». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *39* : 1150-1163.

FORTIER, L., M.-E. LEVASSEUR, R. DROLET et J.-C. THERRIAULT. 1992. «Export, production and the distribution of fish larvae and their prey in a coastal jet frontal region». *Marine Ecology Progress Series*, *85* : 203-218.

FORTIN, R., P. DUMONT, H. FOURNIER, C. CADIEUX et D. VILLENEUVE. 1982. «Reproduction et force des classes d'âge du Grand Brochet (Esox lucius L.) dans le Haut Richelieu et la baie Missisquoi». *Canadian Journal of Zoology*, *60*(2) : 227-240.

FOX, G.A., D.V. WESELOH, T.J. KUBIAK et T.C. ERDMAN. 1991. «Reproductive outcomes in colonial fish-eating birds: Biomarker for development toxicants in Great Lakes food chains. I. Historical and ecotoxicological perspectives». *Journal of the Great Lakes Research*, *17* : 153-157.

FRADETTE, P. 1992. *Les oiseaux des îles de la Madeleine : population et sites d'observation*. Attention Frag'îles. Mouvement pour la valorisation du patrimoine national des Îles.

FRADETTE, P. et E. BOURGET. 1981. «Groupement et ordination appliqués à l'étude de la répartition de l'épifaune benthique de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *50* : 133-152.

FRADETTE, P. et E. BOURGET. 1980. «Ecology of benthic epifauna of the Estuary and Gulf of St. Lawrence: Factors influencing their distribution and abundance on buoys». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *37* : 979-999.

FRÉCHETTE, M. et E. BOURGET. 1985a. «Energy flow between the pelagic and benthic zones: Factors controlling particulate organic matter available to an intertidal mussel bed». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *42* : 1158-1165.

FRÉCHETTE, M. et E. BOURGET. 1985b. «Food-limited growth of *Mytilus edulis L.* in relation to the benthic boundary layer». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *42* : 1166-1170.

FRENETTE, M. et J.-L. VERRETTE. 1976. «Environnement physique et dynamique du fleuve Saint-Laurent». *L'Ingénieur*, *312* : 13-24.

FRÈRE MARIE-VICTORIN. 1934. *Le Saint-Laurent, milieu biologique pour les plantes vasculaires*. Mémoires et comptes rendus de la Société royale du Canada, vol. III, n° 28.

FRY, F.E.J., J.-P. CUERRIER et G. PRÉFONTAINE. 1941. *Première croissance du Maskinongé dans le lac Saint-Louis*. Rapport de la station biologique de Montréal et de la station biologique du parc des Laurentides, fascicule 2, appendice 7, pp. 171-175.

GAGNÉ, J. 1993. Communication personnelle. Pêches et Océans.

GAGNON, M. et G. LACROIX. 1983. «The transport and retention of zooplankton in relation to a sill in the upper St. Lawrence Estuary». *Journal of Plankton Research, 5* : 289-303.

GAGNON, M. et G. LACROIX. 1982. «The effects of tidal advection and mixing on the statistical dispersion of zooplankton». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 56* : 9-22.

GAGNON, M. et G. LACROIX. 1981. «Zooplankton sample variability in a tidal estuary: An interpretative model». *Limnology and Oceanography, 26* : 401-413.

GAGNON, M., Y. MÉNARD et J.-M. COUTU. 1992. *Structure de la communauté ichtyenne intertidale de l'estuaire moyen du Saint-Laurent : cadre de référence pour le suivi à long terme de l'état de l'écosystème de l'estuaire du Saint-Laurent*. Pêches et Océans, Direction de la gestion des pêches et de l'habitat et Direction de l'habitat du poisson. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1870.

GAGNON, M., J.J. DODSON, M. COMBA et K. KAISER. 1990. «Congener specific analysis of the accumulation of PCBs by aquatic organisms in the maximum turbidity zone of the St. Lawrence Estuary». *The Science of the Total Environment*, 97/98 : 739-759.

GAUTHIER, B. 1982. «L'étagement des plantes vasculaires en milieu saumâtre, estuaire du Saint-Laurent». *Naturaliste canadien, 109* : 189-203.

GAUTHIER, B., A. CARDINAL et J. HIMMELMAN. 1980. «Limites amont de distribution des algues marines benthiques dans l'estuaire du Saint-Laurent (Québec) et addition de quelques espèces à la flore de cette région». *Naturaliste canadien, 107* : 195-197.

GAUTHIER, D. et F. HAZEL. 1991. *Abondance du Homard américain (Homarus americanus) à l'île d'Anticosti et description de la pêcherie*. Comité scientifique consultatif des pêches canadiennes dans l'Atlantique (CSCPCA). Document de recherche, n° 88.

GAUTHIER, G., J.-F. GIROUX et J. BÉDARD. 1992. «Dynamics of fat and protein reserves during winter and spring migration in Greater snow geese». *Canadian Journal of Zoology, 70* : 2077-2087.

GAUTHIER, G., Y. BÉDARD et J. BÉDARD. 1988. «Habitat use and activity budgets of Greater snow geese in spring». *Journal of Wildlife Management, 52*(1) : 191-201.

GHANIMÉ, L., J.-L. DESGRANGES, S. LORANGER *et al*. 1990. *Les régions biogéographiques du Saint-Laurent*. Lavalin Environnement inc. pour Environnement Canada et Pêches et Océans, Région du Québec. Rapport final.

GIGUÈRE, M. et P. LAMOUREUX. 1978. *Présence et abondance de certains mollusques, plus particulièrement* Mytilus edulis, Macoma balthica *et* Mesodesma actatum *sur les bancs de myes au Québec*. Ministère de l'Industrie et du Commerce, Direction générale des pêches maritimes. Cahiers d'information, n° 85.

GILBERT, E. et C. CANTIN. 1987. *La mytiliculture au Québec. Description du cycle de production et analyse financière d'une entreprise mytilicole typique*. Pêches et Océans, Région du Québec, Québec. Rapport d'étude.

GILBERT, E., B. VINCENT et L. ROSEBERRY. 1986. «Étude expérimentale *in situ* des effets de la densité et de la quantité de nourriture chez le gastéropode *Bithynia tentaculata* (*Mollusca : Prosobranchia*)». *Canadian Journal of Zoology, 64* : 1696-1700.

GILBERT, G. 1981. «Le comportement social du Pinson à queue aiguë». Thèse de maîtrise, Université Laval, Québec.

GILBERT, H. 1990a. «Éléments nutritifs (N et P), métaux lourds (Zn, Cu, Pb et Hg) et productivité végétale dans un marais intertidal d'eau douce, Québec (Québec)». *Canadian Journal of Botany*, *68* : 857-863.

GILBERT, H. 1990b. «Productivité végétale dans un marais intertidal d'eau douce, Québec (Québec)». *Canadian Journal of Botany*, *68* : 852-856.

GILLES SHOONER et Associés inc. 1991a. *Localisation des sites de reproduction des principales espèces de poisson du fleuve Saint-Laurent (Cornwall – Montmagny)*. Atlas préparé pour Pêches et Océans et Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Montréal.

GILLES SHOONER et Associés inc. 1991b. *Modifications de l'habitat du poisson dans le Saint-Laurent – 1945 à 1988*. Atlas préparé pour Pêches et Océans et Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Montréal.

GILLES SHOONER et Associés inc. 1988. *Modifications de l'habitat du poisson dans le Saint-Laurent – 1945 à 1984*. Atlas préparé pour Pêches et Océans.

GIRARD, P. 1993. «Conséquences des pollutions sur les poissons. SOS aux pathos». *Aqua Revue*, *49* : 29-33.

GIROUX, J.-F. et J. BÉDARD. 1988. «Above- and below-ground macrophyte production in Scirpus tidal marshes of the St. Lawrence Estuary, Québec». *Canadian Journal of Botany*, *66* : 955-962.

GIROUX, J.-F. et J. BÉDARD. 1987a. «Factors influencing above-ground production of Scirpus marshes in the St. Lawrence Estuary, Québec, Canada». *Aquatic Botany*, *29* : 195-204.

GIROUX, J.-F. et J. BÉDARD. 1987b. «The effects of grazing by Greater snow geese on the vegetation of tidal marshes in the St. Lawrence Estuary». *Journal of Applied Ecology*, *24* : 773-788.

GOLDMAN, C.R. et A.J. HORNE. 1983. *Limnology*. McGraw-Hill Inc., New York.

GOOD, R.E., N.F. GOOD et B.R. FRASCO. 1982. «A review of primary production and decomposition dynamics of the below-ground marsh component», dans V.S. KENNEDY (édit.), *Estuarine Comparisons*, Academic Press, New York, pp. 139-157.

GRATTON, L. et C. DUBREUIL. 1990. *Portrait de la végétation et de la flore du Saint-Laurent*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, Québec.

GRATTON, L. et M. JEAN. 1990. «La situation au Québec». Présenté au Colloque sur la salicaire (*Lythrum salicaria*). Jardin botanique de Montréal, 9 novembre 1990.

GRIMES, D.J. 1991. «Ecology of estuarine bacteria capable of causing human disease: A review». *Estuaries*, *14*(4) : 345-360.

GROUPE DE TRAVAIL SUR LES ESPÈCES DE FAUNE ET DE FLORE PRIORITAIRES DU COULOIR DU SAINT-LAURENT. 1993. *Rapport préparé pour le Plan d'action Saint-Laurent*.

HAMMILL, M.O. 1995. Communication personnelle. Pêches et Océans, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli.

HARDY, B., L. CHAMPOUX, H. SLOTERDIJK et J. BUREAU. 1991. *Caractérisation des sédiments de fond du lac Saint-Pierre, fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

HARMAN, W.N. 1968. «Replacement of Pleurocerids by *Bithynia* in polluted waters of central New York». *Nautilus, 81* : 77-83.

HARRINGTON, R. et S. OCCHIETTI. 1988. «Inventaire systématique et paléoécologie des mammifères marins de la mer de Champlain (fin du Wisconsinien) et de ses voies d'accès». *Géographie physique et Quaternaire, 42*(1) : 45-64.

HART, C., Y. MAILHOT et D. BOURBEAU. 1991. *Utilisation par le Poulamon atlantique des principales rivières et du fleuve Saint-Laurent en Basse-Mauricie au cours de l'hiver de 1990-1991*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale Mauricie–Bois-Francs, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Trois-Rivières.

HARVEY, M. et B. VINCENT. 1991. «Spatial variability of length-specific production in shell, somatic tissue and sexual products of *Macoma balthica* in the lower St. Lawrence Estuary. I. Small and meso scale variability». *Marine Ecology Progress Series, 75*(1) : 55-66.

HARVEY, M. et B. VINCENT. 1990. «Density, size, distribution, energy allocation and seasonal variations in shell and soft tissue growth at two tidal levels of a *Macoma balthica* (L.) population». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 142* : 151-168.

HARVEY, M. et B. VINCENT. 1989. «Spatial and temporal variations of the reproduction cycle and energy allocation of the bivalve *Macoma balthica* (L.) on a tidal flat». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 129* : 199-217.

HELBIG, R., P. BOAG et B. WHITE. 1989. «Stock identification of Beluga whales using mitochondrial DNA markers: Preliminary results». *Musk-Ox Journal, 37* : 122-128.

HENDRICK, A. 1991. *1990 operation of the eel ladder at the R.H. Saunders Generating Station, Cornwall, Ontario*. 1991 Annual report, St. Lawrence River Subcommittee to the Lake Ontario Committee of the Great Lakes Fisheries Commission, Ontario Ministry Natural Resources, Toronto, pp. 4-1 to 4-2.

HERIOT, G. 1813. *Travels Through the Canadas, Containing a Description of the Picturesque Scenery on Some of the Rivers and Lakes, With an Account of the Productions, Commerce and Inhabitants of those Provinces*. M. Carey, Philadelphia, Pennsylvania.

HESTBECK, J.B. 1991. «Estimating population parameters for northern- and southern-breeding populations of Canada geese». *Proceedings of the International Canada Goose Symposium*, Wisconsin. Department of Natural Resources, Milwaukee, Wisconsin.

HEUSMANN, H.W. 1974. «Mallard-Black duck relationships in the northeast», *Wildlife Society Bulletin, 2*(4) : 171-177.

HIMMELMAN, J.H. 1991. «Diving observations of subtidal communities in the northern Gulf of St. Lawrence», dans J.-C. THERRIAULT (édit.), *Le Golfe du Saint-Laurent : petit océan ou grand estuaire ?* Comptes rendus d'un atelier-symposium tenu à l'Institut Maurice-Lamontagne (Mont-Joli) du 14 au 17 mars 1989. Pêches et Océans. Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques, n° 113, pp. 319-332.

HIMMELMAN, J.H. et Y. LAVERGNE. 1985. «Organization of rocky subtidal communities in the St. Lawrence Estuary». *Naturaliste canadien, 112* : 143-154.

HIMMELMAN, J.H. et H. NÉDÉLEC. 1990. «Urchin foraging and algal survival strategies in intensely grazed communities in eastern Canada». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *47* : 1011-1026.

HIMMELMAN, J.H., A. CARDINAL et E. BOURGET, 1983a. «Community development following the removal of urchins, *Strongylocentrotus drœbachiensis*, from the rocky subtidal zone of the St. Lawrence Estuary, eastern Canada». *Oecologia*, *59* : 27-39.

HIMMELMAN, J.H., A. CARDINAL et E. BOURGET. 1983b. «Sea urchins in the St. Lawrence Estuary: Their abundance, size-structure, and suitability for commercial exploitation». Canadian *Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *40* : 474-486.

HOCUTT, C.H. et E.O. WILEY (édit.). 1992. *The Zoogeography of North American Freshwater Fishes*. 2nd Edition. John Wiley and Sons, Toronto. A Wiley-Interscience Publication.

HODSON, P.V., C. DESJARDINS, É. PELLETIER, M. CASTONGUAY, R. McLEOD et C.-M. COUILLARD. 1992. *Baisse de la pollution chimique des Anguilles d'Amérique* (Anguilla rostrata) *capturées dans l'estuaire du Saint-Laurent*. Pêches et Océans. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1876.

HUBERT, P. 1926. *Les îles de la Madeleine et les Madelinots*. Imprimerie générale, Rimouski.

HUDON, C. 1982. «La communauté microépibenthique colonisant les substrats solides dans l'estuaire du Saint-Laurent». Thèse de doctorat, Université Laval, Québec.

INGRAM, R.G. et M.I. EL-SABH. 1990. «Fronts and mesoscale features in the St. Lawrence Estuary», dans M.I. EL-SABH et N. SILVERBERG (édit.), *Oceanography of a Large-scale Estuarine System: The St. Lawrence*. *Coastal and Estuarine Studies*. Springer-Verlag, Berlin, *39* : 71-93.

JACQUAZ, B., K.W. ABLE et W.C. LEGGETT. 1977. «Seasonal distribution, abundance, and growth of larval Capelin (*Mallotus villosus*) in the St. Lawrence Estuary and northwestern Gulf of St. Lawrence». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, *34* : 2015-2029.

JACQUES, A. 1987. «Étude de la dynamique de la population des myes (*Mya arenaria*) de la batture de Rimouski». Thèse de maîtrise, Université du Québec à Rimouski.

JACQUES, A., J.-C. BRÊTHES et G. DESROSIERS. 1984. «La croissance de *Mya arenaria* en relation avec les caractéristiques du sédiment et de la durée d'immersion, sur la batture de Rimouski». *Sciences et techniques de l'eau*, *17* : 95-99.

JACQUES, D. et C. HAMEL. 1982. *Système de classification des terres humides du Québec*. Laboratoire d'étude des macrophytes aquatiques, Université du Québec à Montréal, pour le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la faune, Québec.

JARRY, V., S. PAQUET et D. du SABLON. 1992. «Le phytoplancton littoral du lac Saint-Pierre en 1990 : biomasse, taxonomie et contamination en métaux lourds». Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

JEAN, M. et A. BOUCHARD. 1991. «Temporal changes in wetland landscapes of a section of the St. Lawrence River, Canada». *Environmental Management*, *15* : 241-250.

JIMENEZ, B.D. et J.J. STEGEMAN. 1990. «Detoxication enzymes as indicators of environmental stress on fish». American Fisheries Society Symposium, *8* : 67-79.

KEIGHAN, E. 1977. *Caractérisation du niveau d'enrichissement et de la toxicité des eaux du bassin du fleuve Saint-Laurent*. Pêches et Environnement Canada pour le Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent. Rapport technique n° 6.

KINGSLEY, M.C.S. 1995. Communication personnelle. Pêches et Océans, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli.

KINGSLEY, M.C.S. 1994. *Recensement, tendance et statut de la population de bélugas du Saint-Laurent en 1992*. Pêches et Océans. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1938.

KINGSLEY, M.C.S. et M.O. HAMMILL. 1991. *Photographic Census Surveys of the St. Lawrence Beluga Population, 1988 and 1990*. Pêches et Océans. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1776.

KOUTITONSKY, V.G. et G.L. BUGDEN. 1991. «The physical oceanography of the Gulf of St. Lawrence: A review with emphasis on the synoptic variability of the motion», dans J.-C. THERRIAULT (édit.), *Le Golfe du Saint-Laurent : petit océan ou grand estuaire ?* Comptes rendus d'un atelier-symposium tenu à l'Institut Maurice-Lamontagne (Mont-Joli) du 14 au 17 mars 1989. Pêches et Océans. Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques, n° 113, pp. 57-90.

LABONTÉ, S. 1979. «Estimation de la mortalité dans la population de *Pandalus borealis* du nord-ouest du golfe du Saint-Laurent». Thèse de maîtrise, Université Laval, Québec.

LABRECQUE, G. 1993. Communication personnelle. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Station de recherche en pêche et en agriculture d'eau douce.

LACOURSIÈRE, E. et B. BLANCHARD. 1976. *Étude quantitative de la végétation du littoral et de la batture de Gentilly*. Groupe de recherche Thermopol et Université du Québec à Trois-Rivières pour Énergie atomique du Canada et Hydro-Québec, Direction Environnement, Montréal.

LACOURSIÈRE, E. et M.M. GRANDTNER. 1971. «Contribution à l'étude écologique de la végétation riparienne de l'île d'Orléans». *Naturaliste canadien, 98* : 443-459.

LACROIX, G. et J. BERGERON. 1964. *Prélèvements de larves de poissons dans le sud-ouest du golfe du Saint-Laurent, en 1963*. Rapport annuel 1963. Station de biologie marine Grande-Rivière.

LACROIX, G. et G. FILTEAU. 1971. «Les fluctuations quantitatives du zooplancton de la baie des Chaleurs (golfe du Saint-Laurent). III. Fluctuations des copépodes autres que *Calanus*». *Naturaliste canadien, 98* : 775-813.

LACROIX, G. et G. FILTEAU. 1970. «Les fluctuations quantitatives du zooplancton de la baie des Chaleurs (golfe du Saint-Laurent). II. Composition des copépodes et fluctuations des copépodes du genre *Calanus*». *Naturaliste canadien, 97* : 711-748.

LACROIX, G. et G. FILTEAU. 1969. «Les fluctuations quantitatives du zooplancton de la baie des Chaleurs (golfe du Saint-Laurent). I. Conditions hydroclimatiques et analyse volumétrique». *Naturaliste canadien, 96* : 359-397.

LACROIX, G. et L. LEGENDRE. 1964. «Le zooplancton de l'estuaire de la rivière Ristigouche (baie des Chaleurs) : quantités et composition spécifique en août 1962». *Naturaliste canadien, 91* : 21-40.

LAFLEUR, P.-E., R. BAILEY, J.-C. BRÊTHES et P. LAMOUREUX. 1984. *Le Crabe des neiges (Chinœcetes opilio) de la côte nord de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent : état des stocks et perspectives d'exploitation*. Travaux sur les Pêcheries du Québec, n° 50.

LAFLEUR, P.-E., L. LEGENDRE et A. CARDINAL. 1979. «Dynamique d'une population estuarienne de diatomées planctoniques : effet de l'alternance des marées de morte-eau et de vive-eau». *Oceanologica Acta*, *2* : 307-315.

LALIBERTÉ, D. 1993. *Évaluation des teneurs en mercure, en BPC et en pesticides organochlorés dans la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent au lac Saint-François entre 1975-1976 et 1988*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, Québec.

LALUMIÈRE, R. 1991. *Distribution et caractérisation bioécologiques de quelques zostéraies de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec.

LAMARCHE, A. 1992. *Qualité de l'eau : consommation humaine directe. Évaluation de la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent. Tronçon Cornwall-île d'Orléans, entre 1978 et 1988*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent», Rapport thématique sur l'état du Saint-Laurent.

LAMBERT, J.-D. 1982. «Contribution à l'étude des communautés planctoniques de la baie des Chaleurs». Thèse de maîtrise, Université du Québec à Rimouski.

LAMOUREUX, P. 1977. *Estimation des stocks commerciaux de Mye* (*Mya arenaria*) *au Québec*. Ministère de l'Industrie et du Commerce du Québec, Direction générale des pêches maritimes. Cahier d'information, n° 83.

LANGLOIS, C. et L. LAPIERRE. 1990. «Utilisation de l'écologie et de l'écotoxicologie des communautés biologiques pour mesurer l'état de santé des écosystèmes du fleuve Saint-Laurent», dans D. MESSIER, P. LEGENDRE et C.-E. DELISLE (édit.), *Symposium sur le Saint-Laurent : Un fleuve à reconquérir*. Comptes rendus, 3-5 novembre 1989, Montréal, Association des biologistes du Québec. Université de Montréal. Coll. «Environnement et géologie», vol. 11, pp. 135-153.

LANGLOIS, C. et L. LAPIERRE. 1989. «Variability in bioaccumulation of organic and inorganic contaminants in adult fishes from Lake St. François and Lake St. Pierre (St. Lawrence River)». Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Dixième assemblée annuelle, 28 octobre-2 novembre 1989, Toronto, Ontario.

LANGLOIS, C. et H. SLOTERDIJK. 1989. «Contamination du lac Saint-Pierre (fleuve Saint-Laurent) par certains polluants organiques et inorganiques». *Revue des sciences de l'eau*, *2* : 659-679.

LANGLOIS, C., L. LAPIERRE, M. LÉVEILLÉ, P. TURGEON et C. MÉNARD. 1992. *Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques du lac Saint-Pierre. Rapport technique. Zone d'intérêt prioritaire n° 11*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

LANGLOIS, C., L. LAPIERRE, M. LÉVEILLÉ et G. WALSH. 1990. «Assessment of aquatic ecosystem health in the St. Lawrence River by using ecological, biochemical and pathological indicators». International Symposium for Aquatic Ecosystem Health, 23-27 juillet 1990, Waterloo, Ontario.

LAPIERRE, L. 1993. Communication personnelle. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

LAPIERRE, L. 1992. Communication personnelle. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

LAPIERRE, L. et J. FONTAINE. 1994. *Distribution et abondance des Moules zébrées fixées sur les bouées de navigation illuminées du fleuve Saint-Laurent (1990, 1991 et 1992)*. Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Montréal. En préparation.

LAPIERRE, L., J. FONTAINE, B. CUSSON et C. MÉNARD. 1994. *Distribution spatiale des larves et stades fixés de la Moule zébrée*, Dreissena polymorpha, *dans le Saint-Laurent au cours de 1991*. Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Montréal.

LAPORTE, P. 1993. Communication personnelle. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec.

LAPORTE, P. 1982. «Organochlorine residues and eggshell measurements of Great blue heron eggs from Québec». *Colonial Waterbirds, 5* : 95-103.

LAPRISE, R. et J.J. DODSON. 1989. «Ontogeny and importance of tidal vertical migrations in the retention of larval smelt Osmerus mordax in a well-mixed estuary». *Marine Ecology Progress Series, 55* : 101-111.

LAROCQUE, A. 1953. *Catalogue of the Recent Mollusca of Canada*. Bulletin of the National Museum of Canada, No. 129.

LAROCQUE, R. et A.D. CEMBELLA. 1991. *Résultats du premier programme de suivi des populations de phytoplancton toxique dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (Région du Québec)*. Pêches et Océans. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1796.

LAUZIER, L.-M. et W.B. BAILEY. 1957. «Features of the deeper waters of the Gulf of St. Lawrence». *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, 111* : 213-250.

LAVERDIÈRE, C., J.-C. DIONNE, L.-E. HAMELIN, P. BRUNEL et J.-C. LASSERRE. 1970. «Les grandes divisions du Saint-Laurent». *La revue de géographie de Montréal, 24* (3) : 283-303.

LAVOIE, A., F. BOIVIN, B.-G. BÉNIÉ et J.-M.-M. DUBOIS. 1991. *Cartographie quantitative des macrophytes du lac Saint-Pierre avec le capteur MEIS-II*. Centre d'application et de recherche en télédétection (CARTEL), Université de Sherbrooke. Rapport 91-R-19.

LAVOIE, G. 1992. *Plantes vasculaires susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables au Québec*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, Québec.

LAVOIE, R. 1970. «Contribution à la biologie et à l'écologie de *Macoma balthica* L. de l'estuaire du Saint-Laurent». Thèse de doctorat, Université Laval, Québec.

LAVOIE, R. 1969. *Inventaire des populations de Mye commune* (Mya arenaria) *de Grandes-Bergeronnes à Portneuf-sur-Mer*, été 1968. Ministère de l'Industrie et du Commerce, Station de biologie marine Grande-Rivière. Rapport annuel 1968.

LAVOIE, R. 1967. *Inventaire des populations de Myes communes* (Mya arenaria *L.*) *de l'estuaire du Saint-Laurent*. Station de biologie marine Grande-Rivière. Rapport annuel 1966.

LAVOIE, R., J.-L. TREMBLAY et G. FILTEAU. 1968. «Âge et croissance de *Macoma balthica* L. à Cacouna-Est dans l'estuaire du Saint-Laurent». *Naturaliste canadien, 95* : 887-895.

LEAR, W.H. 1984. *La Morue de l'Atlantique*. Pêches et Océans, Direction générale des communications, Ottawa. Coll. «Le monde sous-marin», fiches d'information.

LEBEAU, B. 1983. «La pêche au Maskinongé au lac Saint-Louis». *Lacs et Forêts*, *3* : 18-23.

LECLAIR, R. fils. 1985. *Les amphibiens du Québec : biologie des espèces et problématique de conservation des habitats.* Université du Québec à Trois-Rivières, pour le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec.

LECLERC, J. 1991. *Rapport sur le statut de la Grenouille des marais* (Rana palustris) *au Québec*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec.

LECLERC, P. 1987. «Les Perchaudes (*Perca flavescens*) du lac Saint-Pierre : biologie des populations et diagnose de l'intensité d'exploitation sportive et commerciale». Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal.

LEDOYER, M. 1975a. *Les peuplements benthiques circalittoraux de la baie des Chaleurs (golfe du Saint-Laurent).* Travaux sur les Pêcheries du Québec, n° 42.

LEDOYER, M. 1975b. *Les peuplements benthiques des fonds de baie et les grands aspects bionomiques de la baie des Chaleurs*. Travaux sur les Pêcheries du Québec, n° 43.

LEDOYER, M. 1975c. *Aperçu sur le peuplement benthique des vases profondes du détroit de Gaspé (golfe du Saint-Laurent).* Travaux sur les Pêcheries du Québec, n° 44.

LEGENDRE, L. 1973. «Phytoplankton organization in Baie des Chaleurs (Gulf of St. Lawrence)». *Journal of Applied Ecology*, *61* : 135-149.

LEGENDRE, L. 1971. «Production primaire dans la Baie-des-Chaleurs (golfe Saint-Laurent)». *Naturaliste canadien*, *98* : 743-773.

LEGENDRE L. et W.D. WATT. 1970. «The distribution of primary production relative to a cyclonic gyre in Baie des Chaleurs». *Marine Biology*, *7* : 167-170.

LEGENDRE, L., S. DEMERS, J.-C. THERRIAULT et C.-A. BOUDREAU. 1985. «Tidal variations in the photosynthesis of estuarine phytoplankton isolated in a tank». *Marine Biology*, *88* : 301-309.

LEGENDRE, P. et H. SLOTERDIJK, 1988. *Synthèse de la contamination des poissons adultes du fleuve par le mercure, les BPC, le DDE, le mirex et les HCB*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal (version préliminaire).

LEGRIS, A.-M. et H. LÉVESQUE. 1991. *Prises d'oiseaux migrateurs, au Canada, pendant la saison de chasse 1990*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec. *Cahiers de biologie*, n° 197.

LEHOUX, D., A. BOURGET, P. DUPUIS et J. ROSA. 1985. *La sauvagine dans le système du Saint-Laurent : fleuve, estuaire, golfe*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec.

LEMAY, A.-B., R. McNICOLL et R. OUELLET. 1989. *Incidence de la grenaille de plomb dans les gésiers de canards, d'oies et de bernaches récoltés au Québec*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et de ses habitats, Québec.

LEVASSEUR, H. 1977. *Étude sur le fleuve Saint-Laurent : étude du benthos du fleuve Saint-Laurent*. Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, rapport technique n° 10.

LEVASSEUR, M. et J.-C. THERRIAULT. 1987. «Phytoplankton biomass and nutrient dynamics in a tidally induced upwelling: The role of the NO3: SiO4 ratio». *Marine Ecology Progress Series*, *39* : 87-97.

LEVASSEUR, M., J.-C. THERRIAULT et L. LEGENDRE. 1984. «Hierarchical control of phytoplankton succession by physical factors». *Marine Ecology Progress Series*, *19* : 211-222.

LEVASSEUR, M., J.-C. THERRIAULT et L. LEGENDRE 1983. «Tidal currents, wind and the morphology of phytoplankton spatial structures». *Journal of Marine Research*, *41* : 655-672.

LÉVESQUE, B., P. BROUSSEAU, P. SIMARD, E. DEWAILLY, M. MEISELS, D. RAMSAY et J. JOLY. 1993. «Impact of the Ring-billed gull (*Larus delawarensis*) on the microbiological quality of recreational water». *Applied and Environmental Microbiology*, *59* (4) : 1228-1230.

LÉVESQUE, F. et C. POMERLEAU. 1986. *Contamination de la chair de certaines espèces de la faune aquatique et amphibienne du lac Saint-Pierre par les biphényles polychlorés, le mirex et le mercure (1983-1984)*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la faune aquatique, Service des espèces d'eau fraîche, Québec. Rapport technique 86-01.

L'ITALIEN, S., R. ROY, C. LANGLOIS et A. GERMAIN. 1991. «Tests statistiques évaluant les impacts sur le Saint-Laurent des rejets de l'émissaire de la Communauté urbaine de Montréal à l'Île-aux-Vaches». *Sciences et techniques de l'eau*, *24*(1) : 45-55.

LIEN, J. 1992. Communication personnelle. Université Memorial, Saint-Jean, Terre-Neuve.

LOUBIER, S. 1983. *Zooplancton 1. Variabilité spatio-temporelle des communautés zooplanctoniques d'eau libre du territoire périphérique du projet Archipel du 31 mars au 9 juin 1982*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de Montréal, Service Archipel.

MAGNIN, E. 1970. «Faune benthique littorale du lac Saint-Louis près de Montréal (Québec)». *Annales d'hydrobiologie*, *1* : 181-195.

MAGURRAN, A.E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

MAILHOT, Y., J. SCROSATI et D. BOURBEAU. 1988. *La population du Poulamon atlantique de La Pérade : bilan, état de la situation actuelle en 1988 et nouveaux aspects de l'écologie de l'espèce*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Trois-Rivières.

MAILHOT, Y., F. AXELSEN, P. DUMONT, H. FOURNIER, P. LAMOUREUX, C. POMERLEAU ET B. PORTELANCE. 1987. *Avis scientifique sur le statut de la population de Perchaude au lac Saint-Pierre*. Comité scientifique conjoint : ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche et ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. Plan de gestion de la pêche, Avis scientifique 87/3.

MAISONNEUVE, C., P. BROUSSEAU et D. LEHOUX. 1990. «Critical fall staging sites for shorebirds migrating through the St. Lawrence system, Québec». *Naturaliste canadien*, *104* (3) : 372-378.

MARANDA, Y. et G. LACROIX. 1983. «Temporal variability of zooplankton biomass (ATP content and dry weight) in the St. Lawrence Estuary: Advective phenomena during neap tide». *Marine Biology*, *73* : 247-255.

MARCOTTE, A. 1981. *L'exploitation des grenouilles au Québec*. Université du Québec à Montréal, pour le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de Montréal. Rapport technique n° 06-34.

MARQUIS, H., J. THERRIEN, P. BÉRUBÉ, G. SHOONER et Y. VIGNEAULT. 1991. *Modifications physiques de l'habitat du poisson en amont de Montréal et en aval de Trois-Pistoles de 1945 à 1988 et effets sur les pêches commerciales*. Pêches et Océans. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1830.

MASSAD, R. et P. BRUNEL. 1979. «Associations par station, densités et diversité des Polychètes du benthos circalittoral et bathyal de l'estuaire maritime du Saint-Laurent». *Naturaliste canadien, 106* : 229-253.

MASSÉ, G. et J.-R. MONGEAU. 1976. *Influence de la navigation maritime sur la répartition géographique et l'abondance relative des poissons du fleuve Saint-Laurent, entre Longueuil et Sorel*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Montréal. Rapport technique n° 06-10.

MASSÉ, G., R. FORTIN, P. DUMONT et J. FERRARIS. 1988. *Étude et aménagement de la frayère multispécifique de la rivière aux Pins et dynamique de la population de Grand Brochet*, Esox lucius *L., du fleuve Saint-Laurent, Boucherville, Québec*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Montréal. Rapport technique n° 06-40.

MATTE, S. 1989. *Rapport sur la situation de la Tortue mouchetée*, Emydoidea blandingi. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec.

McALLISTER, D.E. 1990. *Liste des poissons du Canada*. Musée national des sciences naturelles, Ottawa. Syllogeus n° 64.

McMURRAY, S., B. VINCENT et G. VAILLANCOURT. 1982. «Variation saisonnière de la température de l'eau et cycle de développement de *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède (*Oligochaete: Tubificidae*)». *Naturaliste canadien, 109* : 223-228.

MÉNARD, C., A.-M. PRUD'HOMME, J. BUREAU et M. LÉVEILLÉ. 1994. *Les oxygénases à fonction mixte (OFM) et les indicateurs morphologiques (IGS et IHS) chez la Perchaude et le Grand Brochet au lac Saint-Louis*. Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Montréal. Rapport scientifique et technique. En révision.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1993. *Réseau des réserves écologiques au Québec (projets et réalisations)*. Direction de la conservation et du patrimoine écologique, Québec. Carte à l'échelle de 1 : 2 000 000.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1992. Banque de données. Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec, Québec.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1988. *L'environnement au Québec, un premier bilan*.

METCALFE, J.L. et M.N. CHARLTON. 1989. *Freshwater Mussels as Biomonitors for Organic Industrial Contaminants and Pesticides in the St. Lawrence River*. Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington, Ontario. Contribution n° 89-60.

MICHAUD, R. 1993. *Distribution estivale du béluga du Saint-Laurent; synthèse 1986 à 1992*. Pêches et Océans, Direction de la gestion des pêches et de l'habitat, Division de la gestion

de l'habitat du poisson, Gare maritime Champlain, Québec. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1906.

MICHAUD, R. 1990. *Survols aériens pour l'estimation de la distribution saisonnière et des déplacements des bélugas.* Rapport de l'Institut national d'écotoxicologie du Saint-Laurent, Rimouski.

MILLS, E.L. et J.L. FORNEY. 1982. «Response of Lake Ontario plankton entering the international section of the St. Lawrence River». *International Revue Gesamten Hydrobiologie, 67*: 27-43.

MILLS, E.L., S.B. SMITH et J.L. FORNEY. 1981. «The St. Lawrence River in winter: Population structure, biomass, and pattern of its primary and secondary food web components». *Hydrobiologia, 79*: 65-75.

MIRON, G. et G. DESROSIERS. 1990. «Distributions and population structures of two intertidal estuarine polychaetes in the lower St. Lawrence Estuary, with special reference to environmental factors». *Marine Biology, 105*: 297-306.

MIRON, G., G. DESROSIERS et C. RETIÈRE. 1991a. *Observations on the prospecting behaviour of the Polychaete* Nereis virens *(Sars) under constant conditions of light and darkness*. Comptes rendus de l'Académie des Sciences, Paris.

MIRON, G., G. DESROSIERS, C. RETIÈRE et R. LAMBERT. 1991b. «Dispersion and prospecting behaviour of the polychaete Nereis virens (Sars) as a function of density». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 145*: 65-77.

MLCP – MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE. 1984. *Synthèse des études biologiques et des études sur le loisir*. Direction régionale de Montréal, Service Archipel. Atlas cartographique.

MONGEAU, J.-R., P. DUMONT et L. CLOUTIER. 1986. *La biologie du suceur cuivré*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. Rapport technique n° 06-39.

MONGEAU, J.-R., J. LECLERC et J. BRISEBOIS. 1982. *La dynamique de reconstitution des populations d'Esturgeon jaune*, Acipenser fulvescens, *du lac des Deux Montagnes, province de Québec, de 1964 à 1979*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Montréal. Rapport technique n° 06-33.

MONGEAU, J.-R., A. COURTEMANCHE, G. MASSÉ et B. VINCENT. 1974. *Cartes de répartition géographique des espèces de poissons au sud du Québec, d'après les inventaires ichtyologiques effectués de 1963 à 1972*. Faune du Québec. Rapport spécial n° 4.

MONTEVECCHI, W.A. 1993. «Birds as indicators of change in marine prey stocks», dans R.W. FURNESS et J.J.D. GREENWOOD (édit.), *Birds as Monitors of Environmental Change*. Chapman & Hall, London, pp. 217-266.

MOUSSEAU, P. 1984. «Établissement du Goéland à bec cerclé, Larus delawarensis, au Québec». *Naturaliste canadien, 98*: 29-37.

MOUSSEAU, P. et J.-P. BEAUMONT. 1981. *Contribution à l'étude de l'habitation du Rat musqué* (Ondatra zibethicus L.) *au lac Saint-Louis et au bassin de La Prairie, Québec (Rat musqué, LB-7)*. Préparé pour Hydro-Québec, Direction Environnement.

MUIR, D.C.G., C.A. FORD, R.E.A. STEWART, T.G. SMITH, R.F. ADDISON, M.E. ZINCK et P. BÉLAND. 1990. «Organochlorine contaminants in Belugas, *Delphinapterus leucas*, from Canadian waters». *Canadien Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences, 224*: 165-190.

MUNAWAR, M. et I.F. MUNAWAR. 1986. «The seasonality of phytoplankton in the North American Great Lakes, a comparative synthesis». *Hydrobiologia, 138* : 85-116.

MUNRO, J. et J.-C. THERRIAULT. 1983. «Migrations saisonnières du Homard (*Homarus americanus*) entre la côte et les lagunes des îles de la Madeleine». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 40* : 905-918.

MURIE, D.-J. et D.-M. LAVIGNE. 1991. «Food consumption of wintering Harp seals, *Phoca groenlandica*, in the St. Lawrence Estuary, Canada». *Canadian Journal of Zoology, 69* : 1289-1296.

NOBLE, D.G. et S.P. BURNS. 1990. *Les contaminants chez les oiseaux de mer au Canada*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Ottawa. Feuillet d'information sur l'état de l'environnement, n° 90-1.

OLIVIER, M. 1989. «Aperçu du recrutement larvaire et de la première saison de croissance de quatre espèces de la communauté à *Macoma balthica* de l'anse à l'Orignal». Thèse de maîtrise, Université du Québec à Rimouski.

OUELLET, G. 1982. «Étude de l'interaction des animaux benthiques avec les sédiments du chenal Laurentien». Thèse de maîtrise, Université du Québec à Rimouski.

OUELLET, P. 1987. *Distribution automnale des stades larvaires de Capelan (*Mallotus villosus*) et de Hareng* (Clupea harengus) *dans le nord du golfe du Saint-Laurent en octobre 1985*. Pêches et Océans. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1583.

OUELLET, P. et J.J. DODSON. 1985. «Dispersion and retention of anadromous Rainbow smelt (Osmerus mordax) larvae in the middle estuary of the St. Lawrence River». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 42* : 332-341.

OUELLET-LAROSE, D. 1973. «Influence des marées sur les fluctuations à court terme des biomasses planctoniques dans l'estuaire du Saint-Laurent». Thèse de maîtrise, Université Laval, Québec.

PAGEAU, G. et L. LÉVESQUE. 1964. *Les herbiers du lac Saint-Louis : composition, répartition et dynamique, en rapport avec l'habitat du Maskinongé*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de la faune. Rapport n° 3, pp. 110-124.

PAINCHAUD, J. 1992. Communication personnelle. Université Laval, Département de Biologie, Québec.

PAINCHAUD, J. et J.-C. THERRIAULT. 1989. «Relationships between bacteria, phytoplankton and particulate organic carbon in the upper St. Lawrence Estuary». *Marine Ecology Progress Series, 56* : 301-311.

PAINCHAUD, J. et J.-C. THERRIAULT. 1985. «Heterotrophic potential in the St. Lawrence Estuary: Distribution and controlling factor». *Naturaliste canadien, 112* : 65-76.

PAINCHAUD, J., D. LEFAIVRE, G.-H. TREMBLAY et J.-C. THERRIAULT. 1990. «Analysis of the distribution of suspended particulate matter, bacteria, chlorophyll *a* and PO4 in the upper St. Lawrence Estuary, using a two-dimensional box model», dans W. MICHAELIS (édit.), *Estuarine Water Quality Management. Monitoring, Modelling and Research. Coastal and Estuarine Studies*, Springer-Verlag, Berlin, *36* : 59-65.

PAINCHAUD, J., D. LEFAIVRE et J.-C. THERRIAULT. 1987. «Box model analysis of bacterial fluxes in the St. Lawrence Estuary». *Marine Ecology Progress Series, 41* : 241-252.

PANASUK, S. 1987. «L'érosion actuelle et récente des îles de Varennes dans la région de Montréal». Rapport de recherche, Université du Québec à Montréal.

PAQUET, S., V. JARRY et D. DU SABLON. 1993. «Synthèse des caractéristiques écologiques des communautés phytoplanctoniques du Saint-Laurent (Cornwall–Trois-Rivières, 1990-1992)». Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal (version préliminaire).

PAQUIN, D. 1982. *L'exploitation de trois espèces d'anoures dans la région du lac Saint-Pierre*. Zone d'aménagement contrôlée (ZAC) et ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale des Trois-Rivières, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune.

PARENT, R. 1974. *Enquête sur le piégeage du Rat musqué dans le couloir fluvial entre Montréal et le lac Saint-Pierre*. Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement de la faune, Québec. Rapport technique n° 06-3.

PEARCE, P.A., J.E. ELLIOTT, D.B. PRAKALL et R.J. NORSTROM. 1989. «Organochlorine contaminants in eggs of seabirds in the northwest Atlantic, 1968-1984». *Environment Pollution, 56*: 217-235.

PÊCHES ET OCÉANS. 1994. *Aperçu des ressources halieutiques marines canadiennes.* Direction générale des communications, Ottawa.

PÊCHES ET OCÉANS. 1993. «Les phoques de la côte est du Canada», *Fiche d'information-Backgrounder (mise à jour 1994)*. Opération des pêches, Gestion du secteur, Ottawa. Fiche n° FI-AC-93-19F.

PÊCHES ET OCÉANS. 1991a. Coll. «Espèces en difficulté dans le Saint-Laurent. Du lac Saint-Pierre à Sept-Îles–Sainte-Anne-des-Monts». Direction de la gestion des pêches et de l'habitat, Québec. Série de 12 fiches signalétiques.

PÊCHES ET OCÉANS. 1991b. *Les pêches maritimes du Québec – Revue statistique annuelle 1989-1990*. Direction de l'économique, de la statistique et de l'informatique, Division de la statistique et de l'informatique, Québec.

PÊCHES ET OCÉANS. 1988. *Les cétacés du Canada*. Direction générale des communications, Ottawa. Coll. «Le monde sous-marin», fiche d'information.

PÊCHES ET OCÉANS. 1983. *Les eaux rouges*. Direction générale des communications, Ottawa. Coll. «Le monde sous-marin», fiche d'information.

PÊCHES ET OCÉANS. Coll. «Le monde sous-marin». Direction générale des communications, Ottawa. Fiches d'information.

PELLERIN, A. 1975. *Étude de la qualité des eaux*. Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent. Tomes 1 et 2.

PILOTE, S. 1993. Communication personnelle. Aquarium du Québec, Québec.

PINEL-ALLOUL, B., G. MÉTHOT et A. CATTANEO. 1991a. *Effets des niveaux de contamination des lacs fluviaux du Saint-Laurent sur la structure des communautés d'algues épiphytiques associées aux macrophytes : recherche d'indicateurs biologiques*. Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et en environnement aquatique (GRIL), Université de Montréal, pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

PINEL-ALLOUL, B., G. MÉTHOT et V. JARRY. 1991b. *Effets des niveaux de contamination des lacs fluviaux du Saint-Laurent sur la structure des communautés benthiques associées à l'interface eau-sédiments et aux macrophytes : recherche d'indicateurs biologiques. Étude-pilote au lac Saint-François*. Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et en environnement aquatique (GRIL), Université de Montréal, pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

PINEL-ALLOUL, B., G. MÉTHOT et L. ACHARD. 1981. *Étude des organismes planctoniques de la rivière Sainte-Anne, comté de Champlain, Québec*. Comité d'étude sur le Poulamon Atlantique. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la faune.

PLAFKIN, J.L., M.T. BARBOUR, K.D. PORTER, S.K. GROSS et R.M. HUGHES. 1989. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish*. U.S. Environmental Protection Agency, Assessment and Watershed Protection Division, Washington DC.

PLATT, T. 1972. «Local phytoplankton abundance and turbulence». *Deep-Sea Research, 19* : 183-187.

POWLES, H., F. AUGER et G.J. FITZGERALD. 1984. «Nearshore ichthyoplankton of a north temperate estuary». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 41* : 1653-1663.

PRAKASH, A., J.C. MEDCOF et A.D. TENNANT. 1971. *L'intoxication paralysante par les mollusques dans l'est du Canada*. Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Bulletin 177.

PRÉFONTAINE, G. 1936. «Additions à la liste d'espèces animales de l'estuaire du Saint-Laurent dans la région de Trois-Pistoles». *Mémoires de la Société royale du Canada*, n° 3, pp. 205-209.

PRÉFONTAINE, G. 1931. *Notes préliminaires sur la faune de l'estuaire du Saint-Laurent dans la région de Trois-Pistoles*. Université Laval, Québec. Rapport de la Station biologique du Saint-Laurent.

PRIEGEL, G.R. et T.L. WIRTH. 1975. *The Lake Sturgeon: Its Life History, Ecology and Management*. Department of Natural Resources, Wisconsin. Publication 240-70.

PROCÉAN inc. 1990. *Développement d'une approche statistique appliquée à la qualité bactériologique des secteurs coquilliers*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.

PROVENCHER, M. 1977. *Étude du phytoplancton du fleuve Saint-Laurent et de ses tributaires*. Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent. Rapport technique n° 9.

PROVENCHER, M. 1976. *Étude du périphyton et du phytoplancton de la Voie maritime du Saint-Laurent. La production primaire, phase 1*. Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent.

PROVOST, J., L. VERRET et P. DUMONT. 1984. *L'Alose savoureuse au Québec : synthèse des connaissances biologiques et perspectives d'aménagement des habitats*. Pêches et Océans. Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1793.

RAINVILLE, L. 1990. «First study of the zooplankton community of the Laurentian Trough (lower St. Lawrence Estuary): Composition, vertical structure and ecology». Thèse de doctorat, Université McGill, Montréal.

RAINVILLE, L. 1979. «Étude comparative de la distribution verticale et de la composition des populations de zooplancton du fjord du Saguenay et de l'estuaire maritime du Saint-Laurent». Thèse de maîtrise, Université Laval, Québec.

RAINVILLE, L.-A. et B.M. MARCOTTE. 1985. «Abundance, energy and diversity of zooplankton in the three water layers over slope depths in the lower St. Lawrence Estuary». *Naturaliste canadien, 112* : 97-103.

RAY, C.E., F. REINER, D.E. SERGEANT et C.N. QUESADA. 1982. *Notes on Past and Present Distribution of the Bearded Seal* Erignathus Barbatus *around the North Atlantic Ocean*. Memoirs of the Museum, Marine Series in Zoology, n° 2.

REED, A. 1993. Communication personnelle. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec.

REED, A. 1990. «Population dynamics in a successful species: Challenges in managing the increasing population of Greater snow geese». *Transactions 19th International Union Game Biologist Congress*, Trondheim, Norway, 1989, pp. 136-142.

REED, A. 1989. «Use of a freshwater tidal marsh in the St. Lawrence Estuary by Greater snow geese», dans R.R. SHARITZ et J.W. GIBBONS (édit.), *Freshwater Wetlands and Wildlife*. Comptes rendus d'un congrès tenu du 24 au 27 mars 1986 à Charleston, Caroline du Sud. US Department of Energy, Office of Scientific and Technical Information, Oak Ridge, Tennessee, n° 61, pp. 605-616.

REED, A. 1986. «Eiderdown harvesting and other uses of Common eiders in spring and summer», dans A. REED (édit.), *Les eiders au Canada*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec. Série de rapports, n° 47, pp. 138-146.

REED, A. et G. MOISAN. 1971. «The *Spartina* tidal marshes of the St. Lawrence Estuary and their importance to aquatic birds», *Naturaliste canadien, 98*: 905-922.

REED, A., P. DUPUIS, A. BOURGET et H.L. MENDALL. 1986. «Sous-espèces d'Eider à duvet hivernant dans le golfe du Saint-Laurent», dans A. REED (édit.), *Les eiders au Canada*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec. Série de rapports, n° 47, pp. 89-91,

REEVES, R.R. et E. MITCHELL. 1984. «Catch history and initial population of White whales (*Delphinapterus leucas*) in the River and Gulf of St. Lawrence, eastern Canada». *Naturaliste canadien, 111* : 63-121.

ROBERT, G. 1979. «Benthic molluscan fauna of the St. Lawrence Estuary and its ecology as assessed by numerical methods». *Naturaliste canadien, 106* (1): 211-227.

ROBERT, M. 1989. *Les oiseaux menacés du Québec*. Association québécoise des groupes d'ornithologues et Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec.

ROBERT, M. et P. LAPORTE. 1991. *Situations historiques et actuelles de la Pie-grièche migratrice au Québec*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec. Cahiers de biologie, n° 196.

ROBERT HAMELIN et associés inc. 1991. *Restauration et création du marais à scirpe dans l'estuaire du Saint-Laurent en aval de Québec. Rapport final*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec.

ROBITAILLE, J.-A. et Y. MAILHOT. 1989. *Dynamique et statut des populations de poissons du Saint-Laurent : état des connaissances*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction de la gestion des espèces et des habitats et Direction régionale Mauricie–Bois-Francs, Trois-Rivières. Rapport technique.

ROBITAILLE, J.-A. et G. OUELLETTE. 1991. *Problématique de la réintroduction du Bar rayé* (Morone saxatilis) *dans le Saint-Laurent*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats. Rapport technique.

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 problématique de la restauration des habitats de fraie dans la rivière Boyer*. Pêches et Océans. Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 2057.

ROBITAILLE, J.-A., Y. VIGNEAULT, G. SHOONER, C. POMERLEAU et Y. MAILHOT. 1988. *Modifications physiques de l'habitat du poisson dans le Saint-Laurent, de 1945 à 1984, et effets sur les pêches commerciales*. Pêches et Océans. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1608.

ROBITAILLE, J.-A., C. POMERLEAU et P.-J. PAULHUS. 1987. *Analyse sommaire des captures de la pêcherie expérimentale de l'Aquarium du Québec de 1971 à 1986*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la faune aquatique, Service des espèces d'eau fraîche et Direction régionale de Québec, Aquarium du Québec. Rapport technique n° 87-02.

ROCHE associés ltée (Groupe Conseil). 1984. *Forages hauturiers d'exploration dans le golfe du Saint-Laurent. Étude des répercussions environnementales. Tome 2 et Tome 4 (atlas cartographique)*. Préparé pour la Société québécoise d'initiative pétrolières (SOQUIP), Imperial Oil ltée, Petro-Canada Entreprises inc. et Western Star Investments ltée.

ROCHE et associés. 1982. *Études des communautés planctoniques du lac Saint-Louis et du bassin de La Prairie. Projet Lachine. Rapport Final*. Préparé pour Hydro-Québec, Direction Environnement, Montréal.

RODRIGUE, J. 1993. Données non publiées. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec.

RODRIGUE, J., J.-L. DESGRANGES et R. TITMAN. 1992. «Use of Peking ducks (*Anas platyrhynchos*) as a bioindicator of contamination by bioaccumulative substances in the natural environment (St. Lawrence River, Canada)», dans J. BOHAC (édit.), *Proceedings, VIth International Conference Bioindicatores Deteriorisationis Regionis*, Institute of Landscape Ecology CAS, Ceské Budejovice, Czechoslovakia, pp. 279-285.

ROSEBERRY, L. 1988. «Étude de la croissance et de la reproduction chez *Mya arenaria (Bivalvia : Mollusca)* dans la zone intertidale de l'estuaire du Saint-Laurent». Thèse de maîtrise, Université du Québec à Rimouski.

ROUSSEAU, M. 1983. *Algues 2. Variabilité spatio-temporelle des algues benthiques épilithiques et épiphytiques entre le 23 juin et le 25 octobre 1982*. Ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche, Service Archipel, Montréal. Rapport technique.

ROUSSEAU, M. et J. FERRARIS. 1984. *Algues 4. Synthèse de la variabilité spatio-temporelle des algues benthiques épilithiques et épiphytiques récoltées du 17 avril 1982 au 13 mars 1983*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service Archipel, Montréal. Rapport manuscrit.

ROY, S., P. MAYZAUD et P. SOUCHU. 1991. «Environnement physico-chimique et trophique d'un site mytilicole aux Îles-de-la-Madeleine (Québec) : II.– Matière particulaire, composition biochimique et productivité primaire», dans J.-C. THERRIAULT (édit.) *Le Golfe du Saint-Laurent : petit océan ou grand estuaire?* Comptes rendus d'un atelier-symposium tenu à l'Institut Maurice-Lamontagne (Mont-Joli) du 14 au 17 mars 1989. Pêches et Océans. Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques, n° 113, pp. 219-230.

RUNGE, J.A. et Y. SIMARD. 1990. «Zooplankton of the St. Lawrence Estuary: The imprint of physical processes on its composition and distribution», dans M.I EL-SABH et N. SILVERBERG (édit.), *Oceanography of a Large-scale Estuarine System: The St. Lawrence, Coastal and Estuarine Studies.* Springer-Verlag, New York, *39* : 296-320.

RUSCH, D.H., C. DAVIDSON ANKNEY, H. BOYD, J.R. LONGCORE, F. MONTALBANO III, J.K. RINGELMAN et V.D. STOTTS. 1989. «Population ecology and harvest of the American black duck: A review», *Wildlife Society Bulletin*, *17*(4) : 379-406.

SAINT-CYR, L., P.C. CAMPBELL et K. GUERTIN. 1992. *Évaluation de la biomasse et du contenu en métaux traces des plantes aquatiques submergées du lac Saint-Pierre, fleuve Saint-Laurent*. INRS-Eau pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Rapport scientifique n° 356.

SAINTE-MARIE, B. et F. HAZEL. 1992. «Moulting and mating of Snow crabs, *Chionocetes opilio (O. Fabricius)*, in shallow waters of the northwestern Gulf of St. Lawrence». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *49* : 1282-1293.

SAMEOTO, D.D. 1983. «Euphausiid distribution in acoustic scattering layers and its significance to surface swarms». *Journal of Plankton Research*, *5* : 129-143.

SAMEOTO, D.D. 1976. «Distribution of sound scattering layers caused by euphausiids and their relationship to chlorophyll *a* concentrations in the Gulf of St. Lawrence». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, *33* : 681-687.

SAVARD, J.-P. 1994. Communication personnelle. Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Service canadien de la faune, Québec.

SAVARD, J.-P. 1990. *Population de sauvagine hivernant dans l'estuaire du Saint-Laurent : écologie, distribution et abondance*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec. Série de rapports techniques, n° 89.

SAVARD, L. et M.-M. BOUDREAU. 1993. «Exploitation de la ressource». Colloque sur la crevette du Saint-Laurent. Février 1993.

SCF – SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE. 1990. *Répertoire des refuges d'oiseaux migrateurs et des aires de repos du Québec*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Québec.

SCF et ATLANTIC FLYWAY COUNCIL – SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE et ATLANTIC FLYWAY COUNCIL. 1981. *Un plan d'aménagement de la Grande Oie blanche*. Environnement Canada et U.S. Fish and Wildlife Service.

SCF et MLCP – SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE et MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE. 1986. *Plan de gestion de la sauvagine au Québec*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Québec.

SCHAFER, C.T., J.N. SMITH et R. CÔTÉ. 1990. «The Saguenay Fjord: A major tributary to the St. Lawrence Estuary», dans M.I. EL-SABH et N. SILVERBERG (édit.), *Oceanography of a Large-scale Estuarine System: The St. Lawrence. Coastal and Estuarine Studies.* Springer-Verlag, Berlin, *39* : 378-420.

SCHMITT, J. 1904. *Monographie de l'île d'Anticosti (golfe du Saint-Laurent)*. Plon-Nourrit et Cie, Paris.

SCOTT, W.B. et E.J. CROSSMAN. 1974. *Poissons d'eau douce du Canada.* Pêches et Océans, Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Bulletin n° 184.

SCOTT, W.B. et M.G. SCOTT. 1988. «Atlantic Fishes of Canada». *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences, 219.*

SEARS, R. 1993. Communication personnelle. Station de recherche des îles Mingan.

SELISKAR, D.M. 1988. «Waterlogging stress and ethylene production in the dune slack plant, *Scirpus americanus*». *Journal of Experimental Botany*, *39* : 1639-1648.

SÉRODES, J.-B. et J.-P. TROUDE. 1984. «Sedimentation cycle of a freshwater tidal flat in the St. Lawrence Estuary». *Estuaries, 7*(2) : 119-127.

SÉVIGNY, J.-M., M. SINCLAIR, M.I. EL-SABH, S. PONLET et A. COOTE. 1979. «Summer plankton distribution associated with the physical and nutriment properties of the northwestern Gulf of St. Lawrence». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 36* : 187-203.

SIMARD, R.-E. et A.C. BLACKWOOD. 1971a. «Ecological studies on yeasts in the St. Lawrence River, Canada». *Journal of Microbiology, 17* : 353-357.

SIMARD, R.-E. et A.C. BLACKWOOD. 1971b. «Yeasts from the St. Lawrence River, Canada». *Journal of Microbiology, 17* : 197-203.

SIMARD, Y. 1985. «Exploitation de l'acoustique sous-marine pour l'étude de la répartition spatiale et des rythmes de broutage du plancton dans un environnement turbulent». Thèse de doctorat, Université Laval, Québec.

SIMARD, Y., R. DE LADURANTAYE et J.-C. THERRIAULT. 1986a. «Aggregation of euphausiids along a coastal shelf in an upwelling environment». *Marine Ecology Progress Series, 32* : 203-215.

SIMARD, Y., G. LACROIX et L. LEGENDRE. 1986b. «Diel vertical migrations and nocturnal feeding of a dense coastal krill scattering layer (*Thysanœssa raschi and Meganyctiphanes norvegica*) in stratified surface waters». *Marine Biology, 91* : 93-105.

SIMARD, Y., G. LACROIX et L. LEGENDRE. 1985. «In situ twilight grazing rhythm during diel vertical migrations of a scattering layer of *Calanus finmarchicus*». *Limnology and Oceanography, 30* : 598-606.

SINCLAIR, M. 1978. «Summer phytoplankton variability in the lower St. Lawrence Estuary». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 35* : 1171-1185.

SINCLAIR, M., M. CHADWICK, D. CLAY, G. CHOUINARD, D. D'AMOURS, A. FRÉCHET, D. GASCON, P. HUDSON, E. LABERGE, T. LAMBERT, B. RANDALL, J. RUNGE et R. TALLMAN. 1991. «Rapport de l'atelier de travail sur les poissons», dans J.-C. THERRIAULT (édit.), *Le Golfe du Saint-Laurent : petit océan ou grand*

estuaire? Comptes rendus d'un atelier-symposium tenu à l'Institut Maurice-Lamontagne (Mont-Joli) du 14 au 17 mars 1989. Pêches et Océans. Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques, n° 113, pp. 31-45.

SINCLAIR, M., J.-P. CHANUT et M.I. EL-SABH. 1980. «Phytoplankton distributions observed during a three-day fixed station in the lower St. Lawrence Estuary». *Hydrobiologia*, *75* : 129-147.

SMITH, T.J. et W.E. ODUM. 1981. «The effects of grazing by Snow geese on coastal salt marshes». *Ecology*, *62* : 98-106.

SOLÉCO consultants inc. 1983. *Analyse et interprétation d'échantillons de benthos et de zooplancton récoltés dans divers habitats de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Laval.

STEVEN, D.M. 1974. *Primary and Secondary Production in the Gulf of St. Lawrence*. McGill University, Marine Sciences Centre, Montréal. Manuscript Report No. 26.

STEVEN, D.M. 1971. «International biological program study of the Gulf of St. Lawrence», dans E.M. HASSAN (coord.), *2nd Gulf of St. Lawrence Workshop*, Pêches et Océans, Institut océanographique de Bedford, Dartmouth, Nouvelle-Écosse, 30 novembre au 3 décembre 1970.

TASSÉ, G. 1992. Communication personnelle. Université du Québec à Montréal.

TEMPLEMAN, W. 1990. «Historical background to the Sealworm problem in eastern Canadian waters», dans W.D. BOWEN, «Population biology of Sealworm (*Pseudoterranova decipiens*) in relation to its intermediate and seal hosts». *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences*, *222*.

TESSIER, C., A. AUBIN et D. CHENEVIER. 1984. «Les facteurs élévation et distance dans la structure et la productivité d'une communauté riveraine de macrophytes», *Canadian Journal of Botany*, *62* : 2260-2266.

TESSIER, C., A. MAIRE et A. AUBIN. 1981. «Étude de la végétation des zones riveraines de l'archipel des Cent-îles du fleuve Saint-Laurent, Québec», *Canadian Journal of Botany*, *59* : 1526-1536.

THERRIAULT, J.-C. et M. LEVASSEUR. 1985. «Control of phytoplankton production in the lower St. Lawrence Estuary: Light and freshwater runoff». *Naturaliste canadien*, *112* : 77-96.

THERRIAULT, J.-C., L. LEGENDRE et S. DEMERS. 1990. «Oceanography and ecology of phytoplankton in the St. Lawrence Estuary», dans M.I. EL-SABH et N. SILVERBERG (édit.), *Oceanography of a Large-scale Estuarine System: The St. Lawrence*. *Coastal and Estuarine Studies*. Springer-Verlag, Berlin, *39* : 269-295.

THERRIAULT, J.-C., J. PAINCHAUD et M. LEVASSEUR. 1985. «Factors controlling the occurrence of *Protogaunyaulax tamarensis* and shelfish toxicity in the St. Lawrence Estuary: Freshwater runoff and the stability of the water column», dans D.M. ANDERSON, A.W. WHITE et D.C. BADEN (édit.), *Toxic Dinoflagellates*, Elsevier, New York, pp. 141-146.

THERRIEN, J., H. MARQUIS, G. SHOONER et P. BÉRUBÉ. 1991. *Caractérisation des habitats recherchés pour la fraie des principales espèces de poissons du fleuve Saint-Laurent (Cornwall à Montmagny)*. Groupe Environnement Shooner inc., pour Pêches et Océans et Environnement Canada.

THOMPSON, D.Q., R.L. STUCKEY et E.B. THOMPSON. 1987. *Spread, Impact, and Control of Purple Loosestrife* (Lythrum salicaria) *in North American Wetlands*. U.S. Fish and Wildlife Service, Fish Wildlife Research, vol. 2.

TOUSIGNANT, L. 1976. «Écologie du zooplancton dans le fleuve Saint-Laurent». Thèse de maîtrise, Université du Québec à Montréal.

TOUSIGNANT, L. 1974. *Le zooplancton de la région littorale du fleuve Saint-Laurent aux environs de la Centrale nucléaire Gentilly-1*. Hydro-Québec, Direction Environnement, Montréal.

TREMBLAY, J.-L. 1942. *Plancton. Rapport général de la Station biologique Saint-Laurent 1936-1942*.

TREMBLAY, R. 1992. Communication personnelle. Université de Montréal.

TRITES, R.W. et K.F. DRINKWATER. 1991. «The possible role of the surface circulation in the spread of PSP in the western Gulf of St. Lawrence in 1988», dans J.-C. THERRIAULT (édit.), *Le Golfe du Saint-Laurent : petit océan ou grand estuaire?* Comptes rendus d'un atelier-symposium tenu à l'Institut Maurice-Lamontagne (Mont-Joli) du 14 au 17 mars 1989. Pêches et Océans. Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques, n° 113, pp. 153-160.

TURGEON, L. 1991. «Redécouvrir le patrimoine euskarien de l'île aux Basques». *L'Euskarien*, *13*(6) : 25-34.

VANDEVELDE, T., L. LEGENDRE, J.-C. THERRIAULT, S. DEMERS et A. BAH. 1987. «Subsurface chlorophyll maximum and hydrodynamics of the water column». *Journal of Marine Research*, *45* : 377-396.

VERRETTE, J.-L. 1990. *Délimitation des principales masses d'eau du Saint-Laurent (Beauharnois à Québec)*. Consultants Hydriques (Les) pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

VILLEMURE, L. et P. LAMOUREUX. 1975. *Inventaire et biologie des populations de buccins* (Buccinum undatum *L.*) *sur la rive sud de l'estuaire maritime du Saint-Laurent*. Ministère de l'Industrie et du Commerce du Québec, Direction des pêches maritimes. Cahier d'information, n° 69.

VINCENT, B. 1990. «The macrobenthic fauna of the St. Lawrence Estuary», dans M.I. EL-SABH et N. SILVERBERG (édit.), *Oceanography of a Large-scale Estuarine System: The St. Lawrence*. *Coastal and Estuarine Studies*. Springer-Verlag, Berlin, 39 : 344-357.

VINCENT, B. 1984. «Étude écologique de la faune macrobenthique d'eau douce dans le Saint-Laurent (Québec)». Thèse de doctorat, Université scientifique et médicale de Grenoble, France.

VINCENT, B. 1983. «Variations spatiales et saisonnières de la structure de groupements macrobenthiques littoraux en climat froid». *Hydrobiologia*, *102* : 175-186.

VINCENT, B. 1981. «Profondeur, vase et courant, facteurs de micro-répartition transversale du benthos dans l'estuaire d'eau douce du Saint-Laurent (Québec)». *Canadian Journal of Zoology*, *59* : 2297-2305.

VINCENT, B. 1979. «Étude du benthos d'eau douce dans le haut-estuaire du Saint-Laurent (Québec)». *Canadian Journal of Zoology*, *57* : 2171-2182.

VINCENT, B. et M. GAUCHER. 1983. «Variations de la fécondité et de la structure des populations chez *Bithynia tentaculata* L. *(Gastropoda : Prosobranchia)*». *Canadian Journal of Zoology*, *61* : 2417-2423.

VINCENT, B. et G. VAILLANCOURT. 1980. «Les sangsues (*Annelida : Hirudinea*) benthiques du Saint-Laurent (Québec)». *Naturaliste canadien*, *107* : 21-33.

VINCENT, B. et G. VAILLANCOURT. 1978. «Étude des groupements benthiques du fleuve Saint-Laurent près du complexe nucléaire de Gentilly (Québec)». *Canadian Journal of Zoology*, *56* : 1585-1592.

VINCENT, B., H. RIOUX et M. HARVEY. 1991. «Factors affecting the structure of epiphytic gastropod communities in the St. Lawrence River (Québec, Canada)». *Hydrobiologia*, *220* : 57-71.

VINCENT, B., D. JOLY et C. BRASSARD. 1989. «Effets de la densité sur la croissance du bivalve *Macoma balthica* (L.) en zone intertidale». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *126* : 145-162.

VINCENT, B., G. DESROSIERS et Y. GRATTON. 1988. «Orientation of the infaunal bivalve *Mya arenaria* L. in relation to local current direction on a tidal flat». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *124* : 205-214.

VINCENT, B., C. BRASSARD et M. HARVEY. 1987. «Variations de la croissance de la coquille et de la structure d'âge du bivalve *Macoma balthica* (L.) dans une population intertidale de l'estuaire du Saint-Laurent (Québec)». *Canadian Journal of Zoology*, *65* : 1906-1916.

VINCENT, B., G. VAILLANCOURT, M. HARVEY et N. LAFONTAINE. 1983. «Variations spatio-temporelles de la faune macro-benthique dans le Saint-Laurent», *Archiv für Hydrobiologie*, *98* : 181-197.

VINCENT, B., N. LAFONTAINE et P. CARON. 1982. «Facteurs influençant la structure des groupements de macro-invertébrés benthiques et phytophiles dans la zone littorale du Saint-Laurent (Québec)». *Hydrobiologia*, *96* : 63-73.

VINCENT, G.-A. et Y. BERGERON. 1983. «La caractérisation d'herbiers aquatiques du lac des Deux Montagnes (Québec) à partir de paramètres physiques de l'eau». *Canadian Journal of Botany*, *61* : 400-411.

VLADYKOV, V.-D. 1959. «The effects on fisheries of man-made changes in fresh water in the province of Quebec». *The Canadian Fish-Culturist*, *25* : 7-12.

VLADYKOV, V.-D. 1944. *Études sur les mammifères aquatiques, III. Chasse, biologie et valeur économique du Marsouin blanc ou Béluga* (Delphinapterus leucas) *du fleuve et du golfe Saint-Laurent.* Contributions du Département des pêcheries du Québec, n° 14.

WAGEMAN, R., R.E.A. STEWART, P. BÉLAND et C. DESJARDINS. 1990. «Heavy metals and selenium in tissues of Beluga whales, *Delphinapterus leucas*, from the Canadian Arctic and the St. Lawrence Estuary», dans T.G. SMITH, D.J. ST. AUBIN et J.R. GERACI, «Advances in research on the Beluga whale, *Delphinapterus leucas*». *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences*, *224* : 191-206.

WENZELL, F.W. et R. SEARS. 1988. *A Note on Killer Whales in the Gulf of St Lawrence, Including an Account of an Attack on a Minke Whale*. Mingan Island Cetacean Study inc., Québec, Canada. Rit Fiskideildar, n° 11, pp. 202-204.

WETZEL, R.G. 1983. *Limnology*. Saunders Company, Philadelphie. Deuxième édition.

WHITEAVES, J.F. 1901. *Catalogue of Marine Invertebrate of Eastern Canada*. Geological Survey of Canada, No. 722.

WILLEY, A. 1932. *Preliminary Report on Copepod Plankton Collection by the Station Biologique du Saint-Laurent à Trois-Pistoles in July, 1931*. Rapport de la Station biologique Saint-Laurent, n° 1, pp. 82-84.

WILLEY, A. 1919. «Report on the copepoda obtained in the Gulf of St. Lawrence and adjacent waters, 1915», dans J. HJORT (édit.), *Canadian Fisheries Expedition, 1914-15*. Department of Naval Service, Ottawa, pp. 173-220.

AUTRES OUVRAGES CONSULTÉS

AQUATICUS. 1992. «Our lake – What's in it?». *Journal of the Shedd Aquarium, 23*(2).

BÉDARD, J. 1989. *Réserve nationale de faune des îles de l'estuaire : plan de gestion intégrée*. Sauvagîles ltée, pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec. Rapport final.

BÉDARD, J. 1988. *Gestion des populations de Cormorans à aigrettes dans l'estuaire du Saint-Laurent : résultats de l'étude pilote et recommandations d'intervention*. Préparé pour Canards Illimités, Québec.

BOUCHARD, I. 1991. *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, Équipe d'intervention Saint-Laurent.

BROUSSEAU, J. 1955. *Régime alimentaire du bar* (Roccus saxatilis) *du fleuve Saint-Laurent (Kamouraska, Rivière-Ouelle, Montmagny)*. Mémoire pour l'École supérieure des pêcheries, La Pocatière, Québec.

BULLETIN DES RECHERCHES HISTORIQUES (LE), 1930. «Historique des collèges électoraux du Bas-Canada». *36*(6) : 341-342.

CANTIN, M. et I. RINGUET. 1978. *Les oiseaux des îles de Contrecœur*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec.

CENTRE SAINT-LAURENT. 1990. *Les toxiques dans le Saint-Laurent, une menace invisible, mais réelle*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent», Feuillet d'information sur l'état du Saint-Laurent.

DÉLISLE, A., Y. DESCÔTEAUX et M. DENIS. 1978. *Le fleuve Saint-Laurent et la contamination bactériologique*. Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent. Annexe 10.

DRAINVILLE, G. 1968. «Le fjord du Saguenay. I. Contribution à l'océanographie». *Naturaliste canadien, 95* : 809-855.

ECKERSLEY, M.J. 1982. «Operation of the eel ladder at the Moses-Saunders Generating Station, Cornwall 1974-1979», dans K.H. LOFTUS (édit.), *Proceedings of the 1980 North American Eel Conference*. Ontario Fisheries Technical Report Series 4, pp. 4-7.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1993. *La conservation de la biodiversité*. Conservation et Protection, Région du Québec. Projet-pilote d'intégration régionale, Intégration écosystémique.

FERRARIS, J. et M. ROUSSEAU. 1983. *Algues. I. Variabilité spatio-temporelle des algues benthiques épilithiques et épiphytiques entre le 17 avril et le 29 juin 1982*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service Archipel, Montréal. Rapport technique n° 9.

FONTAINE, P.-M. 1992. «Quelques aspects de l'écologie du Marsouin commun *(Phocœna phocœna)* de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent». Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec.

FORRESTER, W.D. et P.E. VANDALL fils. 1968. *Ice volumes in the Gulf of St. Lawrence*. Pêches et Océans, Institut océanographique de Bedford, Dartmouth, Nouvelle-Écosse. Rapport n° 68-7.

GAUTHIER, J., D. LEHOUX et J. ROSA. 1980. *Les marécages intertidaux dans l'estuaire du Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec.

GIGUÈRE, M., A. NADEAU et B. LÉGARÉ. 1990. *Distribution et biologie du Pétoncle d'Islande* (Chlamys islandica) *de la côte nord du golfe du Saint-Laurent*. Pêches et Océans. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1748.

GILPIN, M.E. et M.E. SOULÉ. 1986. «Minimum viable populations : processes of species extinction», dans M.E. SOULÉ (édit.), *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates inc., Sunderland, Massachusetts, pp. 19-34.

GOUVERNEMENT DU CANADA. 1991. *L'état de l'environnement au Canada*. Groupe Communication Canada, Ottawa.

HARVEY, M., B. VINCENT et G. VAILLANCOURT. 1984. «Longévité, sexe-ratio, croissance et fécondité de *Viviparus georgianus* (Lea, 1834)». *Annales de l'Association canadienne-française pour l'avancement des sciences (ACFAS), 52e Congrès*, Québec.

HUDON, C. 1993. *Les algues du Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

HUDON, C., P. LEGENDRE, A. LAVOIE, J.-M.-M. DUBOIS et G. VIGEANT. 1991. «Effets du climat et de l'hydrographie sur le recrutement du Homard américain (*Homarus americanus*) dans le nord du golfe du Saint-Laurent», dans J.-C. THERRIAULT (édit.), *Le Golfe du Saint-Laurent : petit océan ou grand estuaire?* Comptes rendus d'un atelier-symposium tenu à l'Institut Maurice-Lamontagne (Mont-Joli) du 14 au 17 mars 1989. Pêches et Océans. Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques, n° 113, pp. 161-177.

MILLER, R.J., D.S. MOORE et J.D. PRINGLE. 1987. *Overview of the Inshore Lobster Resources in the Scotia-Fundy Region*. Canadian Atlantic Fisheries Scientific Advisory Commitee (CAFSAC). Res. Doc. 87/85.

NOBLE, D.G. 1990. *Les contaminants chez les oiseaux de mer du Canada*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Ottawa. Rapport sur l'état de l'environnement, rapport EDE n° 90-2.

NOËL, J.-G. et R.E. SIMARD. 1975. «Niveau de pollution du fleuve Saint-Laurent de Repentigny à Montmagny, I. Pollution microbienne». *Naturaliste canadien, 102* : 199-208.

OUELLET, P. et J.J. DODSON. 1985. «Dispersion and retention of anadromous Rainbow smelt (*Osmerus mordax*) larvae in the middle Estuary of the St. Lawrence». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 42* : 332-341.

PAINCHAUD, J. 1990. «La transition saline du Saint-Laurent : barrière ou lien entre les écosystèmes fluvial et marin?», dans D. MESSIER, P. LEGENDRE et C.-E. DELISLE (édit.), *Symposium sur le Saint-Laurent : un fleuve à reconquérir*. Comptes rendus, 3-5 novembre 1989, Montréal, Association des biologistes du Québec. Université de Montréal. Coll. «Environnement et géologie», vol. 11, pp. 225-237.

PÊCHES ET OCÉANS. 1993. *Les pêches maritimes du Québec. Statistiques mensuelles des débarquements par espèce*, 1984-1992.

PELLEGRIN, C. 1976. «Le chenal maritime du Saint-Laurent : caractéristiques et développement». *L'Ingénieur*, *312* : 27-31.

PELLETIER, M., R. VAILLANCOURT, S. HÉBERT, R. GREENDALE et Y. VIGNEAULT. 1990. *Habitats côtiers perturbés dans le réseau Saint-Laurent en aval de l'île d'Orléans*. Pêches et Océans. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1754.

ROBITAILLE, J.-A., R. FORTIN, Y. VIGNEAULT, G. OUELLETTE et C. LANGLOIS. 1994. «Man-made changes to the St. Lawrence River, Canada, since 1945 and their impact on fish and fisheries». Présenté au World Fisheries Congress, Athènes, Grèce, 3-8 mai, 1992.

ROBITAILLE, J.-A., F. MARCOTTE et G. TRENCIA. 1990. *Plan de restauration du bassin versant de la rivière Boyer et de l'habitat de fraie de l'Éperlan arc-en-ciel* (Osmerus mordax) *anadrome*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de Québec, Service d'aménagement et d'exploitation de la faune, Québec.

SEARS, R., F.W. WENZEL et J.M. WILLIAMSON. 1987. *Le Rorqual bleu. Catalogue des individus repérés dans l'Atlantique nord-ouest (golfe du Saint-Laurent)*. Station de recherche des îles Mingan.

SERGEANT, D.E. et W. HOEK. 1988. «An update of the status of White whales, *Delphinapterus leucas*, in the Saint Lawrence Estuary, Canada». *Biological Conservation*, *45* : 287-302.

SERGEANT, D.E, D.-J. ST-AUBIN et J.R. GERACI. 1980. «Life-history and northwest Atlantic status of the Atlantic wide-sided dolphin *Lagenorhynchus acutus*». *Cetology*, *37* : 1-12.

SÉRODES, J.-B. et M. DUBÉ. 1983. «Dynamique sédimentaire d'un estran à spartines (Kamouraska, Québec)». *Naturaliste canadien*, *110* : 11-26.

SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE. 1992. *Plan d'intervention sur l'Oie des neiges dans la vallée du Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Québec.

SERVICE DE L'INFORMATION ET DES STATISTIQUES. 1991. *Profil sectoriel de l'industrie bio-alimentaire au Québec*. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.

SLOTERDIJK, H. 1988. *Use of Young-of-the-year Fish as Bioindicators of Toxic Chemicals to Complement the Water Quality Network in the St. Lawrence River, Quebec Province*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction des eaux intérieures.

VINCENT, B. et M. HARVEY. 1985. «Dynamique de deux populations du gastéropode *Bithynia tentaculata* L. dans le Saint-Laurent (Québec)». *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fuer Limnologie*, *22* : 3288-3291.

VINCENT, B., G. VAILLANCOURT et M. HARVEY. 1981. «Cycle de développement, croissance, effectif, biomasse et production de *Bithynia tentaculata* L. (*Gastropoda : Prosobranchia*) dans le Saint-Laurent (Québec)». *Canadian Journal of Zoology*, *59* : 1237-1250.

VINCENT, B., G. VAILLANCOURT et N. LAFONTAINE. 1981. «Cycle de développement, croissance et production de *Pisidium amnicum* (*Mollusca : Bivalvia*) dans le Saint-Laurent (Québec)». *Canadian Journal of Zoology*, *59* : 2350-2359.

WETZEL, R.G. 1975. *Limnology*. Saunders Company, Philadelphie.

PARTIE 3

Socio-économie



Danielle Gingras



Environnement Canada, DEA



Pêches et Océans

RÉDACTION

Socio-économie

CONSORTIUM GAUTHIER & GUILLEMETTE CONSULTANTS ET COMMUNICATIONS SCIENCE-IMPACT

Rédacteur principal :	Pierre Fréchette
Collaborateurs et collaboratrice :	Anne Bédard Jean-Thomas Bernard Gaston Cadrin Marcel Daneau François Lupien Hubert Marcotte Benoît Massicotte Robert Saint-Louis Paul Villeneuve

ENVIRONNEMENT CANADA – RÉGION DU QUÉBEC

Centre Saint-Laurent

Collaboratrices :	Louise Quilliam Danielle Gingras

AUTRE CONSULTANT

Rédacteur :	Alain Webster

TABLE DES MATIÈRES

Liste des figures vii

Liste des tableaux ix

Introduction 1

3.1 Caractéristiques socio-économiques des quatre secteurs du fleuve 4

3.2 Transport maritime 7

3.2.1 Ports 7

3.2.2 Navigation fluviale 9

3.2.3 Importance économique 13

3.2.4 Effets du transport maritime 15

3.2.4.1 Déversements 16

3.2.4.2 Batillage 18

3.2.4.3 Déballastage 18

3.2.4.4 Dragage 19

3.2.4.5 Immersion de déchets en mer 22

3.2.5 Faits saillants 24

3.3 Production d'énergie 25

3.3.1 Électricité 25

3.3.1.1 Potentiel hydroélectrique 25

3.3.1.2 Distribution 28

3.3.2 Pétrole 29

3.3.3 Gaz naturel 32

3.3.4 Faits saillants 32

3.4 Pêche commerciale et aquiculture 35

3.4.1 Pêche commerciale en eaux douces 35

3.4.2 Pêche commerciale maritime 39

3.4.2.1 Morue de l'Atlantique : des captures en déclin ... 44

3.4.3 Aquiculture 45
3.4.4 Effets de la pêche commerciale 46
3.4.5 Faits saillants 47

3.5 Activités récréatives et touristiques 49
3.5.1 Vocation récréative du fleuve 49
3.5.1.1 Navigation de plaisance 49
3.5.1.2 Activités nautiques 53
3.5.1.3 Pêche sportive en eaux douces 54
3.5.1.4 Pêche hivernale 58
3.5.1.5 Contraintes de la pêche sportive 59
3.5.1.6 Chasse 62
3.5.1.7 Piégeage 62
3.5.2 Vocation touristique du fleuve 62
3.5.2.1 Tourisme de croisière 66
3.5.3 Faits saillants 71

3.6 Urbanisation des rives 73
3.6.1 Degré d'urbanisation des rives 73
3.6.2 Consommation domestique de l'eau 76
3.6.3 Effets de l'urbanisation 79
3.6.3.1 Eaux usées urbaines 79
3.6.3.2 Neige souillée 82
3.6.3.3 Empiétement sur les rives 85
3.6.4 Faits saillants 86

3.7 Activités industrielles 89
3.7.1 Caractérisation des activités industrielles 90
3.7.1.1 Secteur de la chimie organique 92
3.7.1.2 Secteur de la chimie inorganique 93
3.7.1.3 Secteur de la métallurgie 93
3.7.1.4 Secteur des pâtes et papiers 93
3.7.2 Évaluation de la toxicité des effluents industriels 94
3.7.2.1 Chimiotox : une mesure pondérée des diverses substances toxiques 96
3.7.3 Déchets dangereux 100
3.7.4 Faits saillants 101

3.8 Activités agricoles 103
3.8.1 Principaux changements survenus dans l'agriculture..... 103
3.8.2 Profil de l'agriculture sur les rives du Saint-Laurent..... 104
3.8.2.1 Cheptel 104
3.8.2.2 Productions végétales 105
3.8.2.3 Épandages de pesticides, d'engrais chimiques et de déjections animales 106
3.8.3 Effets de l'agriculture 107
3.8.3.1 Effets sur la qualité de l'eau 107
3.8.3.2 Empiétement sur les rives 108
3.8.4 Faits saillants 109

3.9 Réseau de conservation 110
3.9.1 Habitats ayant un statut légal 110
3.9.1.1 De juridiction fédérale 111
3.9.1.2 De juridiction provinciale 112
3.9.1.3 De juridiction fédérale-provinciale 116
3.9.1.4 D'autorité municipale 116
3.9.2 Conservation en l'absence de statut légal 116
3.9.3 Répartition spatiale des milieux protégés 117
3.9.4 Faits saillants 118

3.10 Intégration et conclusions 119
3.10.1 Synthèse des caractéristiques socio-économiques 119
3.10.2 Caractéristiques socio-économiques retenues pour déterminer l'état du Saint-Laurent 119
3.10.2.1 Transport maritime 121
3.10.2.2 Modifications du fond et de l'hydrodynamique 123
3.10.2.3 Modifications des rives 124
3.10.2.4 Rejets d'eaux urbaines usées 125
3.10.2.5 Rejets d'eaux industrielles usées 125
3.10.2.6 Pêche commerciale 126
3.10.2.7 Chasse et pêche sportives 127
3.10.2.8 Accessibilité aux rives et au fleuve 127

3.10.3 Influence des caractéristiques socio-économiques retenues 128
3.10.3.1 Caractéristiques influentes 128
3.10.3.2 Caractéristiques influencées 129

Références 131

LISTE DES FIGURES

3.1 Le Saint-Laurent parmi les grands fleuves 2

3.2 Le Saint-Laurent de long en large 5

3.3 Localisation des ports commerciaux 8

3.4 Pourcentage du nombre de voyages dont le tirant d'eau excède la hauteur d'eau minimale garantie 12

3.5 Tonnage total et proportion de marchandises dangereuses manutentionnées dans les quatre secteurs du fleuve 14

3.6 Volume de sédiments dragués de 1983 à 1991 21

3.7 Immersion de déchets dans le Saint-Laurent de 1976 à 1990 23

3.8 Production et transport d'énergie en bordure du Saint-Laurent ... 26

3.9 Industrie pétrolière en bordure du Saint-Laurent 30

3.10 Réseau de transport et de distribution du gaz naturel en bordure du Saint-Laurent 33

3.11 Secteurs de pêche en eaux douces (volume des prises par secteur en 1992) 36

3.12 Territoire de pêche maritime au Québec (volume des débarquements par secteur en 1992) 40

3.13 Débarquements de quatre espèces de poissons de fond de 1971 à 1992 45

3.14 Festivals liés au fleuve en 1991 50

3.15 Infrastructures de navigation de plaisance en 1988 52

3.16 Évolution des plages du Saint-Laurent 55

3.17 Aperçu de la pêche sportive en eaux douces entre 1983 et 1988 .. 57

3.18 Zones coquillières dans l'estuaire et le golfe de 1990 à 1992 58

3.19 Consommation recommandée pour différentes espèces dulcicoles 61

3.20 Chasse à la sauvagine 63

3.21 Les croisières sur le Saint-Laurent 67

3.22 Observation des baleines de 1984 à 1988 69

3.23 Municipalités riveraines comptant plus de 10 000 habitants en 1991 74

3.24 Utilisation riveraine des sols en 1989 75

3.25 Ponts, traversiers, traversées ferroviaires et routes en 1990 77

3.26 Municipalités avec prise d'eau dans le fleuve en 1991 78

3.27 Municipalités riveraines dotées de stations d'épuration en 1992 ... 81

3.28 Municipalités riveraines et zones inondables 87

3.29 Les 50 usines prioritaires en 1993 91

3.30 Évolution de l'indice Chimiotox par secteur industriel 95

3.31a Évolution de l'indice Chimiotox par secteur industriel pour le tronçon fluvial de 1988 à 1993 96

3.31b Évolution de l'indice Chimiotox par secteur industriel pour l'estuaire fluvial de 1988 à 1993 97

3.31c Évolution de l'indice Chimiotox par secteur industriel pour le moyen estuaire et le Saguenay de 1988 à 1993 98

3.31d Évolution de l'indice Chimiotox par secteur industriel pour l'estuaire maritime et le golfe de 1988 à 1993 99

3.32 Les bassins versants du Saint-Laurent 109

3.33 Aires protégées de compétence fédérale 113

3.34 Aires protégées de compétence provinciale 114

3.35 Superficie des milieux protégés ayant un statut légal en bordure du Saint-Laurent en 1992 (en hectares) 118

3.36 Principaux éléments structurants socio-économiques du Saint-Laurent 120

LISTE DES TABLEAUX

3.1 Caractéristiques des principaux ports du Saint-Laurent 10

3.2 Caractéristiques de la voie navigable du Saint-Laurent 11

3.3 Superficie des habitats du poisson modifiés par le dragage et la modification de l'écoulement de 1945 à 1988 (ha) 20

3.4 Volume annuel des matériaux dragués par secteur de 1983 à 1991 (m^3) 20

3.5 Rejets des raffineries de pétrole en 1988 et 1992 31

3.6 Portrait de la pêche commerciale au lac Saint-Pierre : volumes des débarquements de 1986 à 1992 (en tonnes) 38

3.7 Captures conservées et rejets de la pêche commerciale en eaux douces au Québec en 1992 (en tonnes) 39

3.8 Débarquements par espèces au Québec de 1984 à 1992 (en t. m.) 42

3.9 Le Saint-Laurent – Rampes de mise à l'eau, marinas et quais 53

3.10 Le Saint-Laurent – Haltes routières, belvédères et sites d'observation 71

3.11 Population riveraine desservie par une station d'épuration des eaux usées 80

3.12 Rejets urbains produits par habitant pour différentes variables physico-chimiques 83

3.13 Résumé des analyses pour les paramètres physico-chimiques étudiés dans la neige souillée de Montréal 84

3.14 Superficie des habitats du poisson modifiés par le remblayage, l'assèchement et l'empiétement de 1945 à 1988 86

3.15 Rejets d'eaux usées et de polluants par les 50 usines du PASL en 1992 92

3.16 Profil des activités agricoles dans les municipalités riveraines du Saint-Laurent en 1991 105

3.17 Réseau des milieux naturels protégés sur les rives du Saint-Laurent selon le niveau de juridiction (1992) 111

Introduction

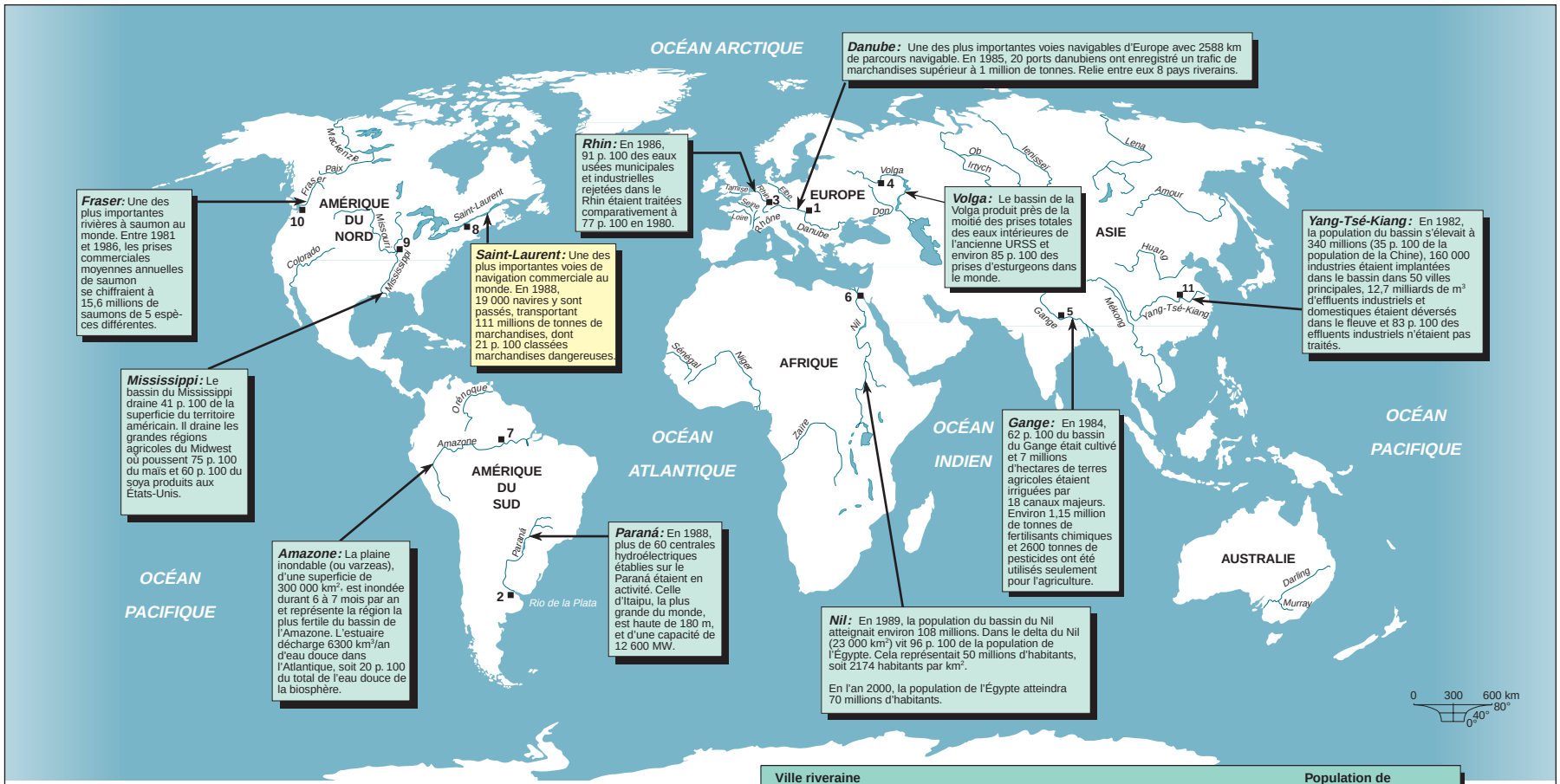
Depuis le peuplement de l'Amérique du Nord par les Amérindiens, le Saint-Laurent a toujours joué et joue encore un rôle de premier plan dans la vie sociale et économique des populations qui ont habité ses rives. Il a été tour à tour voie de pénétration et de transport ouvrant le continent au peuplement et au commerce, et pourvoyeur de matières premières, de nourriture et d'énergie. S'il a été une cause prépondérante de la hausse du niveau de vie de la population au cours des 150 dernières années, le fleuve Saint-Laurent a en contrepartie été grandement transformé par l'urbanisation et l'industrialisation qui ont accompagné le développement socio-économique.

Certes, le Saint-Laurent, classé parmi les grands fleuves du monde, n'est pas celui dont les rives sont les plus peuplées ou dont les eaux sont les plus polluées (figure 3.1). Par exemple, le bassin du Yang-Tsé-Kiang, en Chine, accueillait en 1982 environ 340 millions d'habitants, 160 000 industries et recevait quotidiennement 12,7 milliards de mètres cubes d'effluents domestiques et industriels, dont 83 p. 100 n'étaient pas traités. La région métropolitaine de Montréal, principale agglomération urbaine sur le Saint-Laurent, avec un peu plus de trois millions d'habitants, est loin d'atteindre l'importance de Londres (6,8 millions) sur la Tamise, de Paris (8,7 millions) sur la Seine, du Caire (8,5 millions) sur le Nil et de Buenos Aires (9,9 millions) sur le Rio de la Plata. Mais même si le Saint-Laurent n'est pas le plus perturbé de ces grands fleuves, les stress auxquels il est soumis et leur importance demeurent élevés.

Parce que les stress découlant des activités socio-économiques qui caractérisent le Saint-Laurent peuvent affecter l'état général de ce fleuve, il est donc essentiel de prendre en considération les caractéristiques socio-économiques

FIGURE 3.1

Le Saint-Laurent parmi les grands fleuves



Danube : Une des plus importantes voies navigables d'Europe avec 2588 km de parcours navigable. En 1985, 20 ports danubiens ont enregistré un trafic de marchandises supérieur à 1 million de tonnes. Relie entre eux 8 pays riverains.

Rhin : En 1986, 91 p. 100 des eaux usées municipales et industrielles rejetées dans le Rhin étaient traitées comparativement à 77 p. 100 en 1980.

Fraser : Une des plus importantes rivières à saumon au monde. Entre 1981 et 1986, les prises commerciales moyennes annuelles de saumon se chiffraient à 15,6 millions de saumons de 5 espèces différentes.

Saint-Laurent : Une des plus importantes voies de navigation commerciale au monde. En 1988, 19 000 navires y sont passés, transportant 111 millions de tonnes de marchandises, dont 21 p. 100 classées marchandises dangereuses.

Volga : Le bassin de la Volga produit près de la moitié des prises totales des eaux intérieures de l'ancienne URSS et environ 85 p. 100 des prises d'esturgeons dans le monde.

Yang-Tsé-Kiang : En 1982, la population du bassin s'élevait à 340 millions (35 p. 100 de la population de la Chine), 160 000 industries étaient implantées dans le bassin dans 50 villes principales, 12,7 milliards de m³ d'effluents industriels et domestiques étaient déversés dans le fleuve et 83 p. 100 des effluents industriels n'étaient pas traités.

Mississippi : Le bassin du Mississippi draine 41 p. 100 de la superficie du territoire américain. Il draine les grandes régions agricoles du Midwest où poussent 75 p. 100 du maïs et 60 p. 100 du soya produits aux États-Unis.

Amazone : La plaine inondable (ou varzeas), d'une superficie de 300 000 km², est inondée durant 6 à 7 mois par an et représente la région la plus fertile du bassin de l'Amazone. L'estuaire décharge 6300 km³/an d'eau douce dans l'Atlantique, soit 20 p. 100 du total de l'eau douce de la biosphère.

Paraná : En 1988, plus de 60 centrales hydroélectriques établies sur le Paraná étaient en activité. Celle d'Itaipu, la plus grande du monde, est haute de 180 m, et d'une capacité de 12 600 MW.

Gange : En 1984, 62 p. 100 du bassin du Gange était cultivé et 7 millions d'hectares de terres agricoles étaient irriguées par 18 canaux majeurs. Environ 1,15 million de tonnes de fertilisants chimiques et 2600 tonnes de pesticides ont été utilisés seulement pour l'agriculture.

Nil : En 1989, la population du bassin du Nil atteignait environ 108 millions. Dans le delta du Nil (23 000 km²) vit 96 p. 100 de la population de l'Égypte. Cela représentait 50 millions d'habitants, soit 2174 habitants par km².

En l'an 2000, la population de l'Égypte atteindra 70 millions d'habitants.

Autres villes riveraines importantes :

Hambourg, Allemagne (Elbe) : 1 617 800 hab.

Kinshasa, Zaïre (Zaïre) : 2 444 000 hab.

Londres, Angleterre (Tamise) : 6 755 000 hab.

Paris, France (Seine) : 8 700 000 hab.

Ville riveraine importante	Fleuve	Pays	Population de l'agglomération urbaine
1. **Budapest**	Danube	Hongrie	2 090 000
2. **Buenos Aires**	Rio de la Plata (embouchure du Paraná)	Argentine	9 948 000
3. **Cologne (Kôln)**	Rhin	Allemagne	932 400
4. **Gorki**	Volga	Russie	1 392 000
5. **Kânpur**	Gange	Inde	1 539 000
6. **Le Caire**	Nil	Égypte	8 540 000
7. **Manaus**	Amazone	Brésil	635 000
8. **Montréal**	Saint-Laurent	Canada	2 922 000
9. **St. Louis**	Mississippi	États-Unis	2 938 400
10. **Vancouver**	Fraser	Canada	1 381 000
11. **Wuhan**	Yang-Tsé-Kiang	Chine	3 832 000

Source : CSL, 1993.

pour obtenir un bilan complet du Saint-Laurent. De plus, le suivi de certaines de ces caractéristiques permet de décrire les changements survenus par rapport à l'usage que l'on fait collectivement de cette richesse patrimoniale.

La présente partie fait donc le point sur les caractéristiques socio-économiques du fleuve Saint-Laurent pour permettre d'intégrer ces informations à l'ensemble des connaissances et de poser un diagnostic sur l'état de ce fleuve. Nous prendrons en même temps la mesure de notre ignorance sur le plan socio-économique quand on considère le fleuve comme point de référence. En effet, à l'exception des activités de transport et de la pêche, la plupart des informations de nature statistique et administrative ne sont pas recueillies en fonction du Saint-Laurent, de sorte que les possibilités d'analyse et de synthèse sont plus limitées.

Après une rapide description des quatre secteurs du fleuve, on analyse dans un premier temps les activités humaines se déroulant à même le fleuve, c'est-à-dire le transport maritime, la production d'énergie, la pêche commerciale et les activités récréatives et touristiques. Sont examinées ensuite les activités humaines en bordure du fleuve soit : l'urbanisation, les activités industrielles, l'agriculture ainsi que le réseau de conservation.

3.1

Caractéristiques socio-économiques des quatre secteurs du fleuve

Tout comme pour la partie 1 du présent ouvrage, le fleuve a été divisé en quatre secteurs : tronçon fluvial, estuaire fluvial, moyen estuaire et Saguenay, estuaire maritime et golfe.

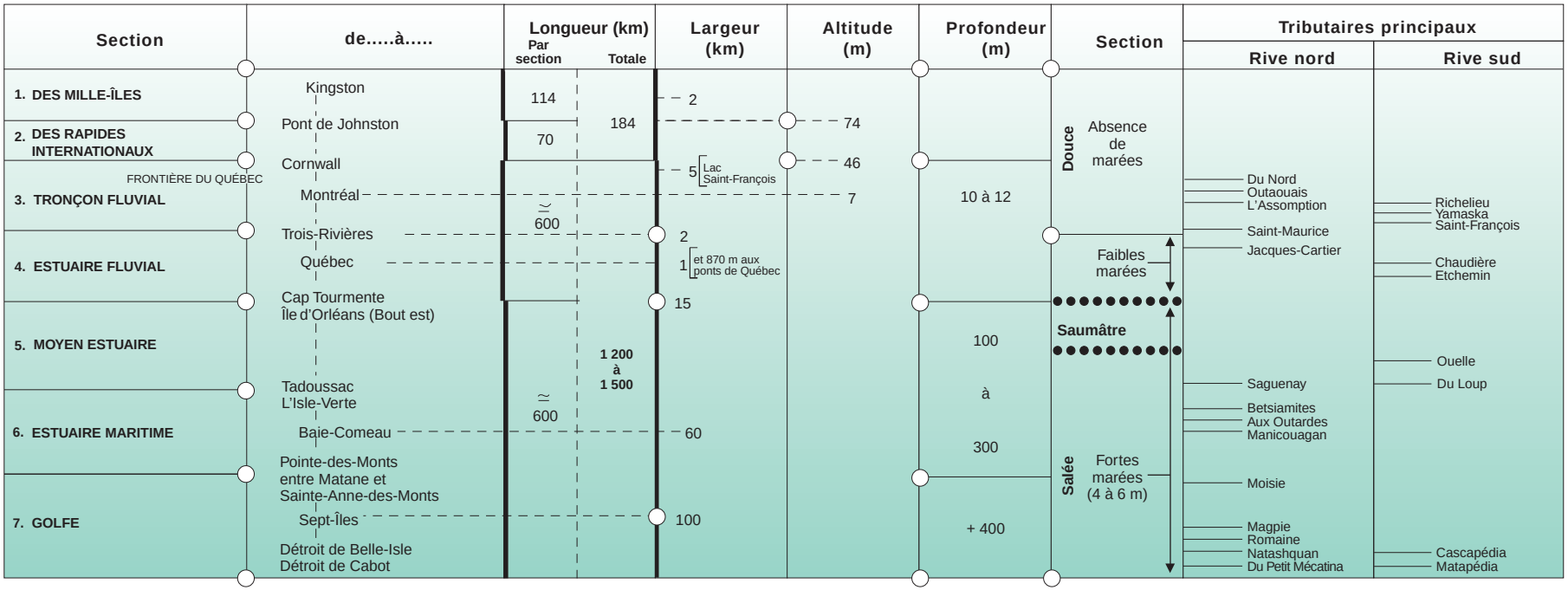
C'est dans le tronçon fluvial, qui s'étend sur 225 km entre Cornwall et l'extrémité est du lac Saint-Pierre (figure 3.2), que sont concentrées une majorité de la population et de l'activité économique rencontrées le long du fleuve. À elle seule, la population de la région métropolitaine de Montréal s'élève aujourd'hui à plus de trois millions d'habitants, soit près de 50 p. 100 de la population du Québec.

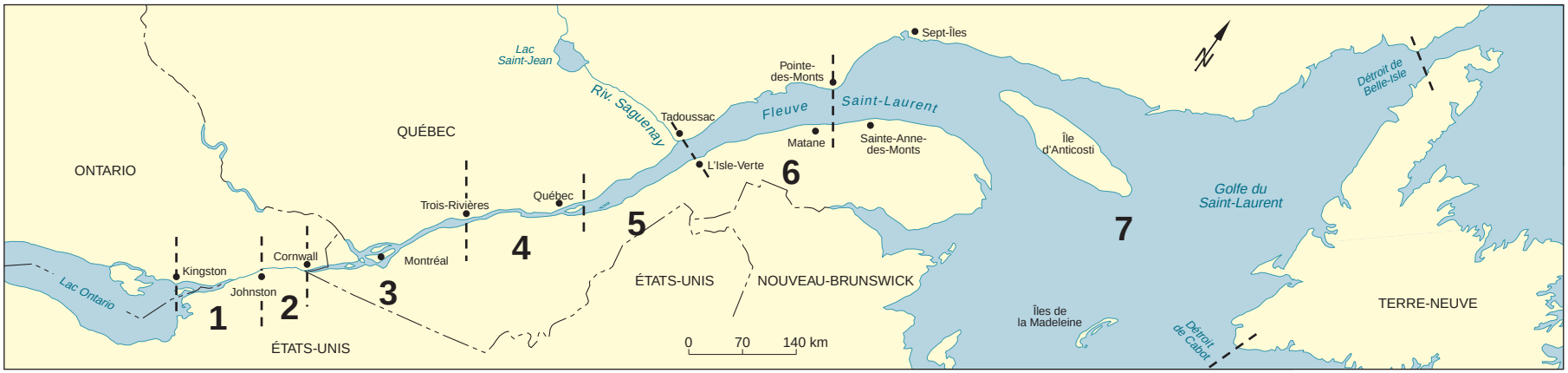
Dès sa sortie du lac Saint-François, le Saint-Laurent a été harnaché afin de produire de l'énergie hydroélectrique. Les premières industries manufacturières du Québec se sont donc implantées le long des rives de ce secteur afin de profiter de l'énergie hydraulique et de l'abondante main-d'œuvre. Les rapides de Lachine, qui faisaient obstacle à la navigation au début de la colonie française, ont favorisé le développement du port de Montréal et de la ville elle-même. Tout le tronçon fluvial est également propice à la pêche commerciale et sportive en eau douce et à la chasse à la sauvagine, principalement au lac Saint-Pierre. Finalement, les riches terres agricoles de ce secteur sont utilisées surtout pour la culture du fourrage et du maïs.

L'estuaire fluvial, qui s'étend sur 160 km entre Trois-Rivières et l'extrémité est de l'île d'Orléans, est sensiblement moins peuplé que le secteur précédent, mais il s'y trouve tout de même deux agglomérations urbaines importantes, Trois-Rivières et Québec. Cette dernière possède une industrie manufacturière relativement diversifiée, mais beaucoup moins importante que

FIGURE 3.2

Le Saint-Laurent de long en large





Source : Adapté de CSL, 1993.

celle de Montréal, les services gouvernementaux constituant la base de sa prospérité. Québec profite aussi d'un port en eau profonde (15 m de hauteur d'eau à marée basse) ouvert à l'année qui fut longtemps le port le plus important du Canada. Quant à Trois-Rivières, sa situation géographique au confluent du Saint-Maurice et du Saint-Laurent a toujours joué un rôle important dans son développement. Entre ces deux villes, la plaine agricole du Saint-Laurent offre des terres fertiles qui sont utilisées pour la culture fourragère et pour l'élevage intensif d'animaux comme le porc.

Le moyen estuaire s'étend sur près de 200 km entre l'île d'Orléans et l'embouchure du Saguenay et comprend cette imposante rivière. Le principal centre d'activité économique est la conurbation Jonquière-Chicoutimi où l'énergie hydroélectrique a amené l'implantation d'une importante aluminerie et, par voie de conséquence, d'une grande source de pollution. Le caractère pittoresque de ce secteur a favorisé la croissance des activités récréatives et touristiques, surtout sur la rive nord, dans la région de Charlevoix. Sur la rive sud, l'agriculture est encore présente, tout comme l'activité manufacturière dans des centres comme Montmagny et La Pocatière.

L'estuaire maritime, qui s'étend de Tadoussac jusqu'au golfe, est tout simplement gigantesque. Relativement peu peuplé si l'on considère l'immensité de ses rives, ce territoire est utilisé essentiellement pour ses ressources naturelles. C'est ainsi que la pêche a donné naissance aux villages de la péninsule gaspésienne et de la Côte-Nord et que l'exploitation du minerai de fer et du bois a fait naître les villes de Sept-Îles et de Baie-Comeau. Ce territoire est aussi un lieu privilégié de contact avec la nature et son immensité favorise le développement d'activités touristiques liées à l'observation des paysages naturels (îles de l'Archipel de Mingan, Percé) et de certaines espèces fauniques telles que les mammifères marins à l'embouchure de la rivière Saguenay, les Fous de Bassan à l'île Bonaventure.

3.2

Transport maritime

Le Saint-Laurent a de tout temps été utilisé pour le transport des marchandises commerciales. Le fleuve permet aujourd'hui de relier entre eux les ports du Québec mais surtout de les relier aux ports des Grands Lacs ainsi qu'à ceux de l'ensemble de l'Atlantique. Cette situation fait du fleuve Saint-Laurent l'une des plus importantes voies fluviales pour le transport maritime en Amérique du Nord.

3.2.1 PORTS

Les ports dont il sera question ici sont utilisés pour le transport maritime, essentiellement là où l'on manutentionne des marchandises à des fins commerciales; les ports de débarquement des produits de la pêche sont traités dans la section 3.4.

On dénombre, sur les rives du Saint-Laurent, près de 40 ports commerciaux pouvant accueillir des navires de tailles et de types variés allant de la barge au vraquier géant de 300 000 t. La structure portuaire est assez complexe et plusieurs organismes se partagent la gestion de ces ports (figure 3.3). Les ports de Montréal, Québec, Trois-Rivières, Sept-Îles et Port-Saguenay relèvent de la Société canadienne des ports. Ces ports sont d'une importance primordiale puisqu'ils accueillaient 55 p. 100 du trafic total sur le Saint-Laurent en 1992 (Garde côtière canadienne, 1993). Les ports de Montréal et de Québec ont le statut de société portuaire locale qui leur confère un degré d'autonomie important, alors que les trois autres sont des ports divisionnaires gérés par la Société canadienne des ports.

La Garde côtière canadienne, par sa Direction des havres et ports, gère un réseau d'une cinquantaine d'installations portuaires, dont 25 ports commerciaux sur les rives du Saint-Laurent. Ce sont surtout des ports d'importance locale servant à alimenter des petites municipalités situées en grande majorité dans

FIGURE 3.3

Localisation des ports commerciaux



Source : À partir des données de Garde côtière canadienne, 1991.

l'estuaire et sur la côte nord du golfe. Le tonnage total manutentionné en 1992 dans ces 25 ports commerciaux s'élevait à 1,7 million de tonnes comparativement à 60 millions de tonnes pour les cinq ports du réseau de la Société canadienne des ports (Garde côtière canadienne, 1993).

Les ports de Gros-Cacouna, Sandy Beach et Rimouski sont les plus importants du réseau de havres et ports, le tonnage manutentionné dans ces ports représentant plus de 60 p. 100 du trafic des 25 ports commerciaux de ce réseau.

Le port de Bécancour est sous la compétence du gouvernement du Québec, plus particulièrement du ministère de l'Industrie, du Commerce et de la Technologie. Le port de Valleyfield est la propriété de la municipalité de Valleyfield. Enfin, certaines installations portuaires appartiennent à des intérêts privés comme c'est le cas à Port-Cartier et à Forestville. Rappelons que certains ports comme ceux de Sorel, Baie-Comeau, Matane et Havre-Saint-Pierre possèdent des installations privées et publiques.

Des 40 ports situés au Québec, 12 peuvent être considérés de grande importance, le tonnage manutentionné excédant le million de tonnes (tableau 3.1). Parmi ces 12 ports, trois sont situés dans le tronçon fluvial (Montréal, Contrecœur et Sorel), trois dans l'estuaire fluvial (Québec, Bécancour et Trois-Rivières), un dans le moyen estuaire et le Saguenay (Baie-des-Ha! Ha!) et cinq dans l'estuaire maritime et le golfe (Port-Cartier, Sept-Îles, Baie-Comeau, Havre-Saint-Pierre et Cap-aux-Meules).

Notons que pour la plupart de ces ports, le trafic international constitue plus de 50 p. 100 du tonnage manutentionné. Pour les ports de Sorel et de Havre-Saint-Pierre, le trafic international ne représente respectivement que 30 p. 100 et 2 p. 100 du tonnage manutentionné. La manutention du minerai de titane (ilménite), qui est transformé à Tracy, représente le gros des activités dans ces deux ports (MTQ, 1993b).

3.2.2 NAVIGATION FLUVIALE

La voie navigable de la partie québécoise du Saint-Laurent se divise en quatre sections : une voie de navigation naturelle constituée par l'estuaire maritime, située entre le golfe et Les Escoumins; un chenal de navigation qui se divise en deux tronçons – le premier s'étendant des Escoumins à Québec est constitué d'un chenal naturel dans sa majeure partie et d'un chenal creusé et entretenu dans le secteur de l'île d'Orléans et le second, qui va de Québec à Saint-Lambert, est constitué sur toute sa longueur d'un chenal creusé et entretenu; la voie maritime du Saint-Laurent qui va de Saint-Lambert à Cornwall est constituée d'un chenal entièrement dragué et dont le niveau d'eau est régularisé par

TABLEAU 3.1
Caractéristiques des principaux* ports du Saint-Laurent

Port	Tonnage manutentionné en 1992 (t)	Nombre de postes d'amarrage	Longueur des postes d'amarrage (m)	Nombre d'arrivées en 1991**
Port-Cartier	21 423 331	5	1 217	601
Sept-Îles	19 093 864	7	1 785	663
Montréal-Contrecœur	17 471 212	113	18 900	2 710
Québec	15 926 941	31	9 500	1 457
Baie-Comeau	6 801 055	11	1 920	682
Sorel	4 365 086	10	1 640	268
Baie-des-Ha! Ha! (Port-Alfred)	3 916 328	4	947	193
Havre-Saint-Pierre	2 545 213	3	353	164
Bécancour	1 579 371	5	1 123	118
Trois-Rivières	1 411 588	16	2 666	150
Cap-aux-Meules	1 379 026	–	–	103

**Tonnage > 1 000 000 tonnes.*
***Les arrivées peuvent comprendre les mouvements de navire à l'intérieur d'un même port.*

Sources : Garde côtière canadienne, 1993, 1991; Ferland, 1993; Statistique Canada, 1993, 1992.

des écluses; finalement, le Saguenay dont la voie de navigation est constituée d'un chenal naturel de son embouchure jusqu'à La Baie et d'un chenal creusé et entretenu pour sa partie supérieure jusqu'à Chicoutimi. Le tableau 3.2 donne les caractéristiques de chacune de ces sections pour ce qui est de la largeur, de la hauteur d'eau minimale garantie à marée basse et de la capacité maximale approximative des navires.

Les contraintes physiques imposées par la profondeur du chenal, donc de la hauteur d'eau utilisable, limitent la taille des navires fréquentant les différents secteurs du fleuve. La hauteur d'eau utilisable est constituée par le niveau d'eau disponible moins le facteur de dégagement sous quille. Ce facteur, représenté par un certain nombre de centimètres de hauteur d'eau, constitue la marge nécessaire à la manœuvre sécuritaire des navires et varie en fonction de leurs dimensions. Bien que le tonnage ne soit pas comme tel un élément limitatif, d'une façon générale on peut dire que les navires ayant un tonnage supérieur à 150 000 t de port en lourd ne se rendent pas en amont de Québec, ce secteur n'étant physiquement accessible qu'aux navires de tonnage inférieur. Compte tenu des variations saisonnières des niveaux d'eau ainsi que de la présence du phénomène de marée, on note un certain nombre de navires de grandes dimensions, particulièrement des navires-citernes (dans une proportion de 3 à 5 p. 100

TABLEAU 3.2
Caractéristiques de la voie navigable du Saint-Laurent

Section	Largeur (m)	Hauteur d'eau minimale garantie à marée basse (m)	Capacité maximale des navires (t)*
Golfe-Les Escoumins	>300	>15,0	>150 000
Saguenay	>300	>15,0	70 000
Les Escoumins-Québec	300	12,5	150 000
Québec – Saint-Lambert	240	11,0	60 000
Saint-Lambert – Cornwall	60	8,2	25 000

**Correspond au port en lourd, soit le poids total admissible que prend un navire : passagers, équipage, cargaison, combustible.*

Source : CSL et Université Laval, 1991b.

des voyages), qui ont effectué des voyages avec un tirant d'eau excédant la hauteur d'eau minimale garantie, publiée sur les cartes marines. Ceci est principalement le cas pour la traverse du Nord où des navires ayant un tirant d'eau supérieur à 15,2 m peuvent, en utilisant une fenêtre de marée propice, traverser un chenal dont la hauteur d'eau garantie à marée basse est de 12,5 m (figure 3.4).

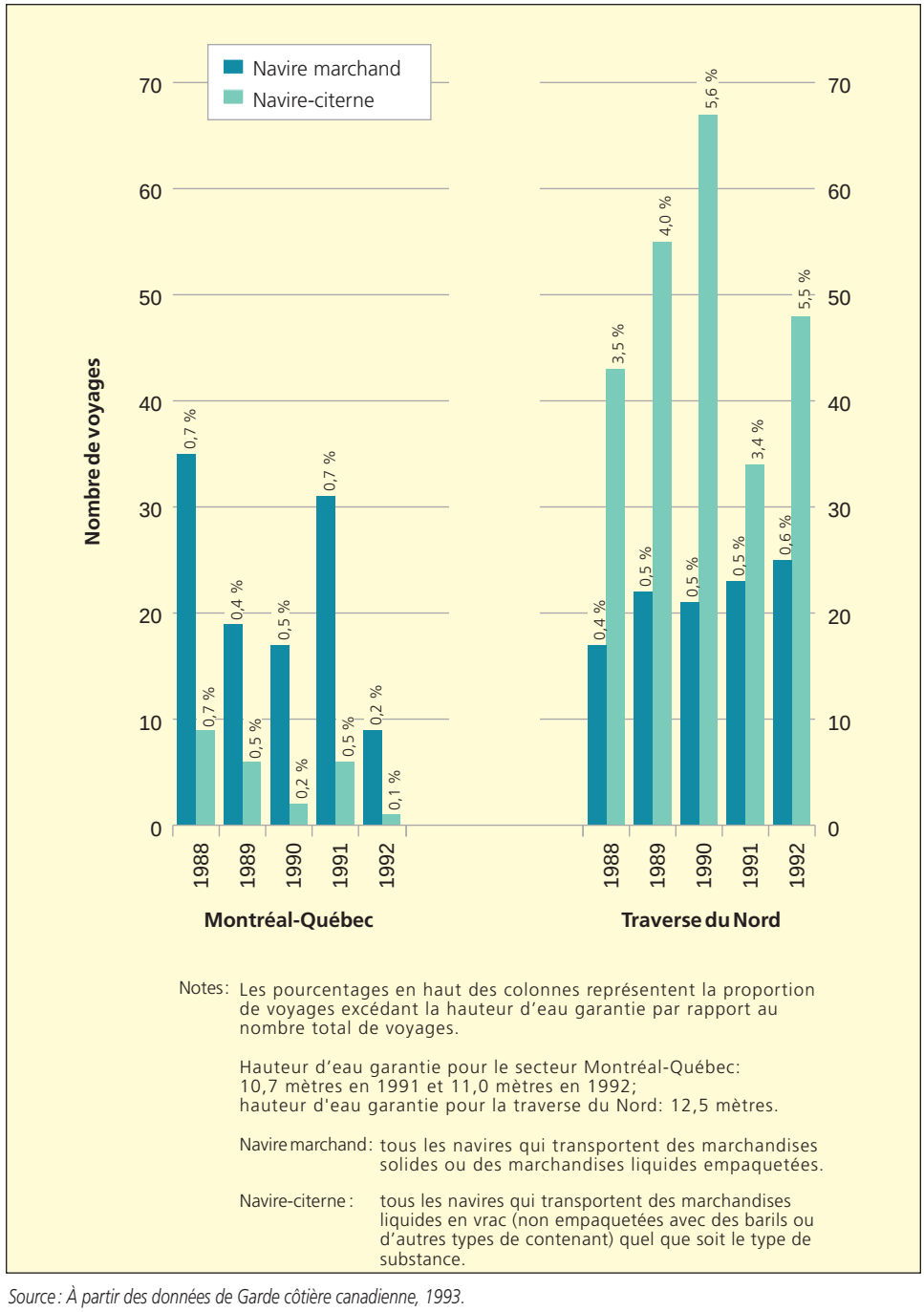
En 1991, 87 p. 100 des navires ayant circulé sur le fleuve avaient un port en lourd inférieur à 50 000 t et 94 p. 100 des navires pouvaient se rendre jusqu'à l'écluse de Saint-Lambert puisque leur tirant d'eau était inférieur à 11 m (Garde côtière canadienne, 1993).

Avec son couvert de glace hivernal, l'étroitesse et la sinuosité de son chenal, le fleuve Saint-Laurent est une voie navigable exigeant une connaissance approfondie des lieux. Ainsi, les navires doivent se prévaloir des services d'un pilote afin de diminuer le risque maritime. Sur le fleuve, les courants de marées peuvent atteindre 4 à 6 nœuds (7 à 11 km/h). Les vents ainsi que leur vitesse varient considérablement et peuvent atteindre plus de 50 nœuds (100 km/h). La pluie et plus particulièrement le brouillard et la neige peuvent réduire la visibilité à zéro sur des périodes de plusieurs heures.

En dépit des difficultés qu'il pose à la navigation, le fleuve est très fréquenté. En 1991, la Garde côtière canadienne enregistrait 10 461 voyages de navires commerciaux dans les eaux du Saint-Laurent, sans compter les 867 navires de passagers et les milliers de plaisanciers (Garde côtière canadienne, 1993). Le secteur du fleuve situé entre Cacouna et Sept-Îles était le plus fréquenté avec, en 1991, 6953 voyages de navires commerciaux. Le tronçon Montmagny-Cacouna était le moins fréquenté avec tout de même 5312 voyages de navires. Les secteurs de Cornwall à Trois-Rivières et de Trois-Rivières à Montmagny ont, quant à

FIGURE 3.4

Pourcentage du nombre de voyages dont le tirant d'eau excède la hauteur d'eau minimale garantie



Notes: Les pourcentages en haut des colonnes représentent la proportion de voyages excédant la hauteur d'eau garantie par rapport au nombre total de voyages.

Hauteur d'eau garantie pour le secteur Montréal-Québec: 10,7 mètres en 1991 et 11,0 mètres en 1992; hauteur d'eau garantie pour la traverse du Nord: 12,5 mètres.

Navire marchand: tous les navires qui transportent des marchandises solides ou des marchandises liquides empaquetées.

Navire-citerne : tous les navires qui transportent des marchandises liquides en vrac (non empaquetées avec des barils ou d'autres types de contenant) quel que soit le type de substance.

Source : À partir des données de Garde côtière canadienne, 1993.

eux, vu passer respectivement 6813 et 6175 voyages de navires durant la même période.

C'est le Service de trafic maritime (STM) de la Garde côtière qui est chargé de la gestion de ce trafic. Le système STM permet au gouvernement canadien de suivre le mouvement de tous les navires commerciaux actifs sur le fleuve, de déclencher une alerte en cas de tragédie et d'assurer la coordination des communications lors des activités de recherche et de sauvetage.

Tous les navires commerciaux dont la longueur excède 20 m sont tenus de se conformer à la réglementation sur les zones de service du trafic maritime, d'obtenir les autorisations de transit, de fournir les informations requises telles que le contenu de leur cargaison, les conditions de navigation du secteur où ils se trouvent, leur destination finale ainsi que toutes les défectuosités les affectant.

3.2.3 IMPORTANCE ÉCONOMIQUE

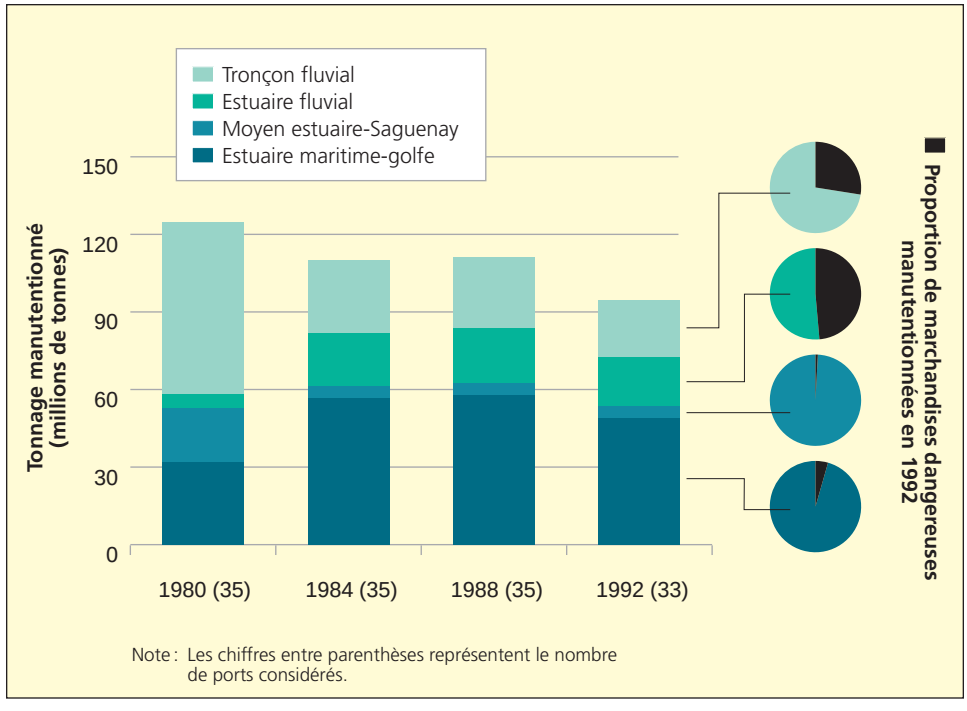
Pour l'année 1990, les activités portuaires sur le Saint-Laurent ont engendré plus de 13 000 emplois directs; en outre, les dépenses de consommation des travailleurs détenant ces emplois ont produit plus de 11 500 emplois induits. En tout, il s'agit d'une création de revenus de 1,2 milliard de dollars. Par ailleurs, l'activité économique engendrée par les activités portuaires sur le Saint-Laurent s'est élevée à 1,8 milliard de dollars pour les entreprises et les agences gouvernementales engagées dans ces activités (Société canadienne des ports, 1991).

Près de 100 millions de tonnes de marchandises sont manutentionnées annuellement dans les différents ports du Saint-Laurent. Le secteur de l'estuaire maritime et du golfe représente plus de 50 p. 100 de ce tonnage, suivi par les secteurs du tronçon fluvial, de l'estuaire fluvial et du moyen estuaire (figure 3.5). Depuis 1984, la part relative de chacun des quatre secteurs du fleuve reste la même pour ce qui est du tonnage manutentionné.

Le tonnage manutentionné dans les 12 principaux ports du Saint-Laurent a été stable entre 1990 et 1991 (104,2 et 104,3 millions de tonnes), mais il a diminué de 8 p. 100 en 1992 (95,9 millions de tonnes). Cette régression tient à divers facteurs dont la récession, la faiblesse du marché du fer et de l'acier ainsi que les difficultés économiques de la Russie qui a fortement limité ses importations de céréales (MTQ, 1993a). Précisons de plus que les cinq principaux ports du Québec (Port-Cartier, Sept-Îles, Montréal, Contrecœur et Québec) représentent 77 p. 100 de ce tonnage.

Les principales formes de transport de marchandises sont le vrac solide, le vrac liquide, les marchandises générales conteneurisées ou non conteneurisées. Le vrac constitue la forme la plus répandue sur le Saint-Laurent puisqu'il permet de transporter des produits, tels le minerai de fer, les céréales et les produits pétroliers (Ministère du Conseil exécutif, 1985). Certaines marchandises transportées par bateau ne peuvent être manipulées en vrac en raison de leur fragilité,

FIGURE 3.5
Tonnage total et proportion de marchandises dangereuses manutentionnées dans les quatre secteurs du fleuve



Source : À partir des données de Garde côtière canadienne, 1993.

leur forme ou leur volume. On regroupe ces marchandises sous le générique de marchandises générales. Le système de conteneurs constitue une solution avantageuse pour la manutention de ce type de marchandises. C'est ce système qui permet de transporter sans danger des marchandises fragiles comme le matériel électronique ou pour livrer des denrées périssables. Le vrac solide compte pour 74 p. 100 des marchandises transportées en 1991, le vrac liquide pour 14 p. 100, les marchandises générales non conteneurisées pour 7 p. 100 et les conteneurs pour 5 p. 100 (Garde côtière canadienne, 1993).

En 1992, le total des marchandises manutentionnées dans les ports du Saint-Laurent s'élevait à 97,2 millions de tonnes composées principalement de minerai de fer (34,6 p. 100), de céréales (20,5 p. 100), de produits pétroliers (15,8 p. 100), d'ilménite (4,9 p. 100) et de marchandises conteneurisées (6,0 p. 100) (Garde côtière canadienne, 1993).

Le port de Montréal est le plus important port à conteneurs au Canada et le seul de ce type sur le Saint-Laurent. Il y a dix ans à peine, les conteneurs représentaient seulement 10 p. 100 des tonnages manutentionnés au port de Montréal. Aujourd'hui, on parle du quart de tout le trafic dans ce port. Les liens que le port de Montréal entretient avec l'étranger se font surtout avec l'Europe. Son importance sur l'Atlantique Nord a presque doublé depuis 1978, passant de 10,3 p. 100 des trafics de conteneurs observés sur la route Amérique

du Nord-Europe de l'Ouest à 17,9 p. 100 en 1991. En plus des 5,5 millions de tonnes de marchandises conteneurisées, le port de Montréal manutentionne annuellement près de 4,5 millions de tonnes de produits pétroliers, d'importantes quantités de céréales, de fer et de marchandises générales non conteneurisées.

Le port de Québec est un port de vrac solide et liquide, et les principaux produits manutentionnés sont les céréales, le minerai de fer et les produits pétroliers. Situé en eau profonde, le port de Québec permet aux grands navires océaniques n'excédant pas 150 000 t de port en lourd de pénétrer dans le Saint-Laurent jusqu'à une distance de 1300 km de l'Atlantique (SODES, 1992).

Les ports de Baie-Comeau, Port-Cartier et Sept-Îles sont essentiellement voués à la manutention. Baie-Comeau et Port-Cartier reçoivent les céréales des Prairies canadiennes et du Midwest américain par barges de lacs (lacquiers), les entreposent dans leurs silos puis les chargent dans des navires océaniques destinés à approvisionner la Russie, le Moyen-Orient et d'autres régions du monde. À Baie-Comeau, le port sert également à la réception des matières premières dont l'industrie locale a besoin (en particulier l'alumine) et à l'expédition des produits finis (aluminium, pâtes et papiers). Port-Cartier et Sept-Îles reçoivent du fer du Labrador et le réexpédient soit vers les aciéries des Grands Lacs canadiens et américains soit vers les pays d'outre-Atlantique.

Le port de Baie-des-Ha! Ha! (anciennement Port-Alfred) sert principalement à la manutention des marchandises nécessaires à la fabrication de l'aluminium (alumine, bauxite, coke brut et spath fluor) et aussi au transport de bois d'œuvre et de papier journal. Le port de Trois-Rivières conserve une certaine importance dans la manutention des produits de la forêt et des céréales, en plus de s'être récemment vu octroyer le contrat de chargement de l'alumine destinée à l'aluminerie de Deschambault. À Bécancour, le port permet l'approvisionnement en matières premières des usines établies dans le parc industriel. On y manutentionne divers produits dont l'alumine et la bauxite. Enfin, le port de Sorel sert au transport du fer et de céréales canadiennes destinées aux marchés d'outre-mer.

3.2.4 EFFETS DU TRANSPORT MARITIME

Comme plusieurs autres activités économiques, le transport maritime peut altérer l'état du Saint-Laurent. Outre l'artificialisation des rives lors de la construction d'installations portuaires, les déversements de produits dangereux, le batillage, le déballastage, le dragage et l'immersion des déchets en mer représentent les principaux risques environnementaux associés au transport maritime.

En 1992, 17,4 millions de tonnes de marchandises dangereuses ont été manutentionnées dans les ports du Saint-Laurent (Garde côtière canadienne, 1993). Ces dernières, conformément à la classification adoptée par l'ONU, appartiennent à l'une ou l'autre des classes suivantes : explosifs, gaz, liquides inflammables, solides inflammables, substances oxydantes et peroxydes organiques, substances toxiques et substances infectieuses, matières radioactives, substances corrosives et autres substances ne faisant pas partie de ces classes mais qui présentent des risques suffisants pour justifier la réglementation (CANUTEC, 1993). L'importance du trafic maritime et la grande quantité de marchandises dangereuses transportées font augmenter les risques de déversements dans certains secteurs du fleuve où la navigation est plus ardue (en particulier la traverse du Nord, la région du Cap-Santé, Sainte-Croix et la région de Montréal) (CSL, 1990a) et durant certaines périodes, par exemple lors de conditions climatiques difficiles, de périodes d'embâcles ou d'englacement.

3.2.4.1 Déversements

Entre 1978 et 1988, la Garde côtière canadienne a dénombré 307 déversements de produits dangereux dans les eaux du Saint-Laurent (Garde côtière canadienne, 1989). Si l'on considère qu'environ 115 000 navires ont fréquenté le fleuve durant cette période, on peut évaluer qu'un navire sur 375 a été impliqué dans un déversement. La principale cause de ces déversements est l'erreur humaine, à l'origine de 73 p. 100 des 307 déversements, alors que 10 p. 100 sont dus à des bris mécaniques. Les navires ayant connu le plus d'incidents sont les minéraliers (35 p. 100), les navires de marchandises générales (34 p. 100) et les pétroliers (19 p. 100). Sur ces 307 déversements, 56 p. 100 se sont produits dans les ports de Montréal et de Québec. Précisons que 86 p. 100 des produits pétroliers manutentionnés dans le couloir du fleuve le sont par ces deux ports.

Le nombre de déversements occasionnant de la pollution rapportés chaque année peut varier en fonction du degré de sensibilisation des gens à ce problème. Le public est plus porté, aujourd'hui, à signaler un déversement qu'il ne l'était par le passé. Les données statistiques plus récentes (1991 à 1993) utilisées afin de suivre l'évolution des déversements accidentels d'hydrocarbures ou d'autres produits chimiques dangereux en provenance des navires donnent une image incomplète des impacts liés aux déversements. Les données utilisées proviennent des rapports d'incidents de pollution compilés par la Garde côtière canadienne (région des Laurentides), via son réseau d'alerte. À l'exception du tonnage moyen et de la provenance du déversement, soit d'un navire ou d'une source terrestre ou inconnue, nous ne disposons d'aucune autre information sur la nature et l'incidence de ces déversements. Ces déversements peuvent survenir au cours du transfert du pétrole ou des produits chimiques ou pendant les opérations de ravitaillement en carburant. Par ailleurs, il peut aussi se produire des rejets illégaux lors du déballastage des navires, par exemple.

La compilation des rapports de déversements (ou d'incidents) de pollution répertoriés en 1991, 1992 et 1993 nous indique que le nombre d'incidents de pollution impliquant des navires est passé de 61 en 1991 à 97 en 1992 et à 75 en 1993 alors que ceux impliquant une source inconnue ou terrestre sont passés de 34 en 1991 à 83 en 1992 et à 78 en 1993. La majorité des incidents rapportés concernaient des déversements accidentels d'hydrocarbures. La quantité moyenne d'hydrocarbures déversés par des navires passe de 255 gallons en 1991, à 340 gallons en 1992 et 475 gallons en 1993, soit une augmentation de 86 p. 100 en trois ans (Garde côtière canadienne, 1994).

Pour le Comité Brander-Smith, le «transport de produits pétroliers et des produits chimiques par navires-citernes pose indiscutablement les risques les plus graves» (Comité d'examen public des systèmes de sécurité des navires-citernes et de la capacité d'intervention en cas de déversement en milieu marin, 1990). Précisons toutefois que le nombre de voyages de navires-citernes circulant entre Sept-Îles et Montréal est graduellement passé de 2435 à 1968 entre 1988 et 1991. La diminution est encore plus marquée pour les navires-citernes transportant uniquement des produits chimiques, dont le nombre est tombé de 298 à 200 (Garde côtière canadienne, 1993).

Un risque important de déversement est associé au transport du pétrole destiné à la raffinerie Ultramar de Saint-Romuald, en face de Québec. Le tonnage de pétrole brut manutentionné à Québec de 1988 à 1991 a été respectivement de 4,8, 4,2, 5,5 et 4,4 millions de tonnes (Statistique Canada, 1992b). Pour le Comité Brander-Smith, le transport de ce brut vers Québec est de loin le plus risqué pour le fleuve. Les gros pétroliers utilisent la capacité maximale du fleuve à marée haute, ce qui limite la marge de manœuvre en cas de problèmes techniques. À titre d'exemple, la hauteur d'eau à marée haute n'est que de 16,5 m et un pétrolier de 150 000 t à pleine charge nécessite une hauteur d'eau de 15,5 m; s'il éprouvait des problèmes de navigation, par exemple une panne de moteur pendant plus de trois heures, il risquerait l'échouement.

Dans ce contexte, on peut affirmer que «la santé écologique du Saint-Laurent dépend en partie de la manière dont va être encadré le transport maritime des produits pétroliers ou dangereux sur le fleuve» (MTQ, 1993a).

Le système canadien d'aides à la navigation, qui relève de la Garde côtière canadienne, permet cependant de pallier en grande partie les difficultés de la navigation sur le fleuve et de prévenir les déversements. Près de 588 aides fixes (phares et alignements terrestres) et 677 aides flottantes (bouées) forment le réseau des aides de courte portée mises à la disposition des navigateurs empruntant

les eaux du Saint-Laurent. De plus, le chenal maritime est sondé régulièrement et dragué quand le besoin s'en fait sentir.

Tous les navires commerciaux actuellement en service doivent également être munis de certains instruments électroniques modernes de navigation que ce soit pour faciliter la navigation par radar à proximité de la terre et des chenaux étroits ou pour connaître leur position exacte sur la carte, même en plein brouillard ou par nuit noire. De plus, certains règlements relevant de la *Loi sur la marine marchande du Canada* (LR 1985, ch. S-9) tels le *Règlement sur l'inspection des navires* et le *Règlement sur le transport par mer des marchandises dangereuses* contribuent à rendre la navigation sur le Saint-Laurent plus sécuritaire.

Finalement, plus de 200 pilotes brevetés et spécialement formés pour limiter au minimum tout accident fâcheux sur le fleuve sont également disponibles. Entre Montréal et Québec, tous les navires canadiens de plus de 68,58 m de long et ayant une capacité de chargement supérieure à 1500 tonneaux de jauge brute ainsi que tous les navires étrangers de plus de 30,48 m de long sont obligés d'avoir à leur bord un de ces pilotes. Entre Québec et Les Escoumins, la présence de pilotes est obligatoire pour les navires de plus de 2000 tonneaux d'une longueur supérieure à 79,33 m pour les navires canadiens et 30,48 m pour les navires étrangers. La très grande majorité des navires commerciaux empruntant les eaux du Saint-Laurent doit faire appel à ces professionnels de la navigation, mis à part les traversiers et les bateaux de pêche.

3.2.4.2 Batillage

Le batillage est une source de stress pour le milieu riverain, associée à la circulation des navires dans les zones étroites. Dans certaines zones sensibles à l'érosion, le batillage lié à la vitesse, le tonnage et au type de navire contribue à l'érosion des rives situées à moins de 1,5 km du chenal. Afin de réduire l'érosion, il a fallu imposer des limites de vitesse à certains endroits (CSL, 1990a).

À la décharge de l'industrie du transport maritime, ajoutons cependant que le passage régulier de navires en période hivernale diminue la formation d'embâcles sur le fleuve. Rappelons que ces derniers entraînaient autrefois l'inondation fréquente de résidences et de terres agricoles, entre autres autour du lac Saint-Pierre.

3.2.4.3 Déballastage

Les compartiments étanches, appelés ballasts, qui entourent la coque des navires et qui peuvent servir au transport des liquides, sont remplis d'eau afin d'assurer une stabilité aux navires lorsqu'ils ne sont pas chargés à pleine capacité. Ces eaux de ballast proviennent des quatre coins du monde et peuvent contenir des organismes indésirables (bactéries, algues unicellulaires, poissons, mollusques et

graines de plantes) qui seront déversés dans le Saint-Laurent au cours du déballastage. La Moule zébrée et la Moule quagga ont été introduites de cette façon.

La Moule zébrée a été introduite dans les Grands Lacs en 1985. Apparu en 1989 dans le Saint-Laurent, ce mollusque est maintenant présent presque partout dans le secteur d'eaux douces. Depuis son introduction en Ontario, on a pu constater que la chaîne alimentaire de plusieurs espèces de poissons a été perturbée par cette moule, ce qui a nui à la pêche commerciale et sportive. D'autre part, en se fixant dans les conduites d'eau des municipalités, des industries et des installations hydroélectriques, les populations de Moule zébrée ont causé des réductions importantes du débit (MLCP, 1992). On estime que les coûts économiques liés à l'introduction de cette moule en Amérique du Nord (réduction des pêcheries et coûts associés au nettoyage des systèmes d'eau) seront de l'ordre de quatre à cinq milliards de dollars au cours de la prochaine décennie (International Joint Commission et Great Lakes Fishery Commission, 1990). En ce qui concerne la Moule quagga, il est difficile de juger du problème actuellement, cette espèce n'étant apparue dans les Grands Lacs qu'en 1991.

Le 1er mai 1989, des lignes directrices ont été émises par le gouvernement du Canada afin d'éliminer l'introduction de pareilles espèces dans les eaux des Grands Lacs et du Saint-Laurent. Ces instructions deviendront règlement d'ici peu. Les États-Unis s'apprêtent à imposer un règlement semblable. D'après des vérifications effectuées par les autorités fédérales durant l'année 1992, plus de 90 p. 100 des navires fréquentant les eaux des Grands Lacs se conforment déjà aux nouvelles directives.

3.2.4.4 Dragage

Les travaux de dragage les plus importants ont été réalisés dans le fleuve entre Montréal et Québec de 1844 à 1970. La hauteur d'eau dans le chenal maritime est ainsi passée de 4,3 à 10,7 m et sa largeur, de 46 à 240 m. Ces travaux, ainsi que ceux qui accompagnent la construction des installations portuaires, ont eu des impacts environnementaux importants sur l'écosystème fluvial et ont entraîné notamment des modifications physiques des habitats. Le tableau 3.3 illustre l'importance des modifications subies par les habitats du poisson durant la période 1945 à 1988 à la suite des activités de dragage, de dépôt de déblais ou de modifications de l'écoulement nécessitées notamment par la construction d'installations portuaires. L'ampleur des activités de dragage a maintenant considérablement diminué et l'essentiel des travaux ne vise qu'à entretenir le chenal maritime, les chenaux d'accès et les infrastructures portuaires. L'impact du dragage est donc nettement moins important que par le passé.

Entre 1983 et 1991, près de 5,5 millions de mètres cubes de sédiments ont été dragués dans le Saint-Laurent, en particulier dans l'estuaire fluvial et

TABLEAU 3.3

Superficie des habitats du poisson modifiés par le dragage et la modification de l'écoulement de 1945 à 1988 (ha)

	Tronçon fluvial	Estuaire fluvial	Moyen estuaire	Estuaire maritime et golfe	Total
Dragage*	4 749	4 204	576	410	9 939
Dépôt de déblais de dragage**	1 234	778	477	160	2 649
Modifications de l'écoulement***	120	–	–	160	280
Total	**6 103**	**4 982**	**1 053**	**730**	**12 868**

**Dragage de construction et d'entretien de la voie maritime du Saint-Laurent (Cornwall-La Prairie), des installations portuaires, des marinas et des glissières de chantiers navals.*

***Dépôt des matériaux dragués en eaux libres ou en sites confinés (îles de la Madeleine).*

****Toute modification de l'écoulement par une structure quelconque ou un remblai. Elles sont causées pour la plupart par des barrages, des quais, des ponts et des lignes de transport d'énergie.*

Sources : Bouchard et Millet, 1993, à partir des données de Gilles Shooner et Associés inc., 1991, 1988.

l'estuaire maritime (tableau 3.4). Les secteurs où l'on a dragué les plus grands volumes de sédiments durant cette période sont situés entre Québec et l'embouchure de la rivière Saguenay (secteurs I et J), aux îles de la Madeleine (secteur M) ainsi que sur la rive nord de l'estuaire maritime et du golfe (secteur N) (figure 3.6). Plusieurs sites ont fait l'objet d'au moins cinq dragages entre 1983 et 1991. À huit de ces sites, le volume moyen annuel dragué dépassait 10 000 m^3. Ce sont par ordre d'importance : la traverse du Nord, Batiscan, Rivière-du-Loup, Rimouski, le lac Saint-Pierre, Millerand, Bécancour et Pointe-Basse (Olivier et Bérubé, 1993).

TABLEAU 3.4

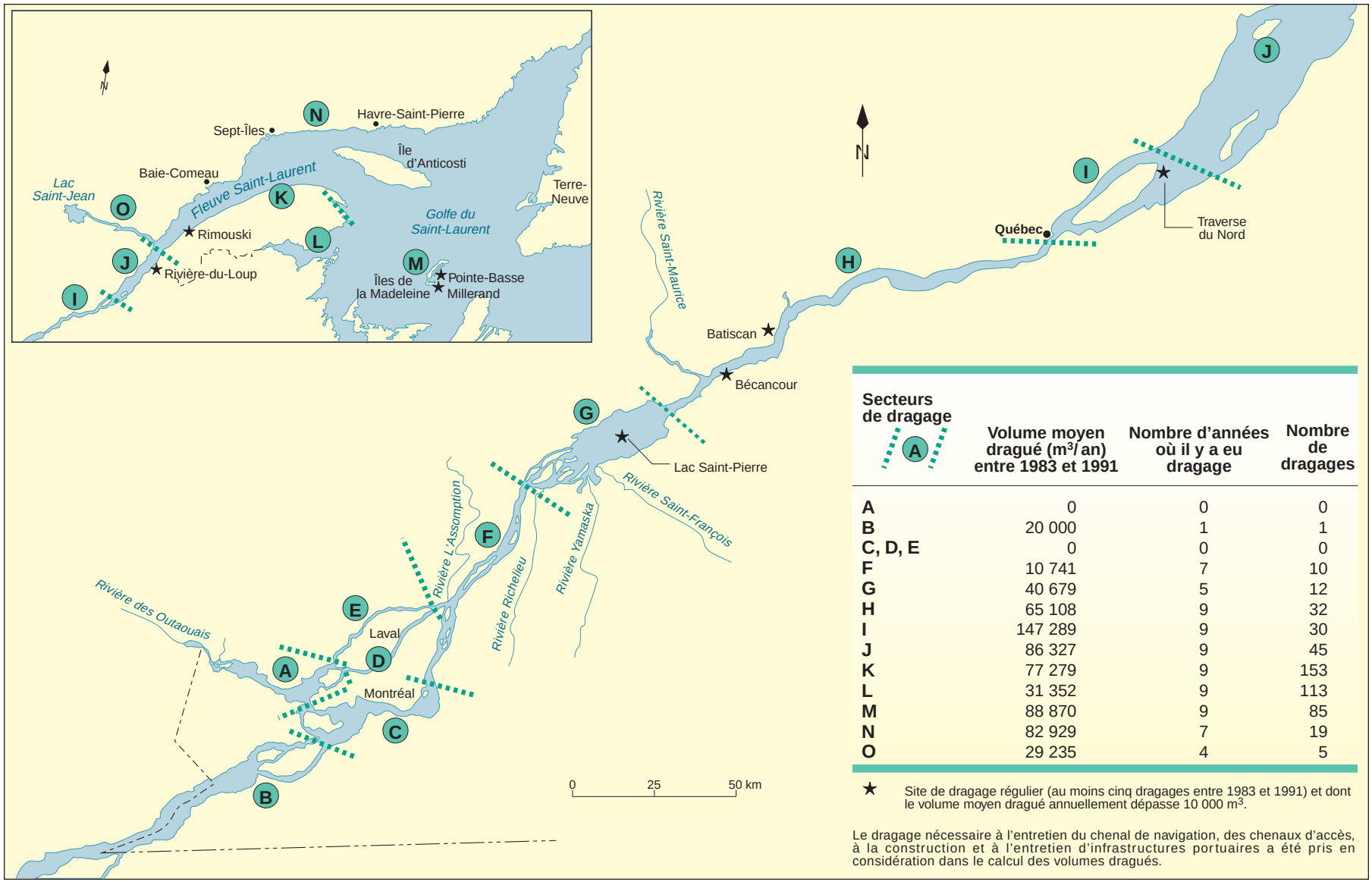
Volume annuel des matériaux dragués par secteur de 1983 à 1991 (m^3)

Année	Tronçon fluvial	Estuaire fluvial	Moyen estuaire et Saguenay	Estuaire maritime et golfe
1983	9 000	335 023	268 621	711 879
1984	1 860	159 570	101 515	376 039
1985	0	141 971	79 572	276 249
1986	19 600	199 546	40 545	206 095
1987	25 333	194 029	75 855	124 408
1988	112 683	374 825	116 524	289 717
1989	14 834	187 747	70 918	136 186
1990	82 577	102 935	58 100	165 026
1991	32 694	215 928	82 233	72 416

Source : À partir des données de Olivier et Bérubé, 1993.

FIGURE 3.6

Volume de sédiments dragués de 1983 à 1991



Secteurs de dragage (A)	Volume moyen dragué (m^3/an) entre 1983 et 1991	Nombre d'années où il y a eu dragage	Nombre de dragages
A	0	0	0
B	20 000	1	1
C, D, E	0	0	0
F	10 741	7	10
G	40 679	5	12
H	65 108	9	32
I	147 289	9	30
J	86 327	9	45
K	77 279	9	153
L	31 352	9	113
M	88 870	9	85
N	82 929	7	19
O	29 235	4	5

★ Site de dragage régulier (au moins cinq dragages entre 1983 et 1991) et dont le volume moyen dragué annuellement dépasse 10 000 m^3.

Le dragage nécessaire à l'entretien du chenal de navigation, des chenaux d'accès, à la construction et à l'entretien d'infrastructures portuaires a été pris en considération dans le calcul des volumes dragués.

Source : CSL, 1993, à partir des données de Olivier et Bérubé, 1993.

Les activités de dragage contribuent à modifier les fonds et l'hydrodynamique d'un cours d'eau. Lorsqu'elles sont effectuées dans une zone où les sédiments sont contaminés, il peut en résulter des impacts négatifs pour le milieu aquatique par la remise en suspension des sédiments et des contaminants qui y sont associés (Olivier et Bérubé, 1993). Notons également que, selon la localisation des sites de dragage, l'augmentation de la turbidité de l'eau lors du dragage peut avoir des impacts négatifs temporaires (BAPE, 1992). D'autre part, le rejet de déblais de dragage contribue à la création d'habitats fauniques telle l'île aux Sternes située à la hauteur de Trois-Rivières. Ce site, classé réserve écologique depuis 1981, a été créé artificiellement en 1965 avec des déblais de dragage.

Environnement Canada, en collaboration avec Pêches et Océans et le ministère de l'Environnement du Québec, a publié en 1992 des critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments. Ce document fournit des critères d'évaluation des sédiments pour trois niveaux d'effets : le seuil sans effet (SSE), le seuil d'effets mineurs (SEM) et le seuil d'effets néfastes (SEN). Les sédiments qui se classent dans les deux premiers niveaux peuvent être rejetés en eaux libres en s'assurant toutefois que le dépôt ne contribue pas à détériorer la qualité du milieu récepteur que pourrait causer, notamment, une modification physique des habitats (CSL et MENVIQ, 1992). Dans la très grande majorité des cas, les sédiments répondent à ces critères et sont rejetés en eaux libres à des distances allant jusqu'à 40 km à partir du lieu de dragage. Les principaux sites de rejets actuellement utilisés sont situés au centre du lac Saint-Pierre, au Cap-de-la-Madeleine, à Saint-Pierre-les-Becquets et à trois endroits situés au sud de la traverse du Nord (sud de l'île Madame, Cul de lac Brûlé et Sault-au-Cochon).

3.2.4.5 Immersion de déchets en mer

La situation est la même dans le golfe bien que les rejets de déblais de dragage en aval de l'île d'Anticosti soient assimilés à de l'immersion de déchets en mer et sont par le fait assujettis à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. En moyenne, 21 permis d'immersion de déchets dans le golfe sont émis chaque année par Environnement Canada. Tous les permis émis entre 1970 et 1990 ont servi à l'immersion de déblais de dragage à l'exception d'un qui s'appliquait à des déchets de poissons. Un permis d'immersion est émis lorsque la qualité des déblais respecte les normes fixées par règlement, et que les effets environnementaux de la proposition d'immersion ont été évalués conformément aux facteurs visant la protection de la vie humaine et des milieux biologiques marins ainsi que les utilisations légitimes de la mer. On rejette en moyenne 88 000 m^3 de déblais de dragage par année. Une centaine de sites, situés au large de la Basse-Côte-Nord, de la Gaspésie et des îles de la Madeleine, ont été utilisés depuis 1976 (figure 3.7).

FIGURE 3.7

Immersion de déchets dans le Saint-Laurent de 1976 à 1990

LOI CANADIENNE SUR LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT (LCPE)

Depuis 1987, les activités reliées à l'immersion des déchets en mer sont assujetties à la LCPE (chap. 22, partie VI) qui fait partie des attributions de réglementation d'Environnement Canada. L'immersion, selon la LCPE, est le «rejet délibéré de substances en mer à partir de navires, d'aéronefs, de plates-formes ou autres ouvrages; sont assimilés à l'immersion l'incinération en mer ou le rejet sur les glaces de la mer...» L'élimination des déchets en mer dans les eaux territoriales canadiennes est réglementée par un système de permis administré par la Direction de la protection de l'environnement d'Environnement Canada.

Les facteurs qui doivent être pris en considération pour la délivrance d'un permis d'immersion sont liés :

- aux caractéristiques et à la composition des substances à immerger;
- aux caractéristiques du lieu d'immersion et à la méthode de dépôt;
- aux effets éventuels sur la faune et la flore marines et sur les autres utilisations de la mer;
- à la disponibilité de méthodes alternatives de traitement ou d'élimination des déchets.

COMITÉ AVISEUR DES REJETS EN MER (CAREM)

Comité scientifique réunissant des experts d'Environnement Canada (Direction de la protection de l'environnement) et de Pêches et Océans. Ce comité doit évaluer les activités de rejets en mer et formuler des recommandations au directeur régional de la protection de l'environnement, responsable de l'émission de permis d'immersion.

Mandats du comité

- Évaluer les propositions d'immersion des déchets en mer provenant d'organismes privés et gouvernementaux de la région;
- Préciser les termes et les conditions pour émettre des permis conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement;*
- Déterminer les besoins en recherche scientifique et technique qui assureront une application efficace de la loi au Québec;
- Établir un programme de surveillance de cette activité en mer.

LES DÉCHETS IMMERGÉS EN MER

Presque la totalité des déchets immergés dans le Saint-Laurent (en aval de l'île d'Anticosti) sont des déblais provenant du dragage régulier des ports et des chenaux de navigation. Ces sédiments sont majoritairement du sable ou du limon sans danger pour l'environnement. On estime que moins de 5 p. 100 des sédiments immergés sont contaminés par des huiles, graisses, composés organiques synthétiques ou métaux lourds.

PORTRAIT DE L'IMMERSION DES DÉCHETS EN MER DE 1976 À 1990

Tous les permis ont servi à l'immersion en mer des déblais de dragage sauf un qui a servi à l'immersion de déchets de poisson.

Nombre moyen de permis délivrés annuellement = 21

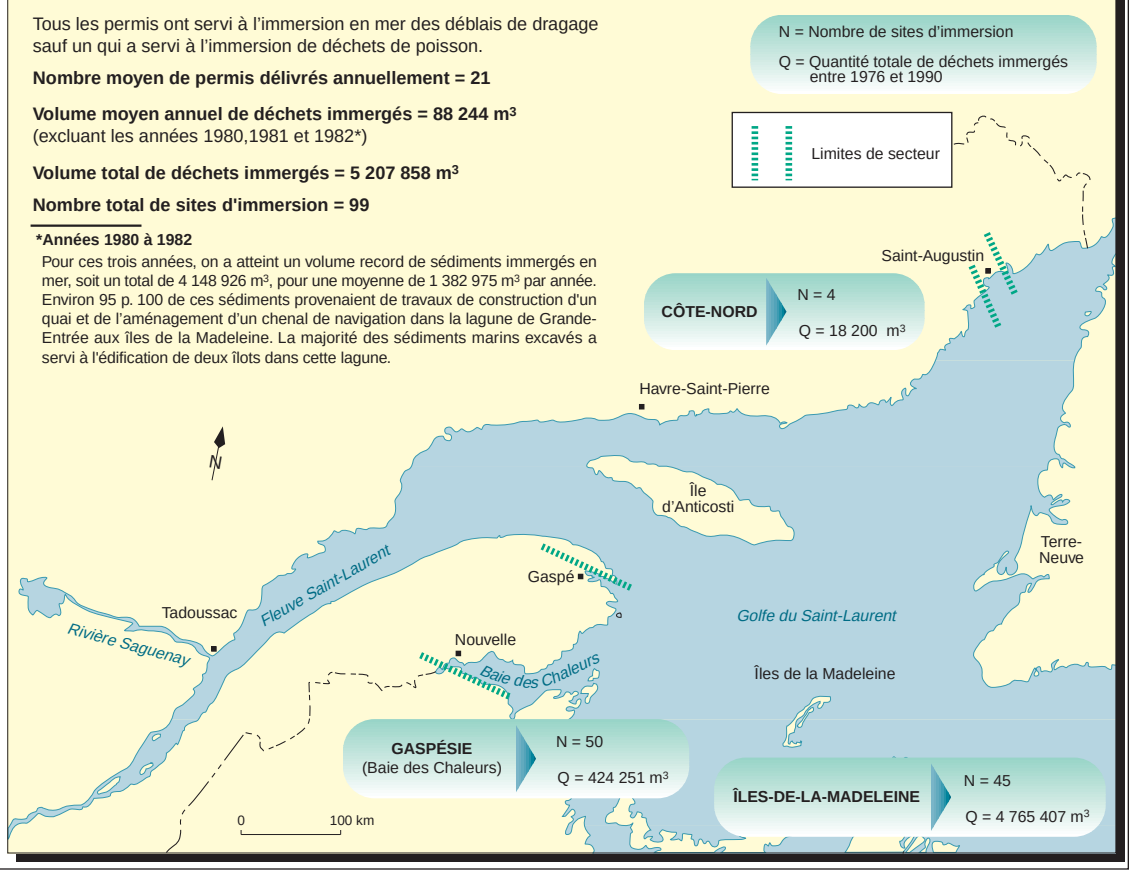
Volume moyen annuel de déchets immergés = 88 244 m³
(excluant les années 1980,1981 et 1982*)

Volume total de déchets immergés = 5 207 858 m³

Nombre total de sites d'immersion = 99

***Années 1980 à 1982**

Pour ces trois années, on a atteint un volume record de sédiments immergés en mer, soit un total de 4 148 926 m³, pour une moyenne de 1 382 975 m³ par année. Environ 95 p. 100 de ces sédiments provenaient de travaux de construction d'un quai et de l'aménagement d'un chenal de navigation dans la lagune de Grande-Entrée aux îles de la Madeleine. La majorité des sédiments marins excavés a servi à l'édification de deux îlots dans cette lagune.



Source : CSL, 1993, à partir des données de Direction de la protection de l'environnement, 1990.

3.2.5 FAITS SAILLANTS

Le transport maritime constitue une activité économique majeure pour le développement des quatre secteurs du fleuve ainsi que pour l'ensemble du Québec. Toutefois, cette activité s'accompagne d'un risque de pollution du fleuve dans l'éventualité d'un déversement important de produits dangereux, en particulier d'une partie des 15 millions de tonnes de produits pétroliers transportés annuellement sur le fleuve. Différentes mesures sont cependant prises pour limiter ce risque et permettre le transport sécuritaire de ces produits.

Outre le risque de déversement, le batillage et le déballastage associés au transport maritime constituent également des sources de stress pour l'écosystème du Saint-Laurent. L'ampleur de ces stress est cependant difficile à quantifier et peu de données permettent d'en suivre l'évolution. Finalement, le transport maritime nécessite l'entretien du chenal maritime par le dragage annuel de 400 000 à 600 000 m^3 de sédiments depuis 1989.

3.3

Production d'énergie

Que ce soit à cause de l'abondante disponibilité en eau, utilisée pour la production hydroélectrique ou pour le refroidissement dans les centrales thermiques, ou encore à cause de la proximité des principaux marchés de consommation, le Saint-Laurent et ses rives sont associés à un ensemble d'activités dans le secteur de l'énergie. On y retrouve des activités de production, de transport et de distribution ainsi que des activités de transformation de produits énergétiques.

3.3.1 ÉLECTRICITÉ

La force hydraulique du Saint-Laurent est activement exploitée pour la production d'électricité. En 1991, les 17 centrales électriques aménagées en bordure du fleuve et du Saguenay atteignaient une puissance installée de 4489 mégawatts (MW), ce qui représente 13 p. 100 de la puissance électrique disponible au Québec (figure 3.8). Treize de ces centrales appartiennent à Hydro-Québec et quatre à des compagnies privées (dont Alcan qui en possède trois). Ces centrales sont de deux types : hydroélectriques (6) et thermiques (11).

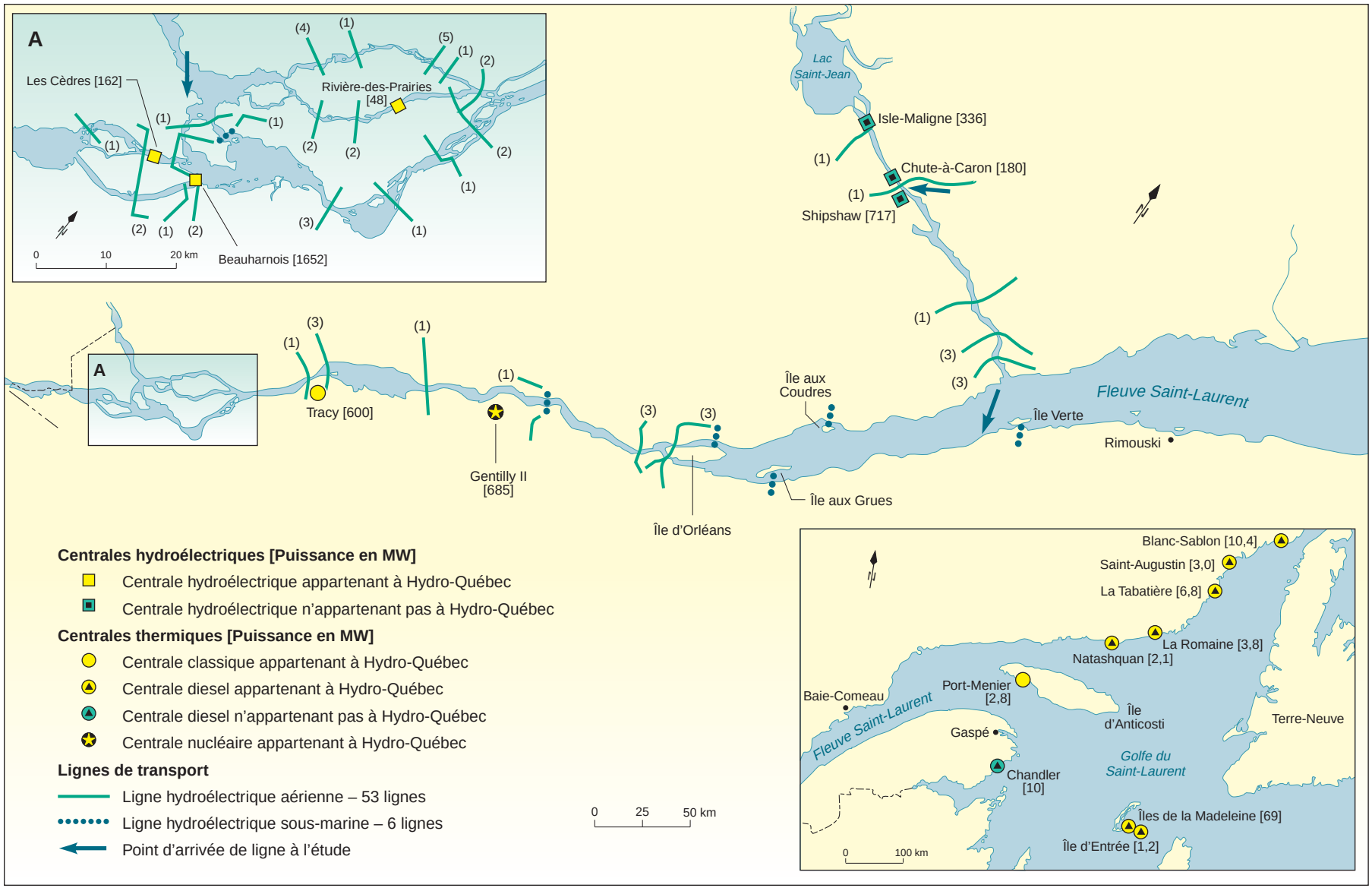
3.3.1.1 Potentiel hydroélectrique

Les six *centrales hydroélectriques* utilisent l'eau du Saint-Laurent ou du Saguenay pour produire leur électricité. En 1991, ces centrales hydroélectriques fonctionnaient à une puissance de 3095 MW, soit 69 p. 100 de la production électrique associée au fleuve Saint-Laurent et au Saguenay et 11 p. 100 de la production hydroélectrique du Québec. Avec sa puissance de 1652 MW, la centrale de Beauharnois fournit 53 p. 100 de la production hydroélectrique associée au fleuve Saint-Laurent.

Trois barrages hydroélectriques ont été construits sur le Saint-Laurent. Ils sont situés à Beauharnois, Les Cèdres et Rivière-des-Prairies et servent à alimenter les centrales situées à ces endroits. Ces barrages ont grandement transformé le lit et le débit du fleuve au moment de leur construction et quatre

FIGURE 3.8

Production et transport d'énergie en bordure du Saint-Laurent



Source : CSL, 1993, à partir des données de Hydro-Québec, 1992, 1990, 1988.

bassins de rétention ont été formés en aval de Beauharnois (Lasserre, 1989). Dans le cas du barrage de Beauharnois, 84 p. 100 du débit du fleuve a été détourné pour répondre aux besoins en eau de cet ouvrage, avec comme conséquences des changements relatifs aux conditions hydrodynamiques entre les lacs Saint-François et Saint-Louis et la circulation de poissons migrateurs (Esturgeon jaune et Anguille d'Amérique).

Les 11 *centrales thermiques* en activité sur les rives du Saint-Laurent ont une puissance de 1393,3 MW. La centrale nucléaire de Gentilly II est la plus importante de cette catégorie avec une puissance de 685 MW. La centrale thermique conventionnelle de Tracy vient au second rang avec une puissance de 600 MW. Les neuf autres centrales thermiques, qui fonctionnent à l'aide de moteurs diesel, ont une puissance de 108,3 MW (Hydro-Québec, 1992).

Les centrales thermiques conventionnelles et nucléaires sont installées en bordure du Saint-Laurent en raison de leurs besoins considérables en eau de refroidissement. C'est ainsi que la centrale Gentilly II soutire au fleuve 130 m^3 d'eau à la seconde, quantité négligeable puisque le débit du fleuve à cet endroit est d'environ 10 000 m^3/s. La centrale de Tracy emprunte au fleuve 60 m^3 d'eau à la seconde, pour un débit du fleuve pratiquement le même qu'à Gentilly (Trussart, 1992).

Ces deux centrales rejettent le même volume d'eau qu'elles soutirent mais l'eau de refroidissement évacuée est plus chaude qu'à l'entrée : 10 °C de plus à la centrale de Gentilly, 8,6 °C de plus à Tracy (Trussart, 1992). Le suivi environnemental effectué aux alentours de la centrale Gentilly II, entre 1980 et 1987, a permis de tirer les conclusions suivantes quant à l'effet des rejets thermiques sur le milieu aquatique. Premièrement, on n'a remarqué aucune variation significative des éléments physico-chimiques étudiés : oxygène dissous, conductivité, pH, alcalinité totale et turbidité. Deuxièmement, l'analyse de données recueillies entre 1980 et 1986 sur l'espèce benthique utilisée comme indicateur (*Bithynia Tentaculata*), a montré des variations considérables des populations. En 1979, les populations de l'indicateur variaient entre 1100 et 1800 individus par mètre carré, alors qu'en 1985, on ne dénombrait qu'entre 8 et 143 individus par mètre carré. Troisièmement, on a constaté que certaines espèces de poissons, comme le Meunier noir, fuyaient les eaux réchauffées mais que, par contre, d'autres espèces comme la Barbue de rivière y étaient attirées. On a dénombré beaucoup plus d'espèces et d'individus dans la zone d'influence des rejets thermiques (Tessier, 1990).

En plus des rejets d'eau chaude, la centrale de Gentilly II évacue quotidiennement 30 m^3 d'eau de nettoyage et de rinçage d'objets contaminés et de

lixiviation des déchets de l'aire de stockage des déchets radioactifs. Les principaux contaminants ainsi rejetés sont le cobalt 60 et le tritium (MENVIQ, 1988a).

Pour leur part, les centrales thermiques à moteurs diesel n'ont aucun effet direct sur l'état du Saint-Laurent puisqu'elles utilisent l'air comme agent de refroidissement, mais leurs effets sur l'air peuvent influencer indirectement l'eau du fleuve (Trussart, 1992).

3.3.1.2 Distribution

Plus d'une cinquantaine de lignes de transport aériennes franchissent le fleuve Saint-Laurent. Le potentiel hydroélectrique exploitable du Québec (évalué à environ 50 000 MW dont près de 20 000 sont déjà économiquement aménageables) pourrait éventuellement nécessiter la traversée du fleuve par trois nouvelles lignes (MER, 1992b). Toute traversée du fleuve pose de sérieux problèmes : il n'est pas possible de le franchir aisément en raison, dans certains secteurs, de l'espacement des rives (lac Saint-Pierre, est de l'île d'Orléans), de la densité des populations qui les habitent, des valeurs esthétiques et patrimoniales qu'on lui accorde et en raison également du dégagement minimal (50 m) qui doit être assuré sous les conducteurs pour permettre la libre circulation des navires en toute période de l'année (Hydro-Québec, 1988).

En plus des lignes de transport aériennes, il existe, depuis 1990, une ligne sous-fluviale à 450 kV entre Grondines et Bois-des-Hurons pour assurer la continuité de la ligne Radisson-Nicolet-Des Cantons. Si les lignes aériennes peuvent avoir un impact visuel et patrimonial négatif et éventuellement accroître les risques de collision, les sources d'impacts directs de la traversée en tunnel sont inexistantes (BAPE, 1987). Par ailleurs, certaines liaisons entre la terre ferme et des îles du fleuve, notamment l'île de Montréal à l'île Perrot, sont assurées par des câbles sous-marins. Trois câbles relient l'île d'Orléans à la hauteur de L'Ange-Gardien; trois câbles relient l'île aux Coudres à la côte de Charlevoix; un câble relie l'île Verte à la hauteur de la municipalité de l'Isle-Verte et finalement, deux câbles servent à alimenter l'île aux Grues à partir du réseau Montmagny – Cap-Saint-Ignace (figure 3.8).

Notons de plus qu'en 1985, 52 196 condensateurs et 157 transformateurs du réseau d'Hydro-Québec au Québec contenaient des BPC. Au 1er janvier 1993, à la suite du plan d'action sur les BPC, 3475 condensateurs et deux transformateurs en contenaient toujours. Ces derniers devaient tous être éliminés des équipements d'Hydro-Québec au 1er janvier 1995. Un seul des transformateurs est situé dans le couloir du Saint-Laurent, mais on retrouve par contre 1500 condensateurs dans la région de Montréal. On estime toutefois que le

risque de contamination est très faible puisque ces condensateurs sont scellés, qu'ils sont tous dans des centrales ou des postes de contrôle et qu'en cas de perforation, la fuite se limite à quelques litres (Beaulieu, 1993).

3.3.2 PÉTROLE

Le Québec n'est pas un producteur de pétrole et son approvisionnement en pétrole brut dépend exclusivement des importations. En 1991, 99,4 millions de barils de pétrole brut ont été importés, dont 64,3 p. 100 par oléoduc (essentiellement l'oléoduc Portland-Montréal, l'oléoduc Sarnia-Montréal ayant été abandonné en 1991). Le reste, soit près de 35 millions de barils, ou 35,7 p. 100 du pétrole brut livré au Québec, l'a été par transport maritime (MER, 1992a). Pour les effets sur l'environnement du transport de produits pétroliers par voie maritime et les risques de contamination du milieu associés à un déversement accidentel important, le lecteur voudra bien se rapporter à la section 3.2.4.

On retrouve trois raffineries de pétrole sur les rives du Saint-Laurent; deux sont situées à l'est de Montréal (Petro-Canada et Shell) et l'autre à Saint-Romuald (Ultramar) (figure 3.9). Elles procuraient de l'emploi à 1156 personnes en 1989 (LGL ltée, 1990). Elles avaient, en 1991, une capacité de raffinage de 328 000 barils par jour, alors qu'en 1971 la capacité de raffinage de l'industrie pétrolière québécoise était de 578 000 barils par jour. Cette baisse de la capacité de raffinage résulte de la fermeture de plusieurs raffineries montréalaises, en raison d'une demande moindre en produits pétroliers, notamment d'essence sur le marché québécois, et la perte d'une partie du marché ontarien au profit des raffineries situées à l'ouest de l'Outaouais.

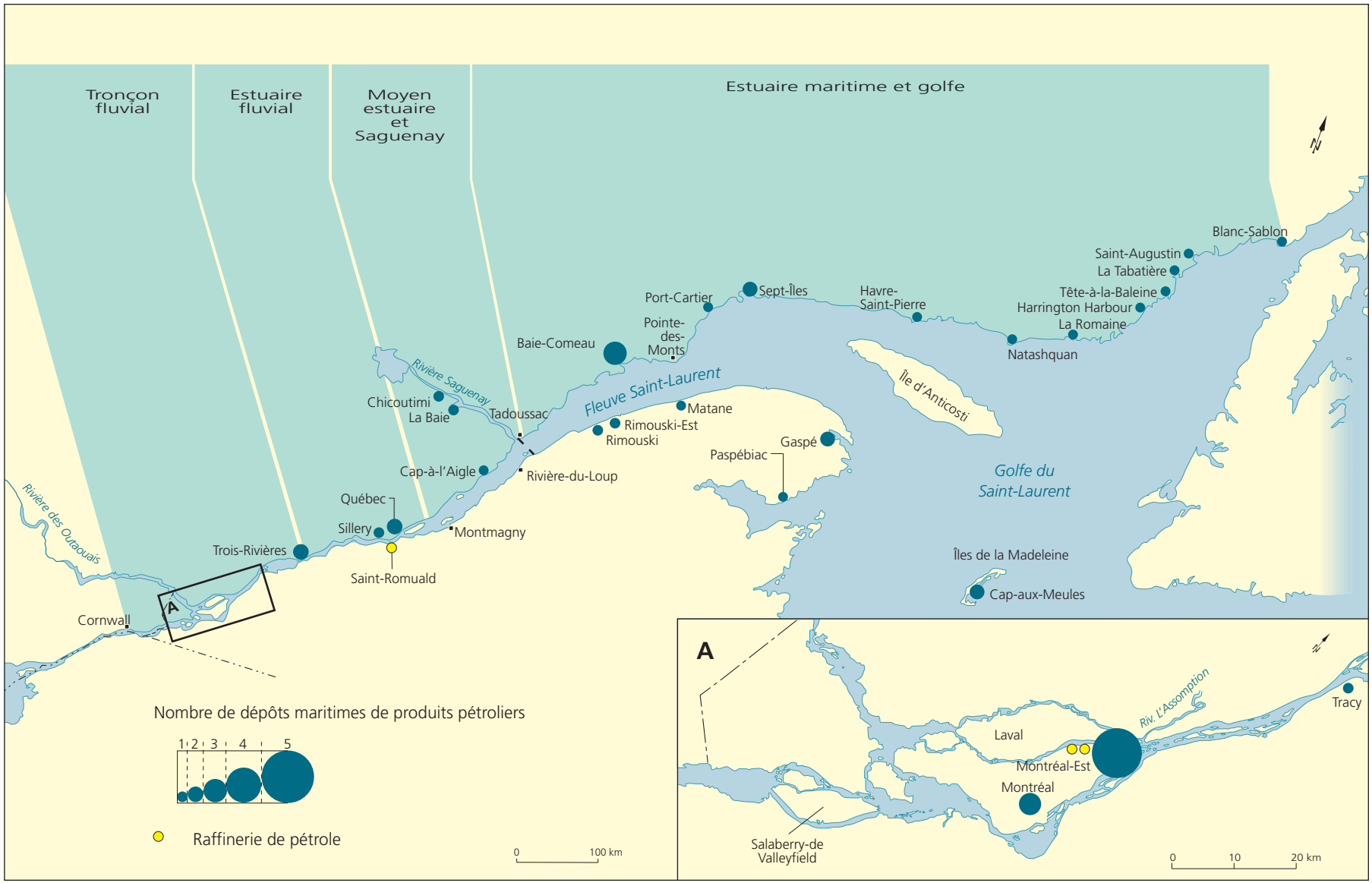
En 1992, ces trois raffineries rejetaient quotidiennement 27 850 m^3 d'eaux usées au fleuve. Ces eaux contenaient 74,5 kg d'azote ammoniacal, 160 kg d'huiles et graisses, 743 kg de matières en suspension, 4,4 kg de phénols et 1,3 kg de sulfures (tableau 3.5).

Si ces quantités demeurent élevées, il faut néanmoins noter qu'elles ont été considérablement réduites depuis 1975. Ainsi, le volume d'eaux usées est passé de 545 à 127 litres par baril de pétrole brut raffiné entre 1975 et 1990 (MENVIQ, 1993). De plus, entre 1988 et 1992, les rejets des trois raffineries en sulfures, huiles, matières en suspension, phénols et azote ont été réduits respectivement de 70, 64, 64, 66 et 61 p. 100. La section 3.7 traite de la toxicité des effluents industriels, dont ceux de ces trois raffineries.

Plusieurs millions de litres de pétrole sont entreposés dans les 39 dépôts pétroliers maritimes situés sur les rives du Saint-Laurent. Les régions du Bas-Saint-Laurent – Gaspésie et de la Côte-Nord comptent à elles seules 22 des 39 dépôts pétroliers (figure 3.9). L'effet de ces dépôts pétroliers sur la qualité du

FIGURE 3.9

Industrie pétrolière en bordure du Saint-Laurent



Source : À partir des données de MRN, 1995.

TABLEAU 3.5

Rejets des raffineries de pétrole en 1988 et 1992

Caractéristiques	Raffineries							
	Shell		Petro-Canada		Ultramar		Total	
	1988	1992	1988	1992	1988	1992	1988	1992
Eaux usées (m^3/jour)	12 860	9 700	16 700	10 780	6 440	7 370	36 000	27 850
Azote ammoniacal (kg/jour)	16	13,5	155	43	19	18	190	74,5
Huiles et graisses (kg/jour)	160	36	199	78	88	46	447	160
Matières en suspension (kg/jour)	963	206	401	325	718	212	2 082	743
Phénols (kg/jour)	5,6	0,3	6,1	2,9	1,4	1,2	13,1	4,4
Sulfures (kg/jour)	1,0	0,2	2,2	0,5	1,1	0,6	4,3	1,3

Sources : Bouchard, 1992 (données 1988); Villeneuve, 1994 (données 1992).

Saint-Laurent est surtout d'ordre esthétique. Depuis 1991, d'après le *Règlement sur les produits pétroliers*, tous les nouveaux réservoirs de pétrole qui se construisent doivent être munis d'une cuvette de rétention permettant le confinement des produits déversés ou ayant débordé et des eaux de ruissellement, et ce, afin que les risques de fuite et de déversements dans l'environnement soient réduits le plus possible (Berrouard, 1994).

Dans une première étape, les propriétaires de réservoirs installés avant 1991 avaient jusqu'au 11 juillet 1994 pour les enregistrer auprès du ministère des Ressources naturelles. Dans une étape ultérieure, ils devront modifier leurs systèmes afin de se conformer aux exigences du *Règlement sur les produits pétroliers*. Les problèmes de fuites de ces réservoirs peuvent donc encore survenir et contaminer possiblement le sol, la nappe phréatique et potentiellement le fleuve. Aucune donnée n'est actuellement disponible quant à la fréquence et au volume des fuites qui se sont produites.

Enfin, au 31 décembre 1991, on comptait 6052 stations d'essence au Québec, dont un bon nombre se trouvent dans les municipalités riveraines du Saint-Laurent (MER, 1992a). Ces stations peuvent avoir un effet polluant sur le Saint-Laurent advenant des fuites dans les réservoirs. En 1990-1991, 139, soit 21 p. 100 des cas de déversements survenus dans la région de Montréal et de Lanaudière, étaient dus à des fuites dans les réservoirs hors sol ou enterrés (MENVIQ, 1993). Afin de contrer ce risque, les propriétaires de réservoirs enterrés doivent les remplacer après 25 ans par des réservoirs en acier munis d'une protection cathodique. L'objectif est de changer 90 p. 100 des réservoirs enterrés avant le 1er janvier 1998 (Blanchet, 1993).

3.3.3 GAZ NATUREL

À l'exception des volumes de gaz naturel provenant d'un gisement situé à Saint-Flavien (région Chaudière-Appalaches), la totalité du gaz naturel consommé au Québec (5,5 milliards de m^3 en 1991) provient de l'Alberta (MER, 1992b).

Le gaz naturel en provenance de l'Alberta est acheminé par le réseau de Trans-Canada Pipelines, dont l'embranchement principal traverse la Saskatchewan, le Manitoba et l'Ontario en direction de Toronto pour ensuite longer le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent jusqu'à Montréal. Le gazoduc, qui s'arrêtait à Montréal, a été prolongé à deux reprises : jusqu'à Saint-Augustin en longeant le fleuve sur la rive nord (figure 3.10) au début des années 1980; vers le Saguenay – Lac-Saint-Jean, en 1984.

Entre Cornwall et Québec, sur la rive nord, et Sorel, sur la rive sud, de nombreuses municipalités riveraines sont desservies par le réseau de distribution. De plus, une conduite sous-fluviale qui part de Trois-Rivières permet d'alimenter le parc industriel de Bécancour. Un réservoir situé à Pointe-du-Lac permet d'entreposer 11 millions de mètres cubes de gaz naturel. Précisons également qu'un projet d'extension du réseau, approuvé par la Régie du gaz naturel, devrait permettre de relier Québec à Saint-Agapit en 1995. La traversée du fleuve devrait s'effectuer par forage directionnel sous le lit du fleuve, limitant ainsi les effets environnementaux (Durand, 1993).

Les principaux risques environnementaux du réseau en place sont associés au risque d'explosion pouvant provoquer localement des dommages importants (MENVIQ, 1993).

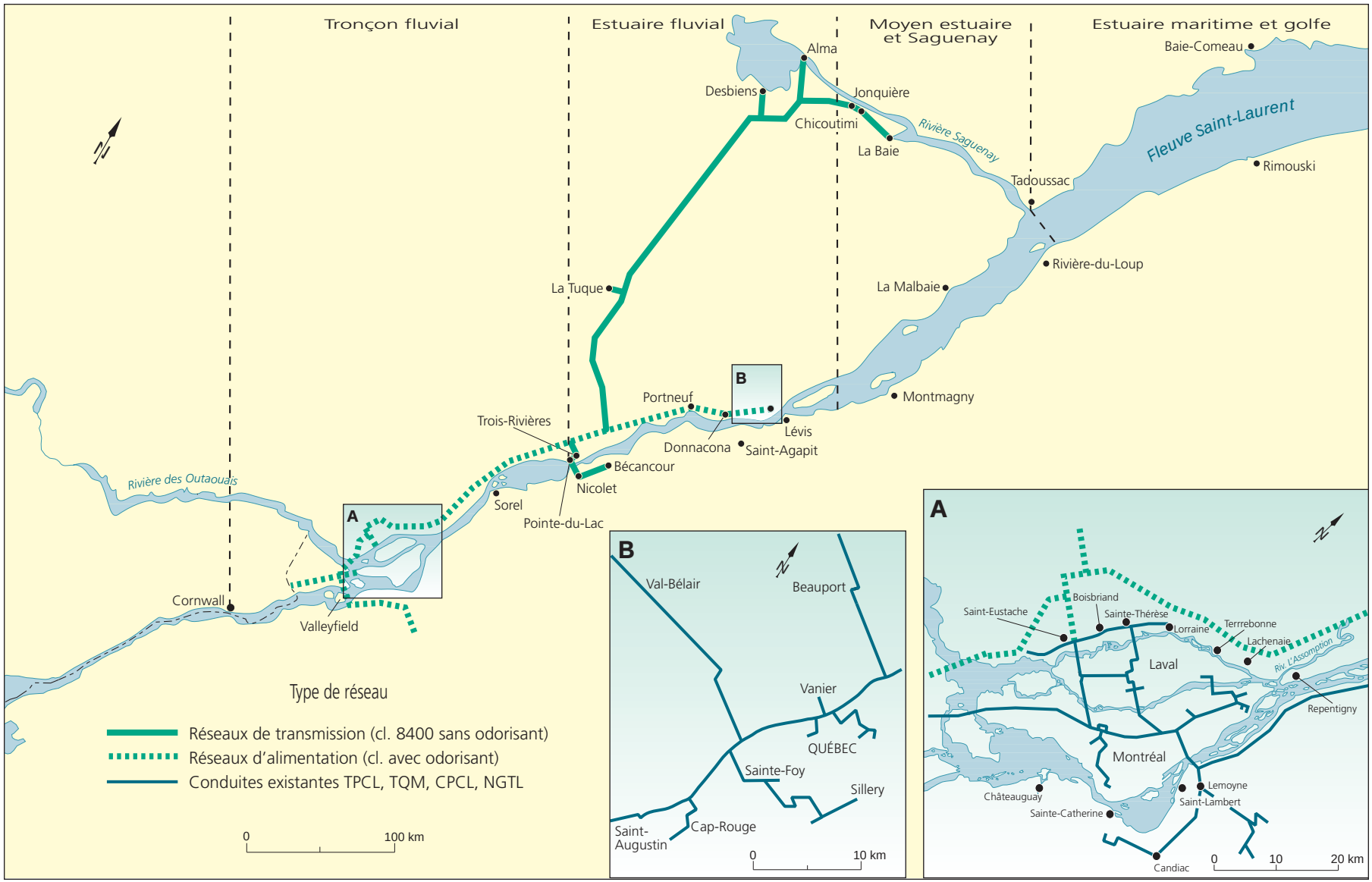
3.3.4 FAITS SAILLANTS

Les centrales hydroélectriques et thermiques situées sur les bords du Saint-Laurent et du Saguenay ont une puissance installée de près de 4500 MW, soit 13 p. 100 de la puissance disponible au Québec. C'est lors de cette utilisation du fleuve à des fins de production énergétique que les impacts environnementaux du secteur énergétique sont les plus évidents. D'un côté, les barrages hydroélectriques engendrent des modifications de l'écosystème aquatique comme des changements dans les conditions hydrodynamiques. De l'autre, les centrales thermiques de type conventionnel et nucléaire utilisent de forts volumes d'eau de refroidissement dont le rejet entraîne localement une hausse de la température de l'eau. On ne prévoit pas cependant de nouvelles constructions pour ce type d'installations, et en l'absence de modifications des installations existantes, les effets environnementaux ne devraient pas changer.

D'autres activités liées au secteur énergétique, dont le transport de produits pétroliers par navires-citernes, les emprises des lignes de transport aériennes, les rejets des eaux usées des raffineries, peuvent également influencer l'état du

FIGURE 3.10

Réseau de transport et de distribution du gaz naturel en bordure du Saint-Laurent



Source : Adapté de Gaz métropolitain, 1992.

fleuve. Dans le présent rapport, les impacts environnementaux liés au secteur de l'énergie sont couverts dans d'autres problématiques, comme le transport maritime ou les rejets d'eaux usées industrielles. Notons que le transport de produits pétroliers par navires-citernes constitue un risque de contamination et que les rejets des eaux usées des raffineries québécoises sont une source importante de pollution, en nette diminution cependant.

3.4

Pêche commerciale et aquiculture

Les récits des premiers explorateurs européens font largement état de l'abondance des ressources halieutiques sur la côte nord-ouest de l'Atlantique, et dans le Saint-Laurent. La situation a bien changé en cette fin du 20e siècle, qu'il s'agisse des espèces d'eau douce (ou dulcicoles) ou des espèces marines.

3.4.1 PÊCHE COMMERCIALE EN EAUX DOUCES

Le territoire de pêche en eaux douces s'étend de Cornwall à la pointe est de l'île d'Orléans et peut être divisé en six secteurs. Il s'agit des secteurs du lac Saint-François, du lac Saint-Louis, du bassin de La Prairie, du lac Saint-Pierre, de Trois-Rivières et de Québec (figure 3.11).

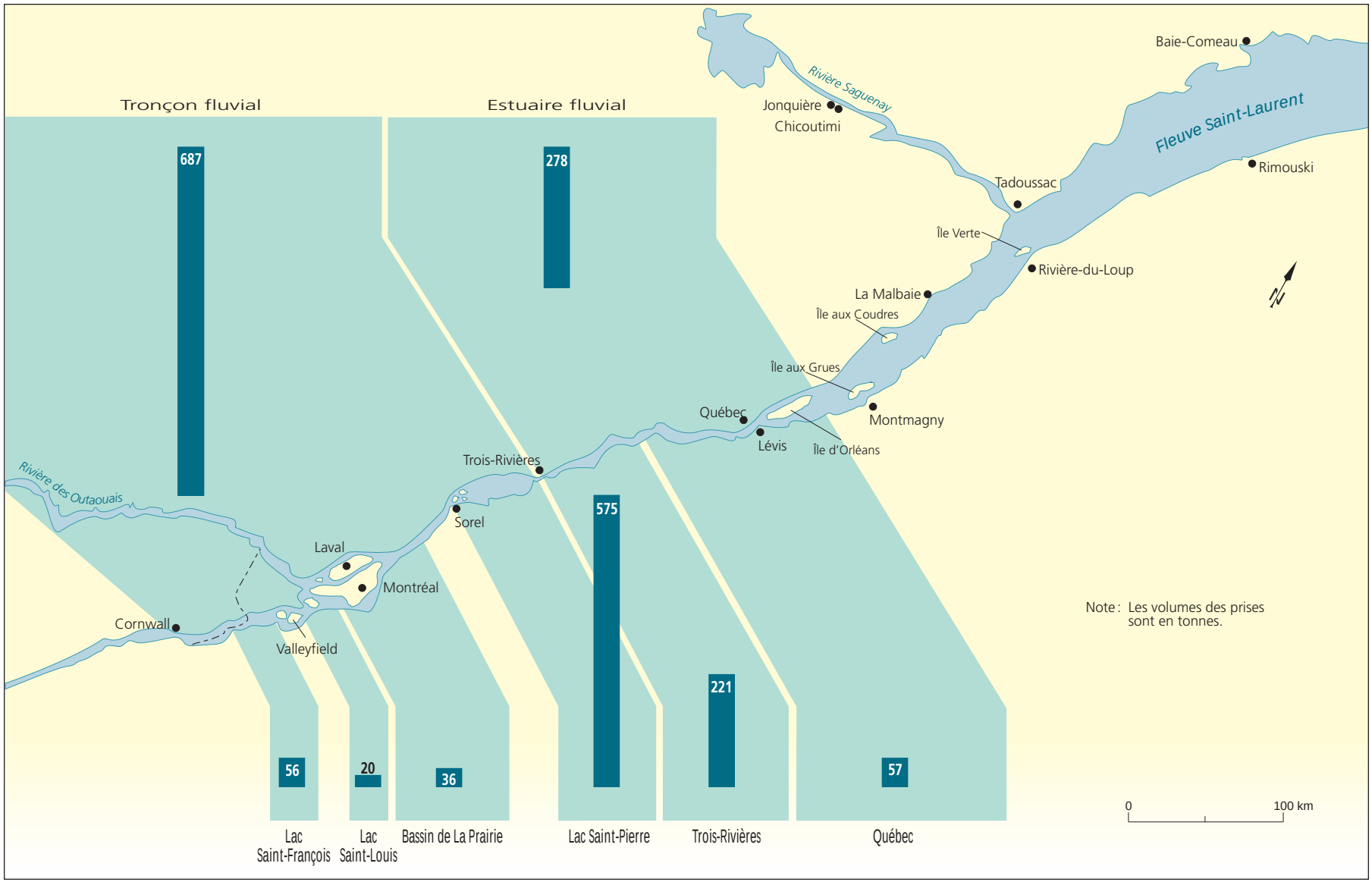
En 1991, 108 permis de pêche commerciale en eaux douces ont été émis aux pêcheurs du fleuve Saint-Laurent par le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (Johnson, 1991). Les pêcheurs du secteur du lac Saint-Pierre détenaient 42 de ces permis (Demers, 1992).

L'importance économique de cette activité est difficile à quantifier. Dans la région du lac Saint-Pierre, on évalue les retombées économiques de l'ensemble des activités liées à ce secteur (pêche, transformation et distribution) à 5,7 millions de dollars permettant de générer du travail équivalent à 135 personnes-années. Pour une région comme celle du lac Saint-Pierre, où 35 670 personnes détenaient un emploi en 1986, il s'agit donc d'une activité marginale (Auclair *et al.*, 1991). Son importance économique pourrait toutefois être significative pour quelques municipalités où se concentre cette activité.

De Cornwall à l'île d'Orléans, les pêcheurs ont capturé et débarqué 965 tonnes (t) de poissons en 1992, en baisse de 180 t par rapport à 1986. C'est dans le secteur du lac Saint-Pierre que les débarquements sont les plus importants avec 575 t en 1992, soit 60 p. 100 des captures totales en eaux douces.

FIGURE 3.11

Secteurs de pêche en eaux douces (volume des prises par secteur en 1992)



Source : À partir des données de Johnson, 1991.

Le secteur de Trois-Rivières vient au second rang avec 221 t, suivi par les secteurs de Québec (57 t), du lac Saint-François (56 t), du bassin de La Prairie (36 t) et du lac Saint-Louis (20 t) (figure 3.11).

Si plus de vingt espèces sont pêchées à des fins commerciales, quatre d'entre elles représentent près de 85 p. 100 des débarquements. Il s'agit de la Barbotte brune (255 t), la Perchaude (238 t), l'Esturgeon jaune (211 t) et l'Anguille d'Amérique (116 t) (Johnson, 1991). Les baisses de captures d'Anguille d'Amérique traduisent l'importante diminution de cette population. Depuis 1983, les remontées des juvéniles vers le lac Ontario, lieu de croissance traditionnel, ont chuté de 99 p. 100, passant graduellement de 1 293 600 à 11 500 individus en 1992. Une telle situation laisse présager des diminutions de captures importantes pour les années à venir. En ce qui concerne l'Esturgeon jaune, la population serait aussi à la baisse. La population comprise entre le lac Saint-Louis et le lac Saint-Pierre est caractérisée par un haut taux de mortalité attribué à l'exploitation intensive par la pêche commerciale, la récolte illégale et une mortalité naturelle élevée qui pourrait être liée à la forte pollution des eaux de ce secteur (Dumont *et al.*, 1987). Les stocks de Barbotte brune et de Perchaude sont abondants et la population est stable ou à la hausse (MENVIQ, 1993).

Certains secteurs sont plus propices que d'autres à ces espèces. Ainsi, les captures d'Esturgeon jaune dans le lac Saint-Louis, le lac Saint-François et dans le bassin de La Prairie représentent respectivement 86, 78 et 67 p. 100 des captures. Pour le secteur du lac Saint-Pierre, la Barbotte brune domine avec 39 p. 100 des captures, suivie de la Perchaude, avec 34 p. 100. Dans le secteur de Trois-Rivières, on pêche surtout l'Esturgeon jaune (20 p. 100), la Perchaude (19 p. 100) et l'Anguille d'Amérique (19 p. 100). Le secteur de Québec se caractérise par ses captures d'Anguille d'Amérique (47 p. 100) et d'Esturgeon jaune (27 p. 100) (Johnson, 1991).

Le lac Saint-Pierre constitue le principal secteur de pêche commerciale en eaux douces dans le couloir du Saint-Laurent mais c'est dans ce secteur que les captures sont à la baisse. Ainsi, de 1986 à 1992, les captures sont passées de 822 t à 575 t, soit une baisse de 30 p. 100 (tableau 3.6). Les deux principales espèces capturées sont la Barbotte brune et la Perchaude. Celle-ci a connu une forte baisse durant ces mêmes années alors que les prises sont passées de 376 t à 224 t. Notons toutefois que malgré cette tendance à la baisse, l'année 1992 avait marqué l'ouverture de l'usine de transformation de la Coopérative des pêcheurs commerciaux du lac Saint-Pierre.

TABLEAU 3.6

Portrait de la pêche commerciale au lac Saint-Pierre : volumes des débarquements de 1986 à 1992 (en tonnes)

Espèce	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Anguille d'Amérique	73,0	50,7	44,7	57,0	53,4	50,4	43,4
Barbotte brune	376,4	348,9	335,0	227,1	197,7	188,4	223,8
Barbue de rivière	13,0	13,2	9,0	7,7	13,3	14,2	7,5
Crapet	38,0	33,1	39,4	37,4	33,8	36,7	23,6
Esturgeon jaune	93,2	129,2	54,5	57,4	69,1	72,8	64,9
Meunier noir	1,2	14,7	14,4	7,3	3,0	4,8	4,6
Perchaude	221,7	207,6	238,9	216,1	177,5	193,3	195,6
Écrevisse	4,8	5,1	7,7	8,7	7,4	7,5	8,8
Autres	0,6	5,4	0,3	7,2	5,2	17,5	3,3
Total des captures	**821,9**	**807,9**	**743,9**	**625,9**	**560,4**	**585,6**	**575,5**

Source : Johnson, 1991.

La pêche commerciale au lac Saint-Pierre se caractérise également par une quantité importante de rejets, en particulier pour la Barbotte et la Perchaude. Ainsi, en 1992, les prises de Barbotte et de Perchaude conservées et ramenées à terre s'élevaient à 224 et 196 t, alors que les prises remises à l'eau sont estimées à 265 t pour la Barbotte et 117 t pour la Perchaude. Ces rejets peuvent s'expliquer notamment par la capture de poissons de tailles non commerciales ou par de mauvaises conditions du marché. On ne connaît pas cependant l'importance écologique de cette situation mais on estime que le taux de mortalité associé à ces rejets devrait être nettement moins élevé qu'il ne l'est pour la pêche maritime à engins mobiles. Pour l'année 1992, les rejets totaux au lac Saint-Pierre sont estimés à 561 t par rapport à 623 pour l'ensemble des six secteurs (tableau 3.7).

En ce qui concerne la valeur des débarquements des espèces dulcicoles capturées dans le fleuve Saint-Laurent, elle était estimée en 1992 à 3,2 millions de dollars, dont 1 742 002$ pour le lac Saint-Pierre, 794 149$ pour le secteur Trois-Rivières, 266 773$ pour celui de Québec, 217 312$ pour le lac Saint-François, 136 386$ pour le secteur du bassin de La Prairie et 80 713$ pour le lac Saint-Louis (MAPAQ, 1993).

La pêche aux poissons-appâts fait également partie des activités liées à la pêche commerciale en eaux douces. Notons que l'utilisation et la possession de poissons vivants comme appât ne sont autorisées que dans le sud-ouest du territoire québécois et dans le fleuve Saint-Laurent (Mongeau, 1985). En 1981, au lac Saint-Louis par exemple, on comptait 15 pêcheurs détenteurs d'un permis

TABLEAU 3.7

Captures conservées et rejets de la pêche commerciale en eaux douces au Québec en 1992 (en tonnes)

Secteur	Captures conservées	Rejets
Lac Saint-Louis	20	<1
Lac Saint-François	56	<1
Bassin de La Prairie	36	2
Lac Saint-Pierre	575	561
Trois-Rivières	221	56
Québec	57	4
Total	**965**	**623**

Source : Johnson, 1991.

pour la pêche aux poissons-appâts (Mongeau, 1985). La récolte au lac Saint-Louis serait plus importante que la moyenne calculée pour la totalité de la région montréalaise (Dumont, 1991). C'est à l'automne que s'effectue la majorité des captures tandis que la période hivernale sert à l'écoulement des prises auprès des adeptes de la pêche sous la glace (Mongeau, 1985). La récolte annuelle est constituée principalement par les espèces suivantes (en ordre décroissant d'importance) : Méné jaune, Méné d'argent, Méné émeraude et Queue à tache noire (Mongeau, 1985). En 1979, la pêche aux poissons-appâts rapportait des revenus bruts annuels de l'ordre de 50 000 $, soit 6000 $ annuellement par pêcheur (Mongeau, 1985).

3.4.2 PÊCHE COMMERCIALE MARITIME

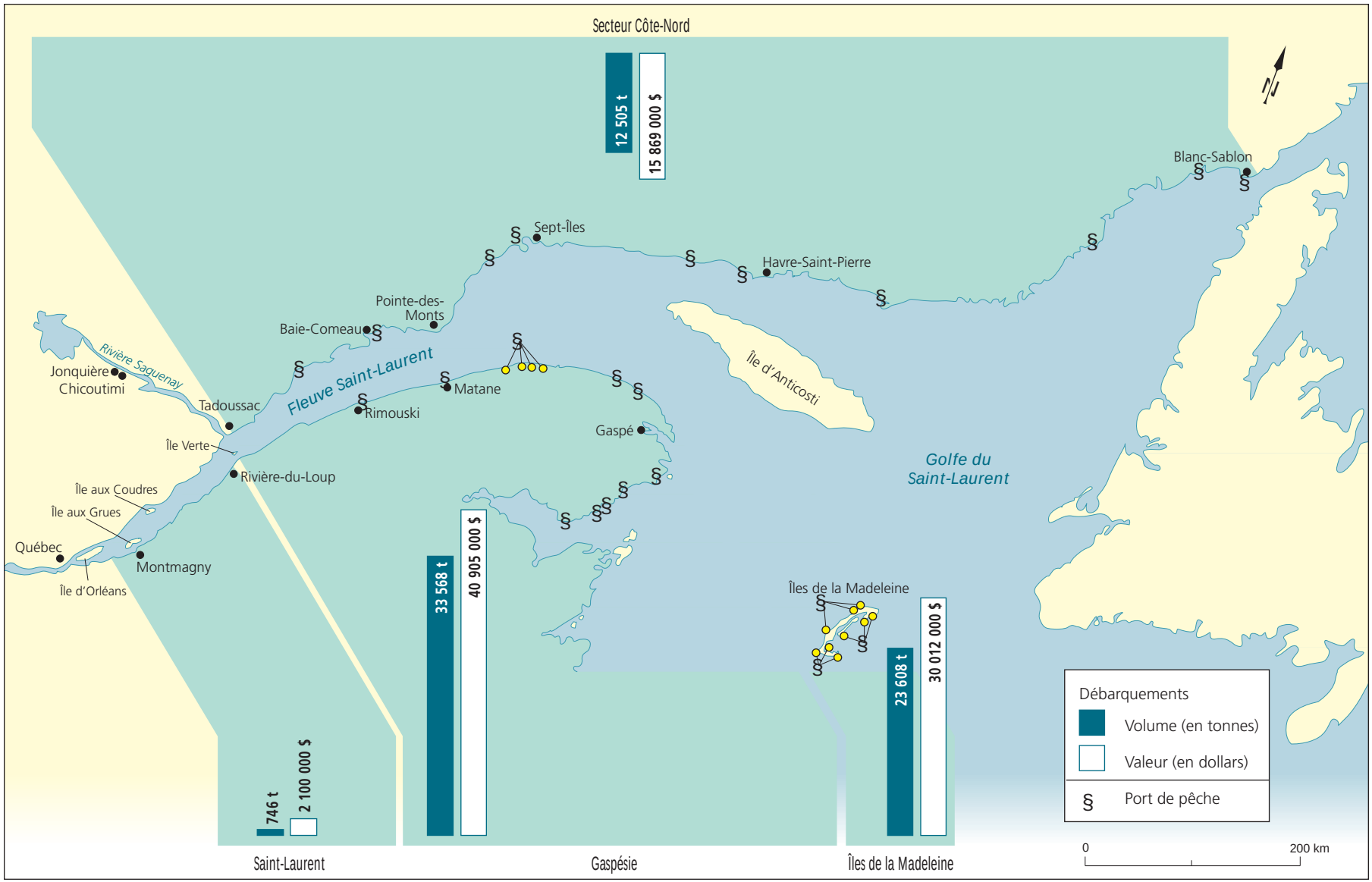
Le territoire de pêche maritime du fleuve Saint-Laurent s'étend de la pointe est de l'île d'Orléans à Blanc-Sablon sur la rive nord et englobe la baie des Chaleurs sur la rive sud. Ce territoire est découpé en quatre secteurs distincts : Saint-Laurent, Côte-Nord, Gaspésie et îles de la Madeleine (figure 3.12), dans lesquels on dénombre au total une cinquantaine de ports de pêche.

Le secteur de la pêche maritime est marginal dans l'économie québécoise, avec moins de 1 p. 100 du produit intérieur brut. Il s'agit toutefois d'un secteur extrêmement important au niveau régional. Les activités liées à la pêche maritime représentent en effet près de 10 000 emplois saisonniers sur une main-d'œuvre disponible de 136 000 personnes. De ce nombre, 74 000 personnes, ou 54 p. 100, sont inactives. Dans ce contexte, la pêche représente 80 p. 100 de l'emploi total sur la Basse-Côte-Nord, 46 p. 100 aux îles de la Madeleine et 25 p. 100 en Gaspésie (MAPAQ, 1993).

En 1992, on dénombrait 5431 pêcheurs commerciaux dans le territoire de pêche maritime du Québec. La Gaspésie en comptait 45 p. 100, suivie

FIGURE 3.12

Territoire de pêche maritime au Québec (volume des débarquements par secteur en 1992)



Source : À partir des données de Pêches et Océans, 1993a.

des secteurs de la Côte-Nord (30 p. 100), des îles de la Madeleine (23 p. 100) et du Saint-Laurent (2 p. 100). Pour la même année, la flotte québécoise comptait 2388 bateaux immatriculés, en baisse de 2,4 p. 100 par rapport à 1991. Cette baisse provient exclusivement de la réduction de la flotte des bateaux de moins de 35 pieds qui composent encore près de 75 p. 100 de la flotte québécoise. Quarante-deux pour cent de ces bateaux avaient un port d'attache en Gaspésie, 38 p. 100 sur la Côte-Nord, 19 p. 100 aux îles de la Madeleine et 2 p. 100 dans le secteur Saint-Laurent (Pêches et Océans, 1993b).

Outre le secteur de la capture, le secteur de la transformation est d'une importance primordiale. En 1992, ce secteur employait 4698 personnes et la valeur des 42 000 t de produits marins transformés atteignait près de 200 millions de dollars (Pêches et Océans, 1992). En 1992, la région maritime comprenait 60 usines de transformation dont 32 en Gaspésie, 18 sur la Côte-Nord et 10 aux îles de la Madeleine. Le secteur de la transformation comprenait également 43 usines situées à Montréal et à Québec (Pêches et Océans, 1993b).

L'industrie de la pêche québécoise faisait cependant face à une ressource à la baisse en 1992 (tableau 3.8). Le volume débarqué a chuté de 28 p. 100 depuis 1987 et se situait à 70 413 tonnes. Cette diminution provient essentiellement des espèces démersales (poissons de fond), dont les débarquements ont baissé de près de 26 000 tonnes depuis cinq ans. En ce qui concerne les débarquements des espèces pélagiques et des mollusques et crustacés, ils ont été dans l'ensemble relativement stables durant cette période à l'exception du Crabe des neiges dont les prises ont baissé.

Sur le plan de la répartition spatiale, c'est en Gaspésie que les débarquements sont les plus importants avec des captures de 33 568 t, suivie des îles de la Madeleine avec 23 608 t, de la Côte-Nord avec 12 505 t et, loin derrière, le secteur Saint-Laurent avec 746 t (figure 3.12).

Près de trente espèces font l'objet de cette exploitation commerciale. Par rapport à 1991, la Morue de l'Atlantique constituait encore en 1992 la principale espèce capturée pour ce qui est du volume avec un débarquement de 16 135 t (en baisse de 15,5 p. 100), suivie du Sébaste avec 14 486 t (en baisse de 10,4 p. 100), du Crabe des neiges avec 8262 t (en hausse de 3,5 p. 100) et de la Crevette avec 8211 t (en baisse de 14,4 p. 100) (Pêches et Océans, 1993b). Grâce aux bonnes conditions du marché, la valeur des débarquements était cependant en hausse de 3,3 p. 100 par rapport à 1991 (et cela malgré une baisse de 4,7 p. 100 des quantités débarquées) et se chiffrait à 88,9 millions de dollars.

TABLEAU 3.8

Débarquements par espèces au Québec de 1984 à 1992 (t. m.)

Espèces	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Poissons de fond									
Morue	37 573	41 865	34 274	31 189	26 906	25 927	22 284	19 094	16 135
Aiglefin	10	22	97	31	31	7	1	2	1
Sébaste	13 855	9 268	9 917	14 848	16 904	16 354	12 260	16 166	14 486
Flétan atlantique	67	132	206	156	178	168	254	205	116
Plie canadienne	2 290	3 042	3 571	4 739	3 476	2 556	2 165	2 162	1 925
Plie grise	162	357	481	645	348	376	153	202	183
Plie rouge	138	65	442	384	260	689	450	459	446
Plies non spécifiées	65	3			4		23	21	72
Flétan du Groenland	1 510	2 018	6 241	10 673	7 043	4 723	2 104	1 586	2 692
Merluche blanche	485	346	470	723	382	391	315	425	458
Loup de mer	26	20	67	75	41	45	61	53	21
Autres	9	158	100	292	151	35	26	59	154
Sous-total	56 190	57 296	55 866	63 755	55 724	51 273	40 096	40 434	36 689
Espèces pélagiques et de l'estuaire									
Hareng	2 888	3 342	3 860	5 640	5 057	3 271	6 267	3 940	3 846
Maquereau	2 231	2 178	3 004	2 753	3 662	2 252	1 971	3 256	3 480
Anguille	302	344	318	396	348	364	416	425	312
Saumon	65	78	89	110	91	81	74	38	79
Éperlan	48	76	53	24	135	141	114	171	92
Capelan	180	345	227	67	377	1 487	317	241	912
Autres	18	63	75	49	37	70	232	302	374
Sous-total	5 732	6 426	7 626	9 039	9 707	7 666	9 391	8 373	9 095
Mollusques et crustacés									
Myes	299	722	820	465	560	557	641	529	441
Palourdes	29	15	64	40	62	59	53	49	113
Moules	4	5	15	22	27	76	88	60	69
Pétoncles	1 102	1 304	1 171	1 977	1 366	2 436	3 572	2 522	2 692
Buccins	305	160	652	1 300	597	135	430	871	872
Homards	1 875	2 137	2 268	2 659	2 532	3 203	3 331	3 493	3 835
Crevettes	5 278	6 539	6 689	7 714	8 174	9 586	9 636	9 488	8 211
Crabe des neiges	12 766	15 301	14 761	10 172	8 827	6 037	6 976	7 982	8 262
Autres	291	283	6	16	616	405	130	31	134
Sous-total	21 949	26 466	26 446	24 365	22 761	22 494	24 857	25 025	24 629
Total	**83 871**	**90 188**	**89 938**	**97 159**	**88 192**	**81 433**	**74 344**	**73 832**	**70 413**

Sources : À partir des données de Pêches et Océans, 1988, 1990, 1992, 1993b.

Le premier rang pour ce qui est de la valeur des débarquements revient au Homard en raison de l'augmentation importante tant des prises (9,8 p. 100) que de son prix au débarquement (30,2 p. 100). Avec une valeur au débarquement de 26,4 millions de dollars (en hausse de 42,7 p. 100), la pêche au Homard représentait donc 30 p. 100 de la valeur des prises de toute l'industrie en 1992. Le Crabe des neiges suit avec une valeur de 18,2 millions (en baisse de 11,5 p. 100), la Morue avec 13,7 millions (en baisse de 9 p. 100) et la Crevette avec 12 millions (en baisse de 12,9 p. 100). Ces quatre espèces représentent à elles seules 80 p. 100 de la valeur des débarquements. Parmi les autres espèces importantes (valeur des débarquements supérieure à deux millions de dollars), le Flétan du Groenland a connu une hausse de 48 p. 100 (3,2 millions) de la valeur des débarquements; pour les pétoncles, la hausse a été de 7 p. 100 (3,0 millions). La valeur des débarquements du Sébaste était par contre en baisse de 8 p. 100 (3,7 millions) (Pêches et Océans, 1993b).

Bien que compensée en partie par une augmentation du prix au débarquement, la baisse des captures de poissons de fond affecte de façon importante la flotte de pêche qui exploite cette ressource (figure 3.13). Certains pêcheurs ont cessé leur activité, d'autres ont abandonné les espèces démersales et orienté leurs efforts vers d'autres espèces, les pélagiques, par exemple, alors que certains ont tout simplement vu la part de leurs revenus attribuable aux poissons de fond diminuer au profit des autres espèces (Lauzier *et al.*, 1993). Ainsi, entre 1987 et 1991, le nombre d'entreprises de pêche tirant leur principal revenu des débarquements de poissons de fond est passé de 786 à 404, soit une baisse de 49 p. 100. Cette diminution est principalement attribuable aux entreprises de pêche avec engins fixes, plus précisément la catégorie des moins de 35 pieds, dont un certain nombre n'œuvraient dans l'industrie des pêches qu'à temps partiel.

Du côté des opérations de pêche avec engins mobiles, on note le retrait de huit entreprises depuis 1989, année de la mise en place du programme d'allocation des quotas par entreprise. L'effet rationalisateur de ce programme, attribuable à la transférabilité des quotas de pêche, explique probablement cette diminution (Lauzier et Chamberland, 1992).

Le secteur de la transformation des produits de la pêche en régions maritimes subit également les contrecoups de la diminution de la ressource. La surcapacité de transformation est évidente et on estime que le taux moyen d'utilisation se situe aux environ de 45 p. 100 de la capacité des installations (MAPAQ, 1993).

3.4.2.1 Morue de l'Atlantique : des captures en déclin

Parmi les poissons de fond, la Morue a toujours tenu le premier rang pour le volume et la valeur au Québec. Toutefois, sa capture a varié sous l'effet conjugué de multiples facteurs de nature climatique, biologique, socio-économique et technique.

Les captures de Morue au Québec ont connu un déclin marqué de 1971 à 1976, une hausse très importante de 1977 à 1981 à la suite de la mise en place de la zone des 200 milles en 1977, une certaine stabilité les quatre années suivantes et, enfin, une chute accélérée depuis 1985. Les débarquements de 1992 rejoignent ceux des pires années 1970 (figure 3.13).

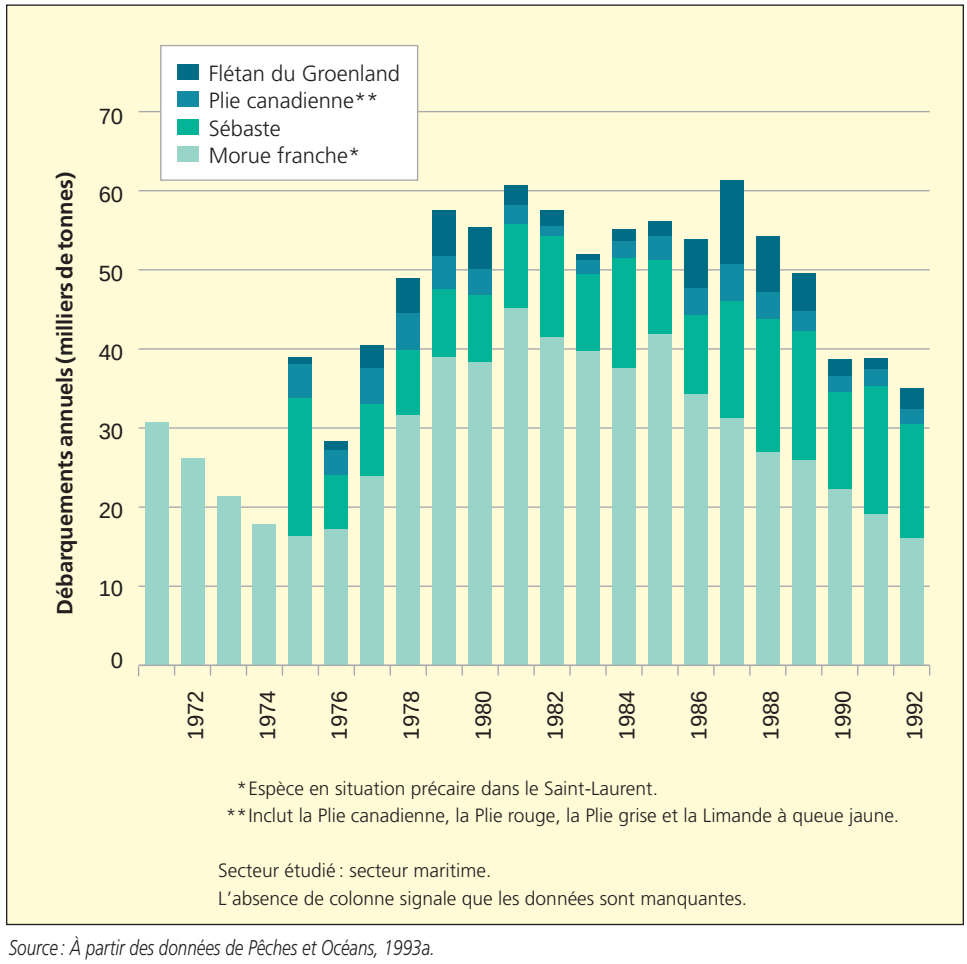
On distingue deux stocks de Morue dans le golfe, celui du sud (4T-4Vn) et celui du nord (4RS-3Pn). Ces stocks sont exploités par les pêcheurs du Québec, des quatre provinces maritimes ainsi que par la flotte de pêche française. Ces deux stocks de Morue du golfe ont diminué fortement depuis dix ans, amenant ainsi le niveau des captures disponibles en 1993 à son niveau historique le plus bas depuis que l'on fixe des contingents pour ces deux stocks (soit depuis 1976 pour la Morue du nord du golfe et depuis 1974 pour la Morue du sud) (Revéret, 1991).

Pour le stock du sud du golfe du Saint-Laurent, le total des prises admissibles (TPA) est passé de plus de 60 000 tonnes au début des années 1980 à 43 000 en 1992. En 1993, une autre réduction de près de 70 p. 100 a été imposée et le TPA est tombé à 13 000 t. Dans le nord du golfe, de 100 000 t qu'il était il y a dix ans, le TPA n'était plus que de 35 000 t en 1991 et de 31 000 t en 1993 (Pêches et Océans, 1993c). Dans le premier cas, on considère que la biomasse de Morue dans le sud du golfe est actuellement au niveau le plus faible jamais noté depuis 1950 environ, que le poids selon l'âge demeure inférieur à la moyenne, qu'il n'y a pas d'indice d'une amélioration du recrutement et que la mortalité par pêche est probablement élevée et de beaucoup supérieure au niveau cible (CSCPCA, 1993).

Cette situation a amené la fermeture complète de cette pêche le 1er septembre 1993 par les autorités responsables. Dans le cas du stock du nord, le niveau d'abondance est très faible, probablement le plus faible des 20 dernières années et la mortalité par pêche est très largement supérieure au niveau cible (CSCPCA, 1993).

Cette rareté croissante des stocks de Morue dans le golfe pourrait s'expliquer par plusieurs facteurs dont les plus probables sont : une surpêche par les chalutiers hauturiers et semi-hauturiers canadiens, une surestimation de la biomasse causée par de fausses déclarations des entreprises de pêche canadiennes,

FIGURE 3.13
Débarquements de quatre espèces de poissons de fond de 1971 à 1992



Source : À partir des données de Pêches et Océans, 1993a.

une température de l'eau inhabituellement froide ou d'autres facteurs environnementaux (MAPAQ, 1993). Il est difficile de quantifier l'importance de chacune de ces causes potentielles. Mais dans l'état actuel des stocks, on a toutefois la certitude que la flotte qui exploitait cette ressource a maintenant une surcapacité de pêche importante par rapport à la ressource disponible et que le secteur des pêches, en particulier celui des poissons de fond, fera l'objet d'une restructuration importante.

3.4.3 AQUICULTURE

L'aquiculture au Québec reste marginale avec une production de 1500 tonnes par année, soit environ 8 p. 100 du total canadien (MENVIQ, 1993). De plus, l'élevage de la truite en eaux douces représente près de 90 p. 100 de cette production. En ce qui concerne le Saint-Laurent, les activités aquicoles sont assez restreintes; elles se limitent au secteur maritime et à deux seules espèces, la Moule bleue et le Saumon de l'Atlantique.

En 1991, on retrouvait 10 producteurs de Moule bleue qui se répartissaient comme suit : deux en Gaspésie, six aux îles de la Madeleine et deux sur la Basse-Côte-Nord (Desrosiers, 1991). Le seul éleveur de Saumon de l'Atlantique

destiné à la commercialisation se trouve en Gaspésie, du côté de la baie des Chaleurs. En 1992, on a produit 60 t de Saumon et 87 t de Moules bleues (Johnson, 1991).

Le bilan n'est cependant pas très positif. La mytiliculture québécoise n'a pas obtenu le succès attendu du fait surtout que les techniques d'élevage ne sont pas suffisamment maîtrisées, ce qui rend très aléatoires les succès financiers d'un projet d'investissement (Johnson, 1991). Tout comme la mytiliculture, la salmoniculture connaît des difficultés d'adaptation. L'élevage du Saumon de l'Atlantique au Québec est confronté pendant plusieurs mois à des conditions climatiques difficiles. La température de l'eau entraîne une croissance trop lente, décalant d'une année la mise en marché du produit. De plus, la présence de glaces empêche l'utilisation de cages flottantes à l'année, ce qui oblige à recourir à l'élevage en silos bien que cette technique n'ait pas démontré sa faisabilité sur une base commerciale. Dans ce contexte, l'ampleur des capitaux requis par l'infrastructure et les coûts d'exploitation élevés ne permettent pas de produire à des prix concurrentiels (MAPAQ, 1993).

Notons cependant que les résultats préliminaires obtenus en 1992 lors de deux projets expérimentaux ont été encourageants. Il s'agissait d'un projet d'élevage de saumons dans des enclos marins (*sea-ranching*) et d'ensemencement de pétoncles sur certains sites appropriés des fonds marins (MAPAQ, 1993).

3.4.4 EFFETS DE LA PÊCHE COMMERCIALE

La ressource halieutique est une ressource naturelle renouvelable qui, en l'absence de modifications dans l'écosystème, devrait permettre une exploitation optimale soutenue sans pour autant diminuer la taille du stock. En pratique cependant, la pêche commerciale peut affecter les écosystèmes aquatiques de diverses façons. Le volet le plus visible en est l'exploitation intense pouvant se traduire par une taille plus petite de certaines espèces et, éventuellement, la diminution des stocks et l'imposition de restrictions ou de l'interdiction de pêcher certaines espèces. L'exemple de la Morue illustre en partie cette situation.

On peut se demander également quels sont les effets réels des engins de pêche sur l'écosystème. Certaines techniques de pêche pourraient avoir des impacts négatifs sur d'autres ressources marines, tels les mammifères et les oiseaux marins, en raison de la présence de filets fixes ou dérivants. L'utilisation d'engins de fond traînants pourrait également modifier les substrats et ainsi provoquer des effets induits sur la chaîne trophique. Il est toutefois difficile d'apprécier pleinement l'effet global de la pêche sur les écosystèmes car la question a été peu étudiée.

Le rejet en mer est une pratique courante qui peut également avoir des effets importants puisqu'il s'accompagne d'un taux élevé de mortalité pouvant affecter le recrutement futur (Cliche et Côté, 1984). Cette pratique s'explique tant par des facteurs économiques que réglementaires. Dans le premier cas, les pêcheurs sont peu intéressés à transporter à terre des espèces sans potentiel économique ou sans circuit commercial adapté. Dans le second cas, on note, dans le golfe du Saint-Laurent, un phénomène généralisé de captures de juvéniles (Martin, 1990). Les pénalités associées aux débarquements de juvéniles expliquent les importants rejets en mer. Pour réduire les captures de juvéniles, les chalutiers doivent donc changer de zone lorsque le poids moyen des poissons de moins de 41 cm représente plus de 15 p. 100 des prises. On estime toutefois que les rejets en mer représentent quand même entre 10 et 11 p. 100 des prises totales (Pêches et Océans, 1993c). Comme on l'a mentionné précédemment, l'importance écologique des rejets associés à la pêche commerciale en eaux douces est encore moins connue.

Finalement, au Québec, les usines de transformation du poisson auraient produit en 1989 près de 40 000 t de déchets. Le taux de récupération des déchets serait de l'ordre de 70 p. 100 (MAPAQ, 1990). Quatre procédés de valorisation sont utilisés : la production de farine pour l'alimentation animale; le broyage et la congélation pour l'alimentation animale; le compostage; et l'épandage direct sur les terres agricoles.

Les déchets non récupérés représenteraient quelque 12 000 t. De ces 12 000 t, 15 p. 100 auraient été immergées (1800 t) et le reste enfoui en milieu terrestre lorsque le sol le permettait; le sol en majeure partie rocheux de la Côte-Nord rend l'enfouissement difficile. Notons que si l'enfouissement n'est pas conforme aux règles élémentaires du respect de l'environnement, il peut s'ensuivre des problèmes sérieux comme des odeurs désagréables et la contamination des cours d'eau adjacents, mais il s'agit tout de même d'un phénomène ponctuel. L'impact de ces lieux d'enfouissement sur le milieu marin côtier n'est pas connu, mais a peu d'effets sur le fleuve à proprement parler (MAPAQ, 1990).

3.4.5 FAITS SAILLANTS

La *pêche commerciale en eaux douces* est une activité économique marginale dans le couloir du Saint-Laurent. Elle permet la capture de près de 1000 tonnes de poissons composées à 85 p. 100 de Barbotte brune, Perchaude, Esturgeon jaune et Anguille d'Amérique. Les populations des deux premières espèces sont stables alors que celles d'Esturgeon jaune et d'Anguille d'Amérique sont à la baisse. Notons que le lac Saint-Pierre est de loin le principal secteur puisque 60 p. 100 des prises y sont réalisées.

La *pêche commerciale maritime* est quant à elle l'un des principaux moteurs économiques pour les régions de la Gaspésie, des îles de la Madeleine et de la Basse-Côte-Nord. Toutefois, cette activité se heurte à une ressource à la baisse et les débarquements ont chuté de 28 p. 100 entre 1987 et 1992. Le secteur des mollusques et crustacés se comporte relativement bien, en particulier le Homard dont la valeur au débarquement était en hausse de plus de 40 p. 100 en 1992. Il en va autrement pour le secteur des poissons de fond qui traverse une crise sans pareil. Les stocks de Morue en particulier se sont effondrés et la fermeture de cette pêche dans le sud du golfe a été décrétée le 1er septembre 1993. Ce secteur devrait donc connaître une profonde restructuration qui ne sera pas sans affecter l'ensemble de l'économie régionale.

3.5

Activités récréatives et touristiques

Avec ses paysages exceptionnels, ses nombreux lieux historiques, ses richesses naturelles variées et ses plans d'eau remarquables, le fleuve Saint-Laurent offre un potentiel touristique et récréatif extraordinaire. À l'heure actuelle, et pour l'ensemble du Québec, les retombées économiques des activités récréatives et touristiques s'élèvent à plus de trois milliards de dollars par année. Le fleuve y joue un rôle non négligeable puisque la majorité des activités offertes et des infrastructures d'accueil sont concentrées aux abords de cette artère (Gouvernement du Canada, 1991).

3.5.1 VOCATION RÉCRÉATIVE DU FLEUVE

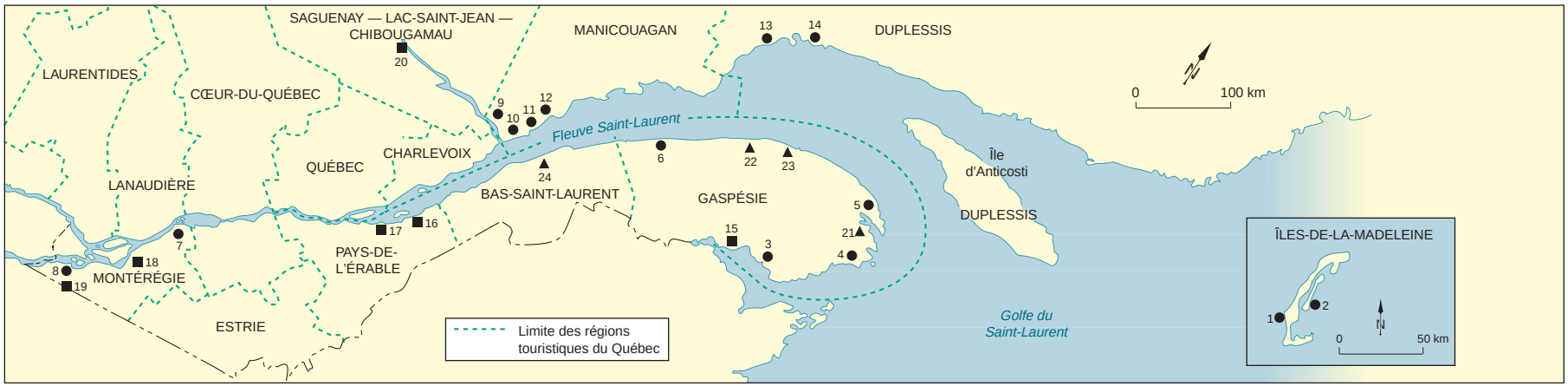
Qu'il s'agisse d'activités touristiques ou récréatives, la qualité de vie associée au Saint-Laurent est un aspect essentiel du développement économique et social du Québec. Les gens ont de plus en plus besoin de se retrouver dans un environnement sain, à la fois beau, agréable et riche de possibilités récréatives. En ce sens, le fleuve et ses rives constituent un capital que les Québécois, tout comme les visiteurs, commencent à redécouvrir. À titre d'exemple, on peut mentionner le nombre et la diversité des festivals reliés au fleuve (figure 3.14), l'aménagement des vieux ports de Montréal, Québec et Trois-Rivières et le Parc des îles à l'île Notre-Dame (Gouvernement du Canada, 1991).

3.5.1.1 Navigation de plaisance

Chaque année, la randonnée nautique gagne en popularité. Le besoin d'évasion, d'aventure, d'harmonie et d'intégration au milieu pousse les amateurs à lancer sur les eaux du fleuve une véritable flottille de près de 40 000 bateaux qui, durant la belle saison, entreprennent la conquête de ce majestueux cours d'eau. Pour le navigateur, le Saint-Laurent, «percé d'affluents, jonché de centaines d'îles, bordé de centres industriels ou de villages pittoresques qui s'accrochent à ses rives, ici accueillantes et là escarpées» (MLCP, 1987b) ne sera jamais monotone. En fait, ce plan d'eau se prête à peu près partout à la voile ou au

FIGURE 3.14

Festivals liés au fleuve en 1991



	Symbole	Nom du festival	Municipalité	Région touristique	Saison (mois)
Festivals liés à une ressource marine ou à la pêche commerciale ou sportive	● 1	Festival du pêcheur	Étang-du-Nord	Îles-de-la-Madeleine	Été (juillet)
	2	Festival des fruits de mer	Havre-aux-Maisons	Îles-de-la-Madeleine	Été (juillet)
	3	Tournoi de pêche	Saint-Siméon	Gaspésie	Été (juillet)
	4	Exposition régionale, industrielle et commerciale (axée sur la pêche)	Grande-Rivière	Gaspésie	Printemps (mai)
	5	Festival des pêches	Rivière-au-Renard	Gaspésie	Été (juin-juillet)
	6	Festival de la crevette	Matane	Gaspésie	Été (fin juin)
	7	Festival de la gibelotte	Sorel	Montérégie	Été (juillet)
	8	Festival de la truite	Valleyfield	Montérégie	Printemps (juin)
	9	Festival provincial du saumon	Sacré-Coeur	Manicouagan	Été (juillet)
	10	Festival de la baleine bleue	Grandes-Bergeronnes	Manicouagan	Été (août)
	11	Festival Esco-crabe	Les Escoumins	Manicouagan	Printemps (mai-juin)
	12	Festival de la clam	Rivière-Portneuf	Manicouagan	Printemps (juin)
	13	Festival du pêcheur	Port-Cartier	Duplessis	Été (juillet)
	14	Frolic du caplan	Sept-Îles	Duplessis	Printemps (mai)
Festivals liés à une activité récréative (autre que la pêche) impliquant l'eau ou une ressource faunique liée à l'eau (ex. : oies, canards)	■ 15	Festivoile	Carleton	Gaspésie	Été (août)
	16	Festival de la Saint-Hubert	Cap-Saint-Ignace	Pays-de-l'Érable	Été (début septembre)
	17	Festival de l'Oie blanche	Montmagny	Pays-de-l'Érable	Automne (octobre)
	18	Festival des voiles	Longueuil	Montérégie	Été (août)
	19	Les régates de Valleyfield	Valleyfield	Montérégie	Été (juillet)
	20	Festirame d'Alma	Alma	Saguenay – Lac-Saint-Jean – Chibougamau	Été (juillet)
Festivals liés à l'histoire ou à la géographie d'un site	▲ 21	Festival Jacques-Cartier	Gaspé	Gaspésie	Été (juillet)
	22	La fête du vol libre	Mont-Saint-Pierre	Gaspésie	Été (juillet-août)
	23	Festival du Goéland des monts	Sainte-Anne-des-Monts	Gaspésie	Été (fin juin)
	24	Festival des Isles	Trois-Pistoles	Bas-Saint-Laurent	Été (juillet)

Aux 24 festivals ci-contre, on peut en ajouter 67 autres qui se sont déroulés en 1991 dans les municipalités riveraines.

Ces 67 festivals ne sont pas directement liés au fleuve mais peuvent parfois offrir des activités ayant un lien avec le fleuve (ex. : course de canot sur les glaces du fleuve au Carnaval de Québec)

Ces festivals sont très variés et sont centrés sur différents thèmes dont :

- activités industrielles agricoles ou commerciales (autres que la pêche)
- chanson, théâtre, cinéma, poésie, musique
- folklore, jeunesse
- mets locaux ou régionaux
- une saison (automne, hiver, etc.)

Source : CSL, 1993, à partir des données de Société des fêtes et festivals du Québec, 1990.

motonautisme, tout en recevant les navires de croisières et les cargos de fort tonnage.

La navigation de plaisance est apparue au Québec au siècle dernier principalement sous la forme de compétitions entre les propriétaires de petites embarcations dans les principaux ports du Saint-Laurent. Quoique initialement la course était l'élément moteur, l'aspect social prenait également de l'importance : «…avant les années 1860, les régates bien structurées des *timber towers* (courses à voile et à rame) et du *Quebec Rowing Club* (courses à rame surtout) étaient déjà des spectacles courus» (Roche et associés, 1983).

Par la suite, l'arrivée du yacht à moteur à essence, au début du 20e siècle, apportera un souffle nouveau à la navigation de plaisance. Cette nouvelle embarcation supplantera même le voilier. Le nombre de voiliers et la pratique de la voile ne cesseront alors de diminuer jusqu'au début des années 1980.

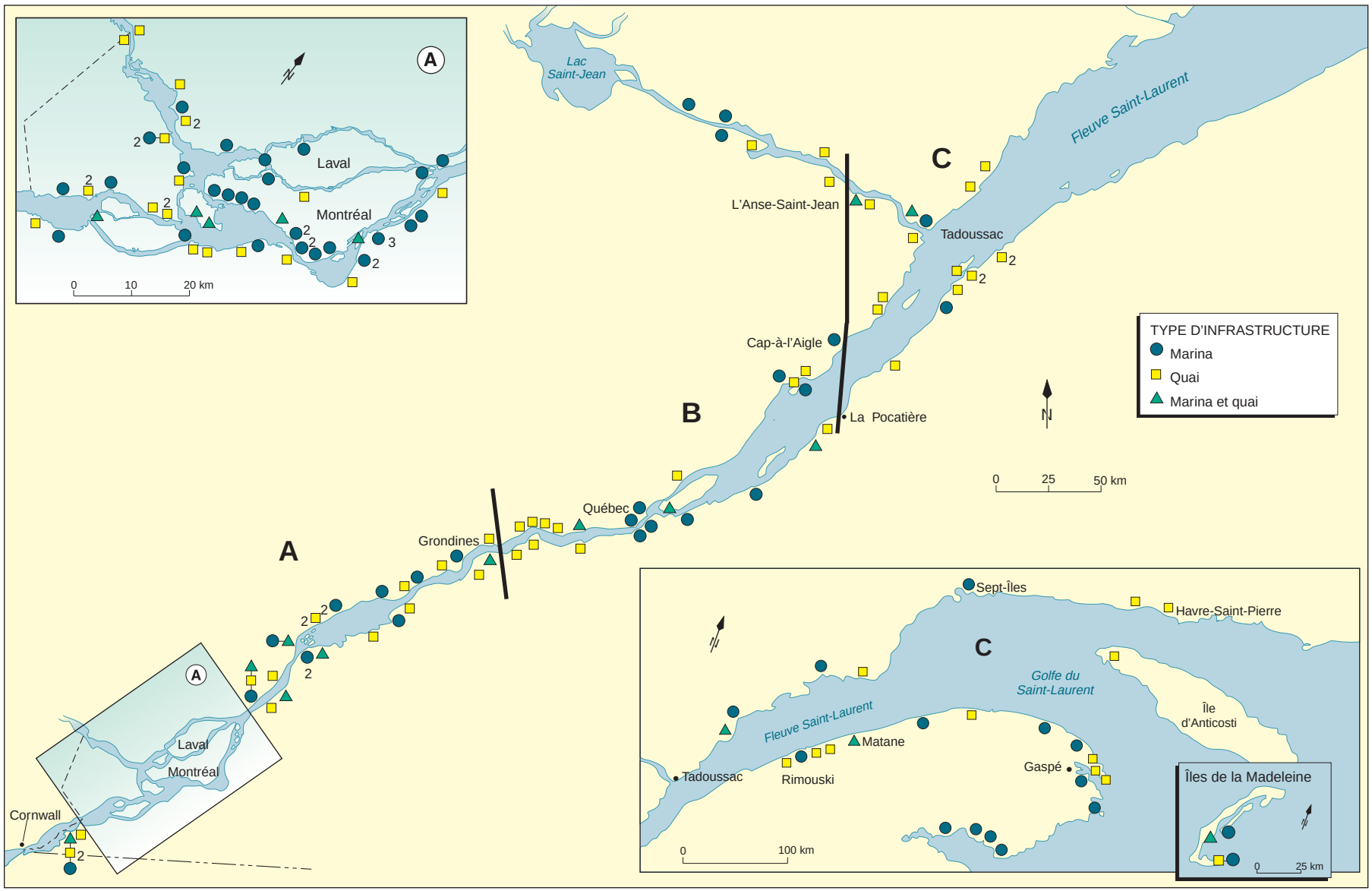
Depuis ses débuts, la principale difficulté qui s'est posée pour la navigation de plaisance a été le manque de lieux de mouillage abrités. Aussi, le développement des infrastructures (ports de plaisance, quais, rampes de mise à l'eau) a-t-il connu un essor important avec des effets bénéfiques pour la revalorisation du fleuve, particulièrement dans le tronçon fluvial (figure 3.15).

En 1988, 88 marinas (ports de plaisance) et 75 quais étaient répartis le long des rives du Saint-Laurent, dont 52 marinas et 30 quais dans le tronçon fluvial. On dénombrait d'autre part 175 rampes de mise à l'eau en 1987, dont 104 dans le tronçon fluvial (tableau 3.9). Ce nombre représente une augmentation de plus de 75 p. 100 entre 1982 et 1987. En 1987, 65 p. 100 des rampes de mise à l'eau recensées appartenaient à des organismes privés, 22 p. 100 étaient d'autorité fédérale, 4 p. 100 de compétence provinciale et 9 p. 100 de compétence municipale. Par ailleurs, dans un peu plus d'un tiers des 339 municipalités riveraines, on trouvait au moins une rampe de mise à l'eau, d'où la possibilité d'accès au fleuve dans celles-ci (MLCP, 1987b).

Le nombre d'embarcations de plaisance démontre l'importance de cette activité. En 1988, la Garde côtière canadienne recensait 38 146 embarcations sur le Saint-Laurent, soit 6,5 p. 100 de plus qu'en 1983. Ces embarcations comprenaient les dériveurs (planche à voile, dériveur léger, voilier avec quille rétractable), les quillards (voilier à quille fixe et habituellement avec cabine et moteur auxiliaire), les multicoques (voilier constitué de deux ou trois coques, avec ou sans cabine), les embarcations traditionnelles ouvertes (par exemple chaloupe, canot pneumatique, à rames ou à moteur, canot, kayak, pédalo, motomarine, ponton) et les embarcations traditionnelles fermées (embarcation pontée avec ou

FIGURE 3.15

Infrastructures de navigation de plaisance en 1988



Sources : CSL, 1993, à partir des données de MLCP, 1987b; Garde côtière canadienne, 1988.

TABLEAU 3.9
Le Saint-Laurent – Rampes de mise à l'eau, marinas et quais

	Tronçon fluvial	Estuaire fluvial	Moyen estuaire	Estuaire maritime et golfe	Total
Rampes (1987)	104	15	12	44	175
Marinas (1988)	52	7	12	17	88
Quais (1988)	30	10	19	16	75
Total	**186**	**32**	**43**	**77**	**338**

Source : À partir des données de MLCP, 1987b, 1982; Garde côtière canadienne, 1988.

sans cabine et propulsée à moteur). Des embarcations recensées, 59,5 p. 100 se trouvaient dans le tronçon fluvial, 28,1 p. 100 dans l'estuaire maritime et les autres dans l'estuaire fluvial (9,9 p. 100) et le moyen estuaire (2,5 p. 100) (Garde côtière canadienne, 1988).

En fonction du type de propulsion, les embarcations à moteur ou à rames constituaient 80 p. 100 des embarcations recensées et les voiliers 20 p. 100. Soixante-quinze pour cent des embarcations mesuraient moins de 5,5 m et 77 p. 100 étaient des embarcations traditionnelles majoritairement ouvertes (Garde côtière canadienne, 1988).

Les inventaires réalisés par la Garde côtière canadienne montrent que les voiliers ont connu la plus forte augmentation entre 1983 et 1988, soit 27 p. 100. Cette augmentation s'explique principalement par le petit nombre de voiliers recensés auparavant. La catégorie des 12 à 20 m a connu la plus importante augmentation entre 1983 et 1988 et comptait 383 bateaux en 1988. Les événements spéciaux tels que le rassemblement des Grands Voiliers de 1984 à Québec ont probablement contribué à cet engouement pour la voile, puisqu'on remarque également une augmentation importante des dériveurs et multicoques pour la même période.

3.5.1.2 Activités nautiques

Le fleuve constitue aussi pour la population un milieu privilégié de loisirs et de détente notamment pour la planche à voile, le kayak, le canotage. Cependant, ce potentiel est menacé et certaines activités de loisirs directement liées à la qualité de l'eau sont même proscrites à plusieurs endroits à cause de la pollution.

La baignade a été popularisée initialement par les touristes et la classe aisée qui fréquentaient les stations balnéaires et les sites de villégiature. On fréquentait alors tous les endroits propices à la baignade, qu'il s'agisse d'une

baie, d'une anse ou d'une grève plus ou moins sablonneuse. On se rendait également au quai du village ou au quai commercial pour se baigner dans le fleuve.

Vers 1930 débute la prolifération des sites de baignade exploitant les plages sablonneuses du Saint-Laurent. Ce fut aussi le développement de centres récréatifs et touristiques importants, axés sur la plage et les activités de contact avec l'eau. Ainsi, Port-Saint-François, dans la municipalité de Saint-Jean-Baptiste-de-Nicolet, était un site très couru et populaire. De même, le parc du pont de Québec, avec la plage Garneau à l'embouchure de la rivière Chaudière et ses quais flottants, était aussi un lieu très fréquenté à l'époque (Média Science, 1991).

Cet engouement pour les sites de villégiature a entraîné une augmentation du nombre de résidences d'été et de chalets. Cependant, la villégiature contribue à la dégradation de l'environnement, à la pollution des eaux, à la dégradation visuelle du milieu aquatique et surtout à la privatisation des rives du fleuve. En effet, le développement de la villégiature a rarement été contrôlé par le passé, s'effectuant parfois de façon anarchique avec des conséquences pouvant être négatives pour l'aménagement du territoire et l'environnement. La construction de chalets en zone inondable, notamment dans les îles de Sorel, constitue un bon exemple de cette situation (Auclair *et al.*, 1991). Ce phénomène est surtout apparent dans le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial en raison de la proximité des grands centres urbains. Malgré les moyens de transport existants, la distance demeure encore un facteur de localisation prédominant.

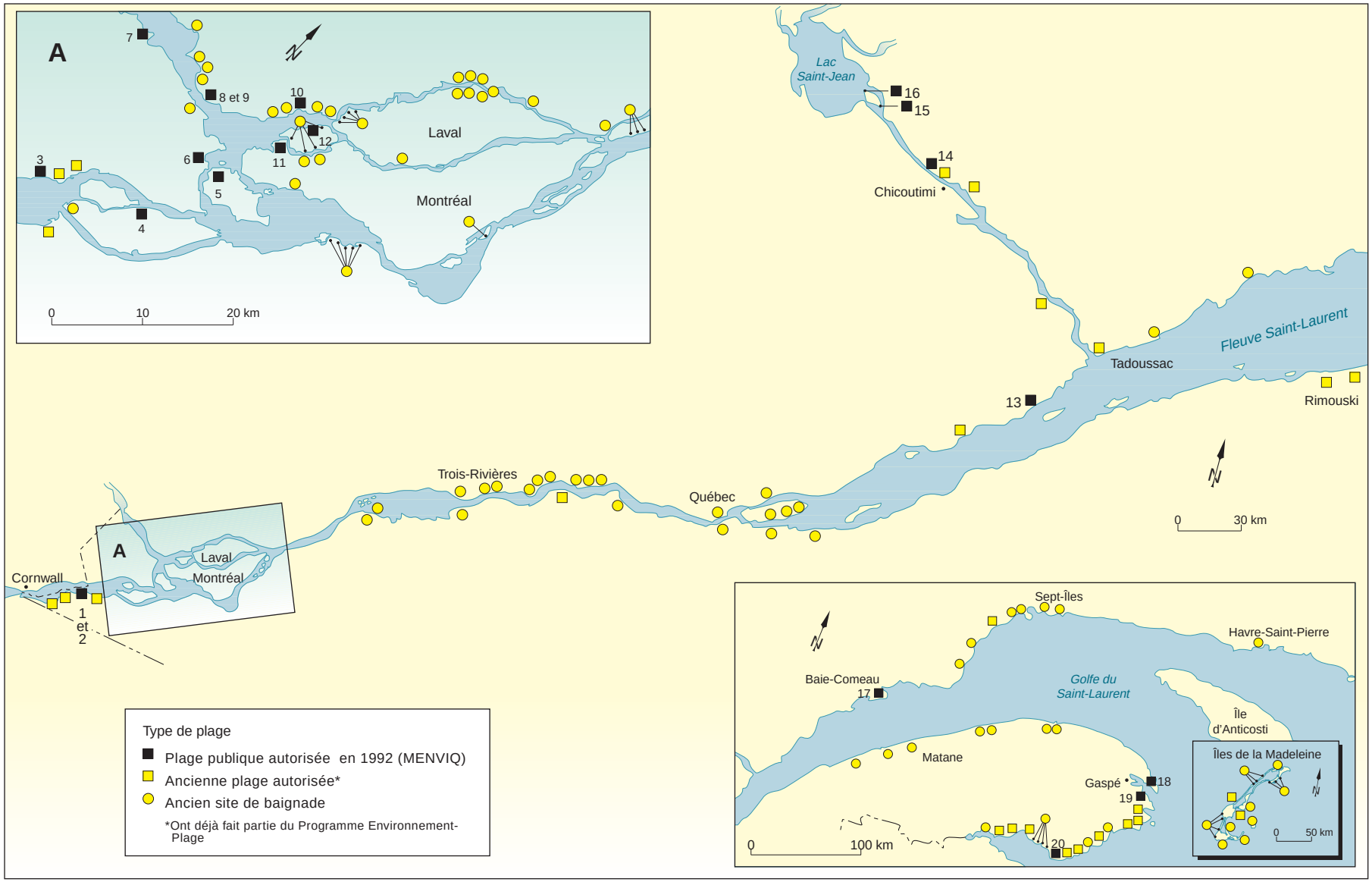
Au cours de la décennie 1970, le fleuve a beaucoup perdu de son importance sur le plan des loisirs, en particulier ceux entraînant un contact direct avec l'eau du fleuve. Ainsi, avant 1970, on comptait environ 150 sites de baignade répartis tout le long du Saint-Laurent et du Saguenay. Bien qu'on ne possède pas d'inventaire à jour des sites de baignade actuels, on sait qu'une vingtaine de plages font partie, sur une base volontaire, du programme de surveillance des plages du ministère de l'Environnement du Québec (figure 3.16). Parmi les causes expliquant la diminution de ce type d'activité, la «dégradation de la qualité bactérienne de l'eau par les rejets massifs d'eaux usées urbaines ou en provenance des tributaires a été le facteur déterminant de la désertion des plages et de la régression des activités de récréation aquatique» (Cadrin, 1990).

3.5.1.3 Pêche sportive en eaux douces

À l'instar des activités nautiques, la pêche sportive attire un nombre sans cesse grandissant d'adeptes; à l'échelle du Québec, 21 p. 100 de la population a pratiqué au moins une fois la pêche en 1986. Dans le Saint-Laurent, cette activité, tout en étant un élément récréatif et économique d'importance, est devenue victime de nombreuses contraintes liées principalement à la qualité de l'eau, à la

FIGURE 3.16

Évolution des plages du Saint-Laurent



Sources : Adapté de CSL, 1993, à partir des données de Léveillée, 1992; ministère du Tourisme du Québec et associations touristiques régionales, 1991; Parent et Boisvert, 1979; Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, 1978.

contamination de la chair du poisson, aux difficultés d'accès à la ressource ou à la compétitivité entre pêcheurs commerciaux et sportifs (Média Science, 1991).

L'importance de la pêche sportive dans le fleuve comme activité sociale et économique n'est pas à négliger (figure 3.17). Il y avait en moyenne annuellement entre 1983 et 1988 plus de 200 000 pêcheurs représentant un effort de pêche de 2,4 millions de jours et qui ont récolté 3260 t de poissons. Par rapport à l'ensemble des activités liées à la pêche sportive au Québec, cela représente 18 p. 100 du nombre de pêcheurs, 16 p. 100 de l'effort de pêche mais seulement 9 p. 100 des prises. Il est à noter que ces prises totalisent plus du double des captures commerciales en eaux douces, qui s'élevaient à 1420 t (Mailhot, 1990).

L'importance économique de cette activité est difficile à chiffrer mais on estimait tout de même qu'en 1986 la pêche sportive représentait dans la seule région du lac Saint-Pierre, des dépenses directes de cinq millions de dollars (MLCP, 1987a) et des retombées économiques globales de 70 millions de dollars (MLCP, 1988).

C'est dans le tronçon fluvial, notamment au lac Saint-Louis, que l'effort de pêche est le plus important. Ainsi, le seul secteur de Montréal représente 85 p. 100 du nombre de pêcheurs, 83 p. 100 de l'effort de pêche et 80 p. 100 de la récolte effectuée en eaux douces dans le fleuve. Cette région comprend des zones extrêmement productives et abrite une faune aquatique abondante composée d'environ 95 espèces (Comité directeur pour la mise en valeur du Saint-Laurent, 1989). Vers l'estuaire fluvial, la diversité diminue rapidement et les espèces migratrices comme le Poulamon atlantique et l'Éperlan arc-en-ciel deviennent les espèces recherchées. Les prises des pêcheurs se concentrent toutefois sur quelques espèces seulement, en particulier le Brochet, la Perchaude, le Maskinongé, et le Poulamon atlantique.

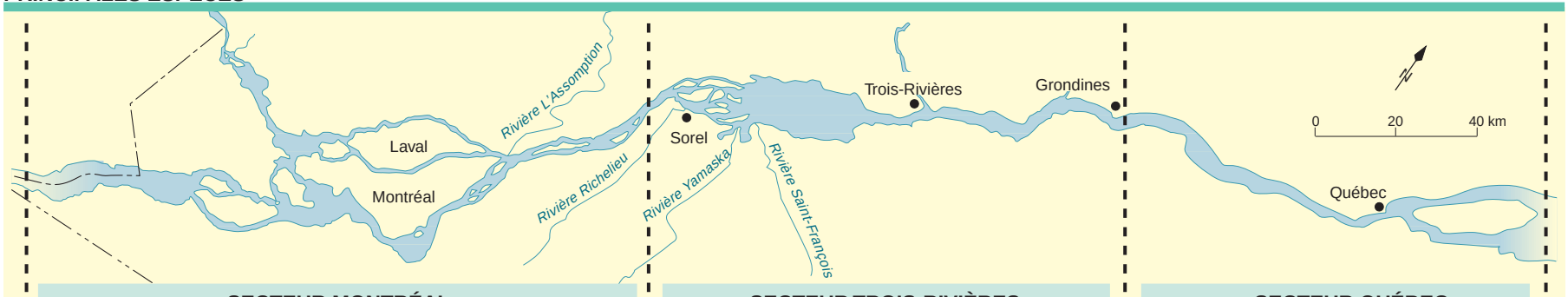
La pêche sportive se pratique principalement à la ligne à partir de la rive ou d'une embarcation. Toutefois, dans le moyen estuaire et l'estuaire maritime, la pêche à quai est une activité encore importante quoique moins fréquente qu'il y a quelques décennies, en raison de la disparition du Bar rayé, de la diminution significative de l'Éperlan arc-en-ciel et de la fermeture de plusieurs quais désaffectés (Mailhot, 1990).

Par ailleurs, la cueillette des mollusques (myes, moules, palourdes), bien que non évaluée, est considérée comme très importante dans les zones à proximité des secteurs coquilliers. Sur les 174 secteurs évalués dans l'estuaire maritime et le golfe, 52 p. 100 sont ouverts à la cueillette (dans certains cas sous

FIGURE 3.17

Aperçu de la pêche sportive en eaux douces entre 1983 et 1988

PRINCIPALES ESPÈCES



SECTEUR MONTRÉAL

	Tonnes/an
Brochets (incluant Maskinongé)	1 090
Perchaude	870
Dorés	600
Achigans	40

SECTEUR TROIS-RIVIÈRES

	Tonnes/an
Poulamon atlantique	300
Dorés	150
Perchaude	80
Brochets (incluant Maskinongé)	70

SECTEUR QUÉBEC

	Tonnes/an
Poulamon atlantique	50
Éperlan arc-en-ciel	2
Dorés	2

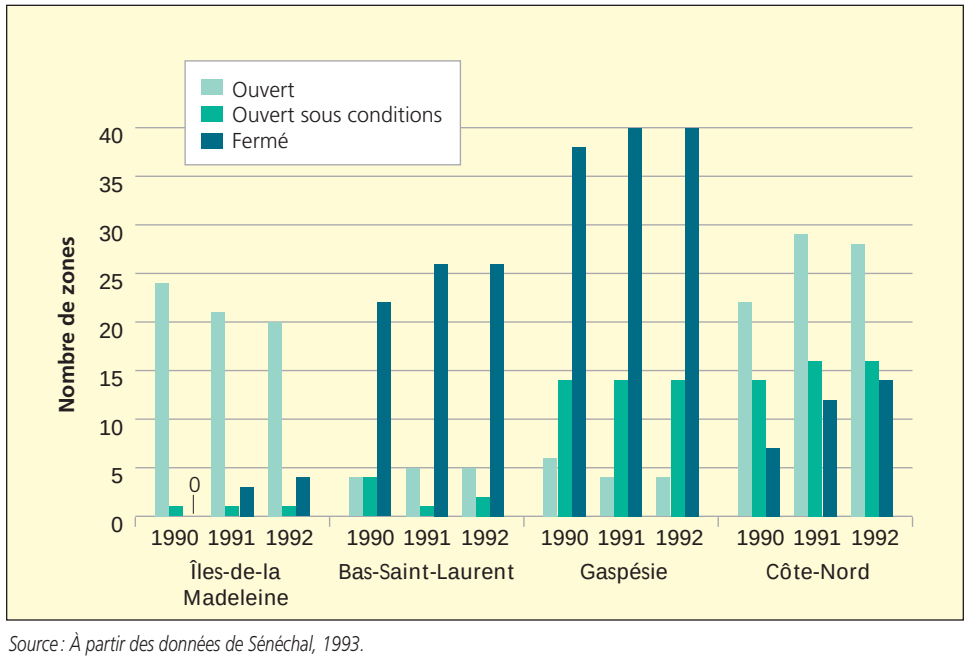
	PÊCHEURS SPORTIFS			EFFORT DE PÊCHE			PRESSION DE PÊCHE	RÉCOLTE DE PÊCHE		
Région à l'étude	Nombre/an (>15 ans)	% Secteur fluvial	% du Québec	Nombre de jour-pêcheur	% Secteur fluvial	% du Québec	Jour-pêcheur/ hectare	Captures tonnes/an	% Secteur fluvial	% du Québec
Secteur Montréal (69 000 ha)	180 000	85	15	2 000 000	83	13	29	2 600	80	7
Secteur Trois-Rivières (55 000 ha)	30 500	14	3	390 000	16	3	7	600	18	2
Secteur Québec (42 000 ha)	1 500	1	<1	20 000	1	<1	0,5	60	2	<1
Total secteur fluvial	**212 000**	**100**	**18**	**2 410 000**	**100**	**16**	**15**	**3 260**	**100**	**9**
Province de Québec	1 082 827	–	–	15 288 000	–	–	N.D.	35 403	–	–

- En 1985, près de 21 p. 100 de la population québécoise âgée de 15 ans et plus a pratiqué au moins une fois la pêche sportive au Québec.
- Les pêcheurs sportifs du couloir fluvial en eau douce représentent 18 p. 100 de tous les pêcheurs sportifs au Québec.
- Ils y totalisent annuellement 2,4 millions de jours de pêche, soit 16 p. 100 de toute la pratique de pêche au Québec.
- Ils ne récoltent cependant que 9 p. 100 du volume des prises faites par les pêcheurs sportifs au Québec en 1985.

Sources : CSL, 1993, à partir des données de Mailhot, 1990, 1989; MLCP et Pêches et Océans, 1985.

conditions); les mollusques des autres secteurs sont considérés comme impropres à la consommation en raison, entre autres, d'une contamination bactérienne (figure 3.18).

FIGURE 3.18
Zones coquillières dans l'estuaire et le golfe de 1990 à 1992



Source : À partir des données de Sénéchal, 1993.

3.5.1.4 Pêche hivernale

La pêche sous la glace, ou pêche blanche, est devenue une activité très populaire. Originalement, elle constituait un élément de survie des Amérindiens et des premiers colons. Par la suite, elle a cessé d'être une activité de subsistance et a perdu de son importance. Réapparue depuis une vingtaine d'années, elle est aujourd'hui une activité sociale qui représente des retombées économiques substantielles. La pêche aux «petits poissons des chenaux» dans la région de Sainte-Anne-de-la-Pérade est bien connue des Québécois.

L'augmentation rapide de la participation à la pêche hivernale qui, sur le Saguenay, a fait augmenter le nombre de cabanes de 227 en 1979 à 1521 en 1991 (André Talbot et associés, 1991), a encouragé la naissance de divers événements tels que le Festival de la pêche blanche à Sainte-Rose-du-Nord. Elle est également populaire dans la région de Montréal et au lac Saint-Pierre.

Dans l'archipel de Montréal, le nombre de sites de pêche sous la glace répertoriés est passé de 72 au début des années 1970 à 125 en 1985. Il s'agit d'une activité bien organisée qui repose sur un réseau de pourvoyeurs (26 en 1990), de pêcheurs et de commerçants de poissons-appâts (111 et 26 en 1990). En 1990, 17 pourvoyeurs de services de pêche interrogés lors d'une étude assuraient la location de 525 cabanes en plus d'installer et d'entreposer environ 1000 cabanes privées. Dans cette région, la Perchaude constitue la principale

espèce pêchée avec plus de 90 p. 100 des captures et les retombées économiques annuelles dépassent probablement les 15 millions de dollars (Tremblay et Dumont, 1990).

3.5.1.5 Contraintes de la pêche sportive

Les contraintes touchant la pêche sportive sont principalement liées à la destruction des habitats et des frayères, à la bio-accumulation des substances toxiques dans la chaîne alimentaire et à l'accessibilité réduite au milieu fluvial pour les adeptes de la pêche sportive.

De façon générale, la détérioration de la qualité de l'eau et des habitats aquatiques du fleuve a eu des effets néfastes sur une trentaine d'espèces fauniques (CSL et Université Laval, 1991a) et sur les prises. Toutefois, c'est dans l'estuaire fluvial et le moyen estuaire que les pertes les plus significatives ont été remarquées. Les espèces sportives ainsi affectées sont le Bar rayé, le Saumon de l'Atlantique et l'Éperlan arc-en-ciel. D'autres espèces sont également menacées dont le Suceur cuivré, le Suceur ballot et le Brochet vermiculé (Gouvernement du Canada, 1991).

Ainsi, le Bar rayé serait quasi disparu à la fin des années 1960, particulièrement à cause des travaux de dragage qui ont contribué à détruire les frayères. De même, une forte diminution des captures d'Éperlan arc-en-ciel a été notée entre 1963 et 1988. À l'époque, la pêche à l'Éperlan arc-en-ciel se faisait à quai, au printemps, lors de la fraie dans les rivières Ouelle et Boyer, et à l'automne. La diminution du stock d'Éperlan arc-en-ciel de la Côte-du-Sud proviendrait de la perte de la plus importante frayère sur la rivière Boyer en raison de la pollution agricole et de la construction des piliers du pont de l'autoroute 20. Aujourd'hui, seuls les quais du moyen estuaire, tels ceux de Charlevoix, Kamouraska et Rivière-du-Loup accueillent encore des pêcheurs d'Éperlan en automne.

Auparavant, le Saumon était présent jusqu'à Sainte-Anne-de-la-Pérade (Média Science, 1991). Cependant, une surexploitation de l'espèce et la construction de barrages hydroélectriques sur les tributaires du Saint-Laurent ont amené une diminution des stocks, de sorte qu'il n'y a plus aucune rivière à saumon en amont de Baie-Saint-Paul, excepté la rivière Jacques-Cartier qui a fait l'objet d'efforts de restauration. Le Grand Corégone, après une diminution importante de ses stocks, semble en voie de rétablissement. Toutefois, il semble que les stocks d'Éperlan arc-en-ciel et de Poulamon atlantique continueraient de diminuer (Gouvernement du Canada, 1991).

Pour contrer cette diminution des stocks, l'ensemencement dans le fleuve d'espèces appréciées des pêcheurs sportifs a été entrepris. Ainsi, plus de

140 000 poissons (Truite brune, Truite arc-en-ciel, Maskinongé) ont été introduits dans la région de Montréal (MLCP, 1991a). Outre l'ensemencement, la restauration du milieu naturel, comme dans le cas du saumon, devrait permettre d'accroître le potentiel halieutique. Notons cependant que la complexité et l'ampleur de l'application des divers règlements pour protéger les habitats rendent difficiles la conservation et la mise en valeur de la ressource halieutique (Comité directeur pour la mise en valeur du Saint-Laurent, 1989).

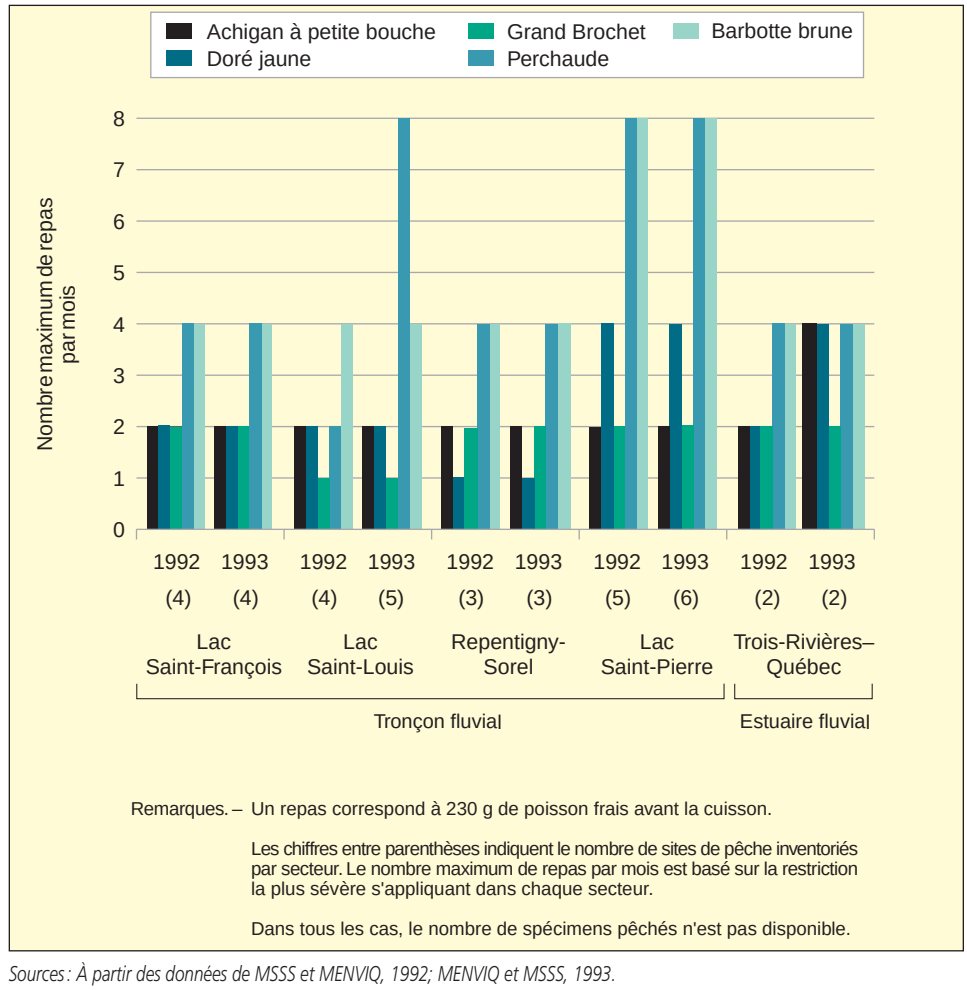
Par ailleurs, qu'il provienne de la pêche sportive ou de la pêche commerciale, le poisson capturé dans le fleuve reflète bien la contamination globale des eaux du Saint-Laurent. En général, ce sont les espèces piscivores, c'est-à-dire qui se nourrissent d'autres poissons, qui accumulent le plus de substances toxiques. Il est également reconnu que la contamination s'accroît avec la taille des poissons (Laliberté, 1992). Les études réalisées sur le Doré jaune, le Grand Brochet, la Barbotte brune et la Perchaude ont révélé des teneurs élevées en BPC, plomb, HAP, chlordane et HCB. Pour le Grand Brochet et le Doré jaune, la présence du mercure à des teneurs supérieures à la directive canadienne de mise en marché (0,5 mg/kg) a été notée particulièrement chez les spécimens capturés dans le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial (voir la partie 2).

Dans ce contexte, le Gouvernement du Québec publie le *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce* qui indique la fréquence de consommation recommandée pour différentes espèces et tailles de poissons selon le secteur du fleuve (MSSS et MENVIQ, 1992; MENVIQ et MSSS, 1993). À cet égard, on constate à la figure 3.19 que les restrictions à la consommation sont relativement stables entre 1992 et 1993. Dans certains cas, la restriction s'est assouplie notamment pour le Doré jaune et l'Achigan à petite bouche dans le secteur de Trois-Rivières – Québec (maximum de quatre repas par mois alors qu'il était de deux repas auparavant respectivement). Toujours pour la même période, la restriction la plus sévère touchait la Perchaude au lac Saint-Louis.

En fonction des données disponibles, si l'on compare les cinq secteurs considérés, on remarque que les trois secteurs situés le plus en amont font face aux restrictions les plus sévères. Il y a peu de données sur les restrictions pour les secteurs de Trois-Rivières et de Québec.

La contamination bactérienne affecte également la cueillette des mollusques dans l'estuaire maritime et le golfe puisque les secteurs coquilliers sont souvent près des centres urbains et des émissaires d'eaux usées. Comme on l'a mentionné précédemment, 48 p. 100 des secteurs étaient fermés en 1992 à la suite, notamment, d'une contamination bactérienne.

FIGURE 3.19
Consommation recommandée pour différentes espèces dulcicoles



Sources : À partir des données de MSSS et MENVIQ, 1992; MENVIQ et MSSS, 1993.

L'utilisation des mêmes lieux par les pêcheurs commerciaux et sportifs a contribué à créer une situation conflictuelle entre les deux groupes. Cette situation devient plus apparente lorsque la ressource se fait rare et que les deux groupes prélèvent les mêmes espèces. Ainsi, 50 p. 100 des pêcheurs sportifs considèrent que «…la pêche faite par les pêcheurs commerciaux au lac Saint-Pierre affecte la pêche sportive…» (MLCP, 1987a). Pourtant, la Perchaude n'est pas rare au lac Saint-Pierre. Elle supporte même bien l'exploitation par la pêche commerciale et sportive. C'est plutôt la gestion entre ces deux types d'usages qui peut générer des conflits.

La privatisation des rives, que ce soit à des fins agricoles, urbaines, industrielles ou de villégiature, constitue autant de territoires qui deviennent alors moins accessibles. Les territoires encore accessibles pour la pratique de la pêche peuvent alors subir une pression accrue.

3.5.1.6 Chasse

La chasse est une activité traditionnelle toujours présente dans l'espace fluvial. C'est la chasse à la sauvagine qui domine en importance. Il faut toutefois mentionner les activités de piégeage du Rat musqué et la capture de grenouilles pour la consommation.

La faune avienne du Saint-Laurent est très diversifiée. Plus de 260 espèces fréquentent le fleuve régulièrement et 115 espèces lui sont étroitement associées (Ghanimé *et al.*, 1990). Toutefois, ce sont les oiseaux migrateurs qui retiennent l'attention des chasseurs. Selon les estimations faites entre 1977 et 1981, 372 683 oiseaux auraient été abattus dans le couloir du Saint-Laurent, dont près de 47 p. 100 dans le tronçon fluvial, 24 p. 100 dans le moyen estuaire, 17 p. 100 dans l'estuaire fluvial et 12 p. 100 dans l'estuaire maritime et le golfe (Lehoux *et al.*, 1985). Les canards barboteurs représentaient 54 p. 100 de la récolte, les canards plongeurs, 22 p. 100, les oies et bernaches, 15 p. 100 et les canards de mer, 10 p. 100 (figure 3.20).

On estime que les retombées économiques de cette activité s'élèvent à 87 millions de dollars (Comité directeur pour la mise en valeur du Saint-Laurent, 1989). Notons cependant que le nombre de permis de chasse aux oiseaux migrateurs a diminué constamment entre 1980 et 1987, passant de 75 178 à 55 124 (Dickson, 1989). Dans un souci de conservation, le rétablissement de populations de sauvagine en difficulté et le maintien des populations à un niveau satisfaisant a été entrepris (Comité directeur pour la mise en valeur du Saint-Laurent, 1989).

3.5.1.7 Piégeage

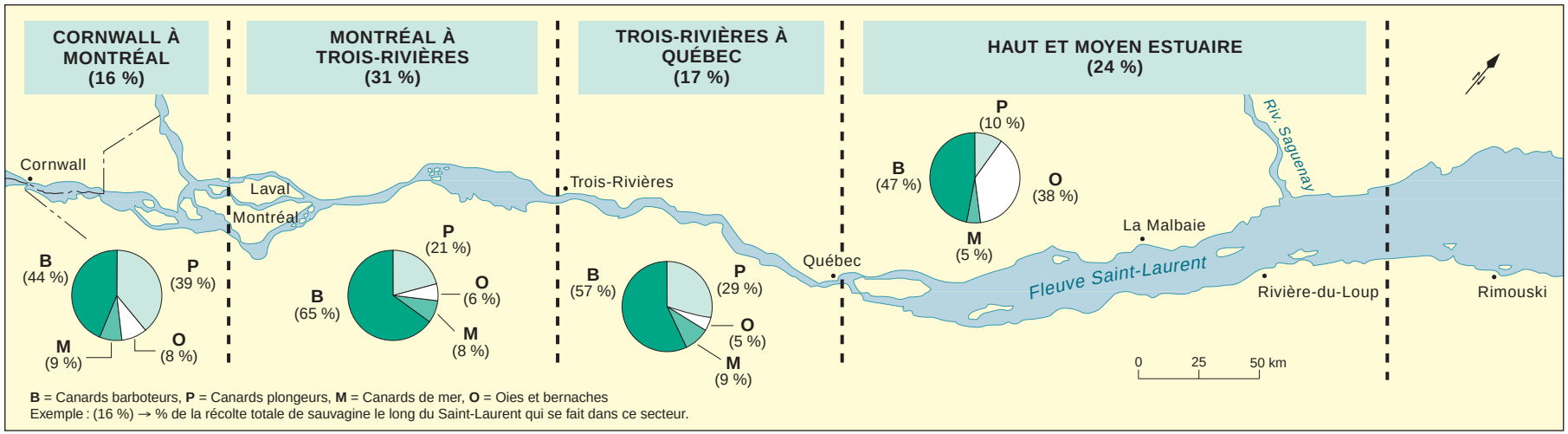
Historiquement, le piégeage a été un élément important dans le développement économique du Québec. Encore aujourd'hui, sa contribution annuelle n'est pas négligeable. Quoiqu'il n'existe pas d'évaluation précise des habitats et des stocks, le Rat musqué est la principale espèce recherchée; il représente environ 29 p. 100 des peaux vendues en 1991-1992. Plus de la moitié de cette récolte se fait dans le couloir fluvial du Saint-Laurent, où l'on relève des secteurs à très forts potentiels tels que les îles de Sorel et de Berthier, les baies Lavallière, Saint-François et de Maskinongé (Comité directeur pour la mise en valeur du Saint-Laurent, 1989). Le piégeage a considérablement diminué au cours des dernières années avec la chute du prix des peaux; ainsi le nombre de peaux vendues au Québec est passé de 562 270 en 1986-1987 à 199 730 en 1991-1992 (MLCP, 1993).

3.5.2 VOCATION TOURISTIQUE DU FLEUVE

Une étude a démontré qu'entre 25 p. 100 et 30 p. 100 des touristes canadiens et américains étaient attirés par les activités de plein air (Ministère du Conseil exécutif, 1985). Les croisières sont en progression et les parcs, les réserves nationales de faune et les refuges d'oiseaux migrateurs sont de bons moyens de promouvoir

FIGURE 3.20

Chasse à la sauvagine



B = Canards barboteurs, **P** = Canards plongeurs, **M** = Canards de mer, **O** = Oies et bernaches
Exemple : (16 %) → % de la récolte totale de sauvagine le long du Saint-Laurent qui se fait dans ce secteur.

PRINCIPALES ESPÈCES RÉCOLTÉES LE LONG DU FLEUVE

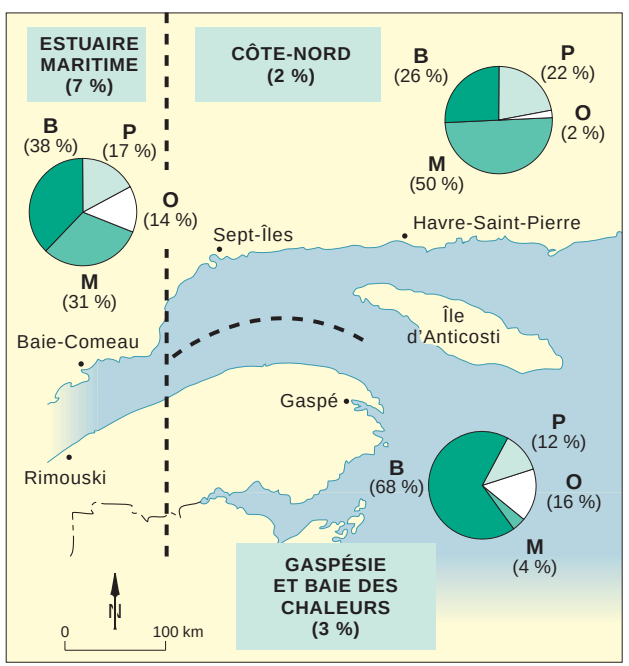
Groupe	Nombre d'espèces récoltées	Espèces les plus récoltées	% moyen de la récolte totale de la sauvagine de 1977 à 1981
B Canards barboteurs	9	Canard noir	17,8
		Canard colvert	11,3
		Sarcelle à ailes vertes	9,2
		Canard pilet	4,5
		Sarcelle à ailes bleues	4,0
		Autres espèces	6,8
P Canards plongeurs	11	Petit Morillon	5,4
		Garrot commun	5,2
		Grand Morillon	4,1
		Morillon à collier	2,3
		Autres espèces	5,3
O Oies et bernaches	4	Grande Oie des neiges	9,0
		Bernache du Canada	5,4
		Autres espèces	0,2
M Canards de mer	7	Macreuse à front blanc	2,2
		Macreuse à bec jaune	2,1
		Canard kakawi	1,9
		Eider à duvet	1,8
		Autres espèces	1,5

CHASSEURS AU QUÉBEC

Le nombre de permis de chasse aux oiseaux migrateurs a augmenté jusqu'en 1980 pour atteindre 75 178. De 1980 à 1987, la vente de permis a chuté de façon régulière pour atteindre 55 124 permis vendus en 1987, dont 1 p. 100 seulement émis à des résidants de l'extérieur du Québec.

RÉCOLTE AU QUÉBEC

La récolte annuelle moyenne de sauvagine au Québec (de 1984 à 1987) a été de l'ordre de 530 000 oiseaux abattus, composés principalement de canards barboteurs (314 000 – 59 p. 100), canards plongeurs (113 000 – 21 p. 100), oies et bernaches (70 000 – 13 p. 100) et canards de mer (32 000 – 6 p. 100). La presque totalité des Grandes Oies des neiges sont abattues le long du Saint-Laurent ainsi que 65 p.100 des prises de canards au Québec.



Sources : CSL, 1993, à partir des données de Lehoux et al.*, 1985; Dickson, 1989.*

Complément d'information

LA CONTAMINATION DE LA SAUVAGINE PAR LA GRENAILLE DE PLOMB LE LONG DU SAINT-LAURENT

L'ingestion de billes de plomb utilisées dans les cartouches des fusils de chasse est une source importante de plomb pour les oiseaux aquatiques. Une cartouche typique utilisée pour la chasse à la sauvagine contient plusieurs centaines de grains. La plupart de ces grains de plomb se retrouvent dans l'environnement, habituellement dans un milieu humide. L'intoxication des oiseaux peut survenir du fait que les oiseaux ingèrent ces grains et les conservent dans leur gésier pendant parfois un mois. Le plomb s'accumule rapidement dans leurs os à la suite d'une telle exposition. Une fois accumulé dans les tissus osseux, le plomb est stable. Par conséquent, une teneur en plomb élevée le reste indéfiniment. L'intoxication au plomb, ou saturnisme, peut causer des troubles aux appareils digestif et circulatoire, ainsi qu'au système nerveux, et même la mort dans certains cas. Les canards de surface (Canard colvert, Canard noir, Sarcelles...) sont les plus vulnérables aux effets du saturnisme. Les secteurs où la chasse est intense sont susceptibles d'être à l'origine d'une intoxication de la sauvagine par le plomb, étant donné que les dépôts de grenaille au fond des marais et des marécages y atteignent des concentrations élevées.

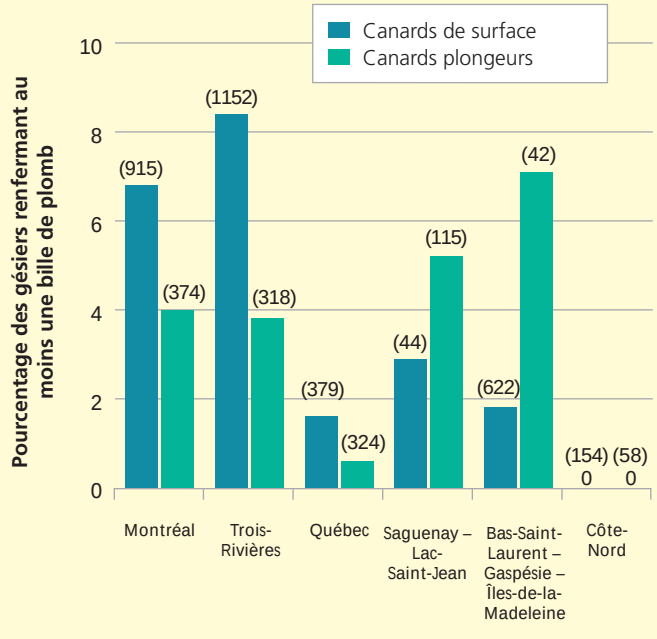


Service canadien de la faune, L.-G. de Repentigny

Une étude du ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche (1987-1988) sur le taux d'ingestion de la grenaille de plomb dans les gésiers de sauvagine au Québec a permis de constater que dans trois régions sur dix, les canards de surface (Canard colvert, Canard noir, Sarcelles...) présentaient des taux d'ingestion du plomb supérieurs à 5 p. 100, c'est-à-dire pouvant occasionner des problèmes de saturnisme. Deux de ces régions touchent le Saint-Laurent : Trois-Rivières (8,4 p. 100) et Montréal (6,8 p. 100). C'est d'ailleurs dans ces régions que l'intensité de la chasse à la sauvagine est la plus forte.

Les espèces dont les taux d'ingestion sont les plus élevés sont également celles qui sont les plus abattues par les chasseurs (Canard colvert, Canard noir et des hybrides de ces deux espèces). Environ 10,5 p. 100 des gésiers de Canard colvert, Canard noir et hybrides de la région de Trois-Rivières renfermaient au moins une bille de plomb. Dans la région de Montréal, 8,9 p. 100 des gésiers de ce groupe d'espèces contenaient au moins une bille de plomb. Dans le cas de la région de Montréal toutefois, 47 p. 100 des canards qui avaient ingéré de la grenaille de plomb provenaient de Venise-en-Québec, près du lac

Taux d'ingestion des billes de plomb chez les canards de surface et les canards plongeurs au cours des saisons de chasse par région administrative riveraine (1987-1988)



Remarques. – Les canards de surface considérés ici comprennent : Canard colvert, Canard noir, Canard chipeau, Canard siffleur d'Amérique, Sarcelle à ailes vertes, Sarcelle à ailes bleues, Canard souchet, Canard pilet, Canard branchu.

Les canards plongeurs considérés ici comprennent : Morillon à tête rouge, Morillon à dos blanc, Grand Morillon, Morillon à collier, Garrot à œil d'or, Garrot de Barrow, Petit Garrot, Canard roux, Grand Bec-scie, Bec-scie à poitrine rousse, Bec-scie couronné.

Le chiffre entre parenthèses indique le nombre d'échantillons.

Source : À partir des données de Lemay et al.*, 1989.*

Champlain, alors que dans la région de Trois-Rivières, la plupart des canards avaient été recueillis dans une zone étroite le long du Saint-Laurent, où l'effort de chasse est le plus grand.

Dans les régions riveraines, les pourcentages de gésiers des canards plongeurs (Morillon, Garrot et Bec-scie...) qui contenaient du plomb s'élevaient à 7,1 p. 100 pour le Bas-Saint-Laurent – Gaspésie – Îles-de-la-Madeleine, 5,2 p. 100 pour le Saguenay – Lac-Saint-Jean, 4 p. 100 pour Montréal, 3,8 p. 100 pour Trois-Rivières, 0,6 p. 100 pour Québec et 0 pour la Côte-Nord. Les canards plongeurs semblent être naturellement résistants au saturnisme, car une concentration élevée de plomb dans le sang ou les os ne se traduit pas par une perte de poids ou d'autres symptômes de saturnisme. Les oies et bernaches ainsi que les canards de mer présentaient généralement des taux très bas d'ingestion de plomb.

Une étude pancanadienne, réalisée en 1988-1989, a permis d'évaluer la contamination de la sauvagine par le plomb, par l'examen des ailes de jeunes canards rapportés par les chasseurs de sauvagine. Au Québec, 2408 Canards colverts et Canards noirs (canards de surface) et 259 Morillons à collier (canards plongeurs) ont été examinés. On a trouvé une concentration élevée de plomb (10 mg/kg et plus dans les os) dans 19 p. 100 des échantillons de canards de surface (Canard colvert et Canard noir) et dans 50 p. 100 des échantillons de Morillon à collier. Dans les secteurs caractérisés par une chasse intensive (500 jours-chasseurs et plus) et des concentrations élevées de plomb (10 mg/kg et plus), des problèmes de saturnisme sont susceptibles de se produire. Au Québec, ces zones sont les suivantes : une zone à proximité de Gaspé, l'extrémité sud-est du lac Saint-Jean, la région de Baie-Comeau, les rives du Saint-Laurent à partir de l'île d'Orléans jusqu'à la frontière de l'Ontario.

Sources : À partir des données de Lemay et al.*, 1989; Kennedy* et al.*, 1993.*

le tourisme en plus de protéger le patrimoine naturel des régions. Par ses paysages exceptionnels, le Saint-Laurent contribue à attirer le tourisme sous toutes ses formes. Le maintien de son intégrité peut donc constituer un outil de développement régional non négligeable.

3.5.2.1 Tourisme de croisière

Le transport de passagers constitue une activité importante sur le Saint-Laurent. Ce type d'activité prend trois formes : les croisières internationales, les croisières-excursions et les passages sur traversiers. Les croisières de longue durée et les excursions nautiques constituent des produits essentiels à la découverte et à la mise en valeur du riche potentiel du Saint-Laurent à des fins touristiques. «Ces activités favorisent une prise de contact unique avec un des plus grands fleuves du monde, sa nature et les établissements humains qui peuplent ses rives.» (Tittley, 1992).

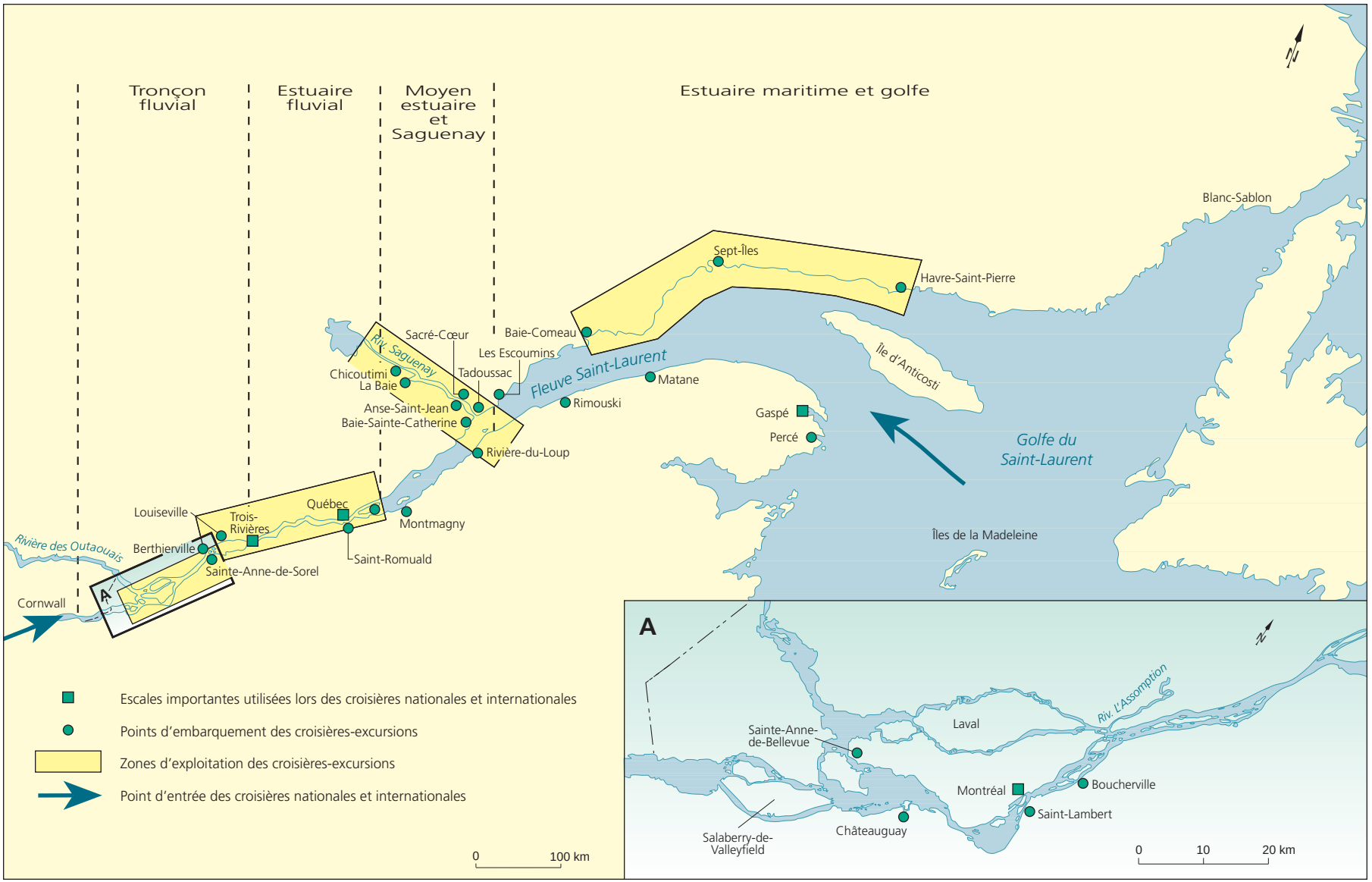
L'industrie actuelle des croisières de longue durée, c'est-à-dire comprenant au moins un coucher, peut être divisée en croisières internationales ou nationales. La *croisière internationale* implique le départ ou l'arrivée dans un port étranger. Pour le Saint-Laurent, ce sont principalement des croisières en provenance de la Nouvelle-Angleterre ou des croisières transatlantiques (figure 3.21). Deux ports surtout sont utilisés pour cette activité, celui de Montréal et celui de Québec. Le premier est, règle générale, un port d'embarquement ou de débarquement alors que le second est surtout un port d'escale.

Après quelques années de stagnation, les croisières internationales sont en progression. Le nombre de voyages vers des ports du Saint-Laurent augmente continuellement. Les escales ont amené 51 000 passagers en 1991, comparativement à 35 000 en 1990. Dans le port de Montréal, le nombre de passagers est passé de 35 000 à 45 000 entre 1990 et 1991 (Ports Canada, 1991). Cette clientèle est essentiellement étrangère; les Canadiens ne constituent que 6,4 p. 100 de l'ensemble des passagers. En ce qui concerne les retombées économiques, elles sont évaluées à 20 millions de dollars pour l'ensemble des activités reliées à ces croisières (The Economic Planning Group of Canada et Daniel Arbour et associés, 1991).

Les *croisières-excursions* constituent aussi un produit touristique bien établi depuis plusieurs années mais quelque peu instable. Près de 30 compagnies exercent cette activité sur le Saint-Laurent et disposent à cette fin de plus de 50 bateaux. Les activités vont des excursions touristiques de courte durée à des excursions d'observation de la nature ou des baleines, aux croisières-dîner, croisières-divertissement, croisières-séjour, à la visite d'infrastructures portuaires, aux balades dans les îles, les sites panoramiques ou lieux de villégiature et de vacances reconnus, et aux forfaits (The Economic Planning Group of Canada et

FIGURE 3.21

Les croisières sur le Saint-Laurent



Source : Adapté de The Economic Planning Group of Canada et Daniel Arbour et associés, 1991.

Daniel Arbour et associés, 1991). La multiplicité des activités offertes «est le fruit tant de la diversité des attraits qu'offre le Saint-Laurent que de l'imagination mise par les exploitants à créer de nouveaux produits» (Tittley, 1992). Pour cetaines régions, comme Charlevoix, l'excursion nautique occupe une place suffisamment importante pour qu'elle puisse constituer le but même du déplacement.

Plus de 600 000 personnes ont effectué ce type de croisière en 1989. La clientèle vient en majorité (76 p. 100) du Québec et la moitié de ce groupe demeure à proximité du site d'embarquement. C'est donc un marché de nature régionale (The Economic Planning Group of Canada et Daniel Arbour et associés, 1991), dont les retombées économiques atteignaient 13 millions de dollars en 1990 (SODES, 1992).

Les *traversiers* offrent également aux visiteurs, dans les zones où il est impossible de construire des ponts, un point de vue privilégié sur les plans d'eau empruntés.

Sur le Saint-Laurent, il y a 21 traversées dont 14 de nature saisonnière : quatre dans le tronçon fluvial, deux dans l'estuaire fluvial, cinq dans le moyen estuaire et 10 dans l'estuaire maritime (CSL, 1993). Les traversiers assurent un rôle non négligeable comme instrument touristique.

Écotourisme

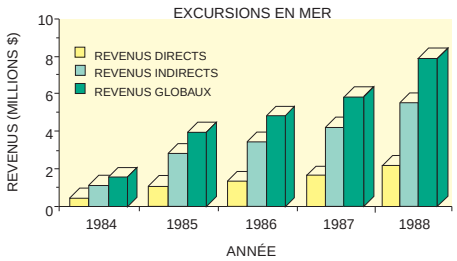
L'écotourisme est une activité récente, non consommatrice, principalement axée sur l'environnement; c'est une approche principalement écologique aux activités récréatives ou touristiques sur le Saint-Laurent. Dans l'ensemble du Québec, 22 p. 100 des Québécois ont fait au moins un voyage d'observation et 40 p. 100 ont effectué diverses activités d'observation lors de voyages réalisés à d'autres fins. Les dépenses pour observer, photographier, étudier ou nourrir les animaux sont chiffrées à quelque 634 millions de dollars pour 1987 (CCE, 1990a).

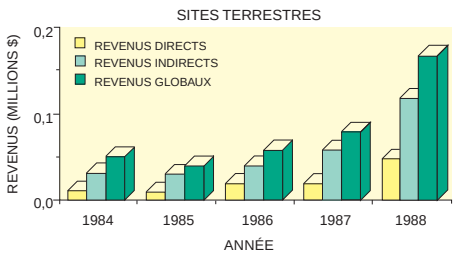
L'écotourisme est particulièrement connu pour l'observation des mammifères marins, notamment des baleines dans l'estuaire maritime (figure 3.22), ainsi que pour l'observation d'oiseaux au cap Tourmente et à l'île Bonaventure. Le nombre de passagers sur les bateaux d'excursion passait d'environ 65 000 en 1990 à 120 000 en 1991 (Bertrand, 1993). D'autre part, les invertébrés d'eau salée (Étoile de mer et Oursin vert) présentent aussi un intérêt spécial pour l'observation. Notons toutefois que dans le but d'éliminer ou tout au moins de réduire les risques de harcèlement et de dérangement des mammifères marins, l'observation de ces espèces est assujettie aux règlements sur la protection des cétacés et des bélugas.

FIGURE 3.22

Observation des baleines de 1984 à 1988

ESTIMATIONS DES REVENUS BRUTS DIRECTS, INDIRECTS ET GLOBAUX





REVENUS DIRECTS : Prix à payer pour l'observation en mer ou pour un site d'interprétation terrestre

REVENUS INDIRECTS : Ensemble des retombées secondaires – hôtels, restaurants, camping, etc.

REVENUS GLOBAUX : Revenus directs et revenus indirects

Naissance de l'industrie d'observation : Début des années 1970

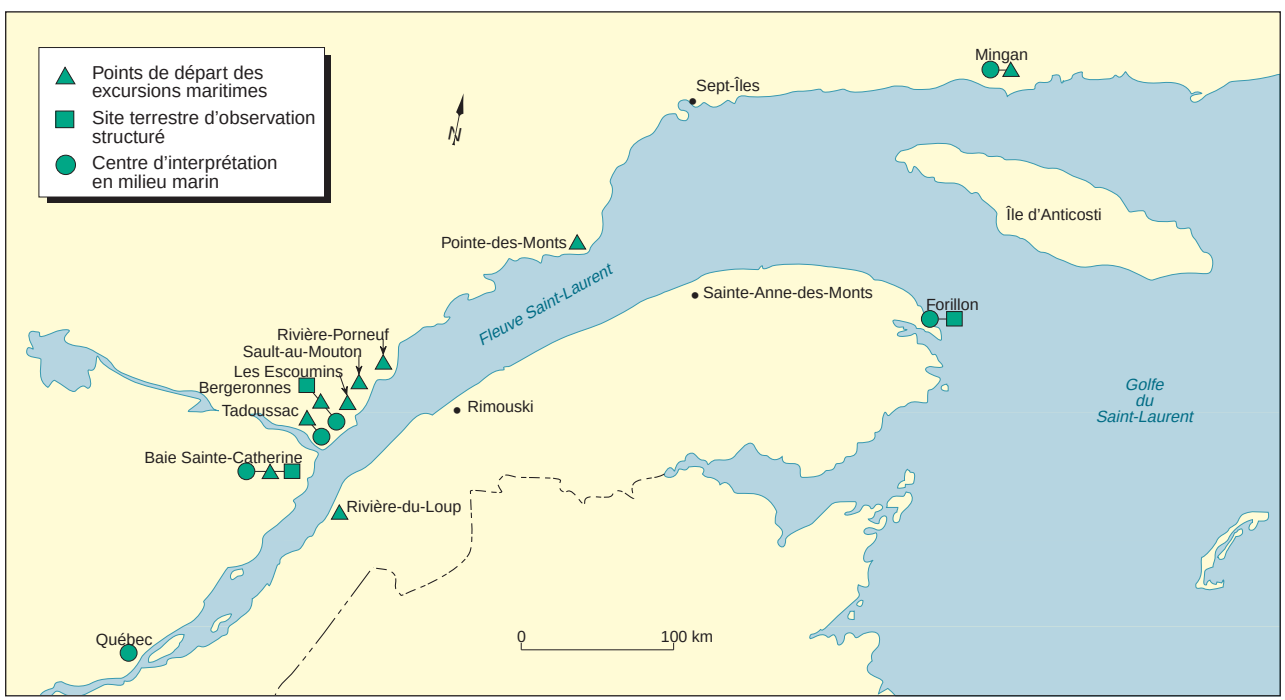
Période générale d'observation : Mi-mai à fin octobre

Une dizaine de compagnies ont offert un service d'excursions en mer pour l'observation des baleines durant ces 5 années. Les visiteurs de ces excursions provenaient de :

Québec : 52 %
Europe : 24 %
Autres provinces canadiennes et États-Unis : 24 %

ÉVOLUTION DE L'ACTIVITÉ D'OBSERVATION DES BALEINES

	1984	1985	1986	1987	1988
Nombre d'excursions d'observation des baleines	913	1 295	1 365	1 463	2 052
Nombre de passagers aux excursions maritimes	19 745	41 831	47 154	59 124	77 805
Nombre de visiteurs aux sites terrestres	7 670	6 510	9 059	11 116	32 000
Nombre d'emplois reliés directement à l'observation	34	53	59	67	125



Source : CSL, 1993, à partir des données de Trépanier et al., *1989.*

En plus de l'observation de la faune marine, l'observation paysagère constitue un élément important de l'écotourisme. Bien que l'on ne possède pas d'informations spécifiques sur le sujet, le Saint-Laurent est sans aucun doute un milieu touristique recherché pour ce type d'activité. Le fleuve Saint-Laurent est un amalgame de composantes hydrographiques, géomorphologiques, d'éléments du patrimoine et d'activités humaines. Parmi les éléments d'attrait du Saint-Laurent, mentionnons la dimension du cours d'eau, son caractère fluvial et maritime, le découpage des côtes, la flore des rives et la faune qui l'habite. L'observation du paysage offert par le fleuve enchante tant les touristes que les riverains.

Pour l'observateur circulant le long du fleuve, les divers tronçons du Saint-Laurent présentent autant de paysages différenciés d'intérêt. Les berges du tronçon fluvial sont généralement basses et marécageuses dans de nombreux élargissements. On y retrouve un habitat riche en plantes vasculaires.

L'estuaire fluvial se distingue du tronçon fluvial par des rives escarpées dont la hauteur augmente à mesure que l'on se dirige vers Québec. La concentration des eaux entre des rives abruptes limite le nombre d'habitats riverains marécageux.

Passé l'île d'Orléans, le paysage du fleuve change de façon subite et la rive nord est bordée de caps abrupts qui font partie du charme de la côte est de Charlevoix. Le champ visuel s'ouvre considérablement; la largeur du fleuve passe de 15 km à la pointe est de l'île à plus de 25 km à la hauteur de Tadoussac.

L'estuaire maritime, qui débute à l'est de l'île Verte sur la rive sud et à Tadoussac sur la rive nord, est marqué par un élargissement encore plus accentué : 90 km à la hauteur de Sept-Îles. Du centre du fleuve, les rives, quoique constituées de falaises importantes, sont à peine perceptibles à la hauteur de Rimouski : un avant-goût de la mer.

En définitive, le fleuve et le milieu riverain constituent pour le Québec un patrimoine naturel d'une valeur exceptionnelle. Ils présentent indéniablement une grande richesse tant par la diversité écologique que par l'état de conservation de certains secteurs. Le secteur fluvial (Montréal, Sorel), les îles de l'archipel de Montmagny, la Côte-du-Sud, la Côte-de-Beaupré et les îles du Bas-Saint-Laurent, sont des endroits recherchés par les observateurs de la faune, surtout de la sauvagine. Les rives marécageuses ou les falaises offrent également des particularités géologiques variées et une flore diversifiée. Enfin, le fleuve présente aux visiteurs un héritage patrimonial distinctif tant par les activités

possibles sur le fleuve même et dans l'habitat que par les usages riverains urbains ou ruraux.

L'aménagement de fenêtres sur le fleuve ainsi que le réseau de conservation dont nous traiterons plus loin, peuvent contribuer à développer ce potentiel récréo-touristique du fleuve. Ces points d'observation sont toutefois relativement peu nombreux compte tenu de l'immensité du Saint-Laurent et de la diversité des paysages (tableau 3.10).

TABLEAU 3.10

Le Saint-Laurent – Haltes routières, belvédères et sites d'observation*

	Tronçon fluvial	Estuaire fluvial	Moyen estuaire	Estuaire maritime et golfe	Total
Haltes routières	10	11	11	28	60
Belvédères	0	10	9	11	30
Sites d'observation	0	6	3	15	24
Total	**10**	**27**	**23**	**54**	**114**

**Inventaire excluant les infrastructures comprises dans les parcs municipaux riverains.*

Sources : MTQ, 1991; Ministère du Tourisme du Québec et associations touristiques régionales, 1991.

Malgré un potentiel exceptionnel, diverses contraintes telles que les développements résidentiels, industriels, les infrastructures routières, les mauvaises insertions de bâtiments portent atteinte à l'intégrité du paysage fluvial. Ainsi, la difficulté d'insérer dans le paysage des structures lourdes telles les lignes de transport d'électricité provoque aujourd'hui une sensibilisation aux valeurs paysagères. Le choix d'un tracé sous-fluvial pour la ligne Radisson-Nicolet-Des Cantons constitue un exemple de cette prise en compte des valeurs paysagères. La dégradation esthétique de certaines infrastructures maritimes traditionnelles n'incite guère à la fréquentation de sites riverains. Il en est de même de l'aspect visuel de l'eau à proximité des émissaires municipaux et industriels et des embouchures de tributaires drainant des zones agricoles comme la rivière Yamaska. Les débris flottants, la couleur et la faible transparence de l'eau, la prolifération des algues et des plantes aquatiques contribuent à déprécier le caractère visuel du fleuve.

3.5.3 FAITS SAILLANTS

Que ce soit pour la navigation de plaisance, la baignade, la pêche sportive en eaux libres ou sous la glace, le piégeage, la chasse à la sauvagine, le tourisme de croisière ou l'écotourisme, les activités récréatives liées au fleuve sont très diversifiées et illustrent bien le potentiel récréatif et touristique important de ce cours d'eau. Cependant, la baignade et la consommation de poissons recherchés par les pêcheurs sportifs sont au nombre des activités affectées respectivement par la

pollution bactérienne ou chimique du fleuve. On observe de plus un manque évident de suivi statistique pour la plupart des activités récréotouristiques, ce qui limite les possibilités d'effectuer un bilan complet et précis de cette caractéristique.

3.6

Urbanisation des rives

Le fleuve Saint-Laurent a été au cœur du développement démographique du Québec. En 1815, la vallée du Saint-Laurent comptait 335 000 habitants répartis majoritairement entre Québec et Montréal. Tout au long du 19e siècle, le Saint-Laurent conserve sa vocation de voie de peuplement grâce à une forte immigration. Ainsi, le flot continu de nouveaux arrivants contribue à l'augmentation substantielle de la population québécoise. On assiste alors à une densification des rives du Saint-Laurent et, lentement, de nouvelles villes surgissent, plus particulièrement sur la Côte-Nord.

Au début du 20e siècle, la population du Québec se chiffrait à près de 1,5 million de personnes habitant majoritairement en bordure du Saint-Laurent (CSL et Université Laval, 1991a). En 1991, la population des 339 municipalités riveraines du fleuve Saint-Laurent était évaluée à 4 027 527 personnes, soit près de 60 p. 100 de la population du Québec (Statistique Canada, 1991b).

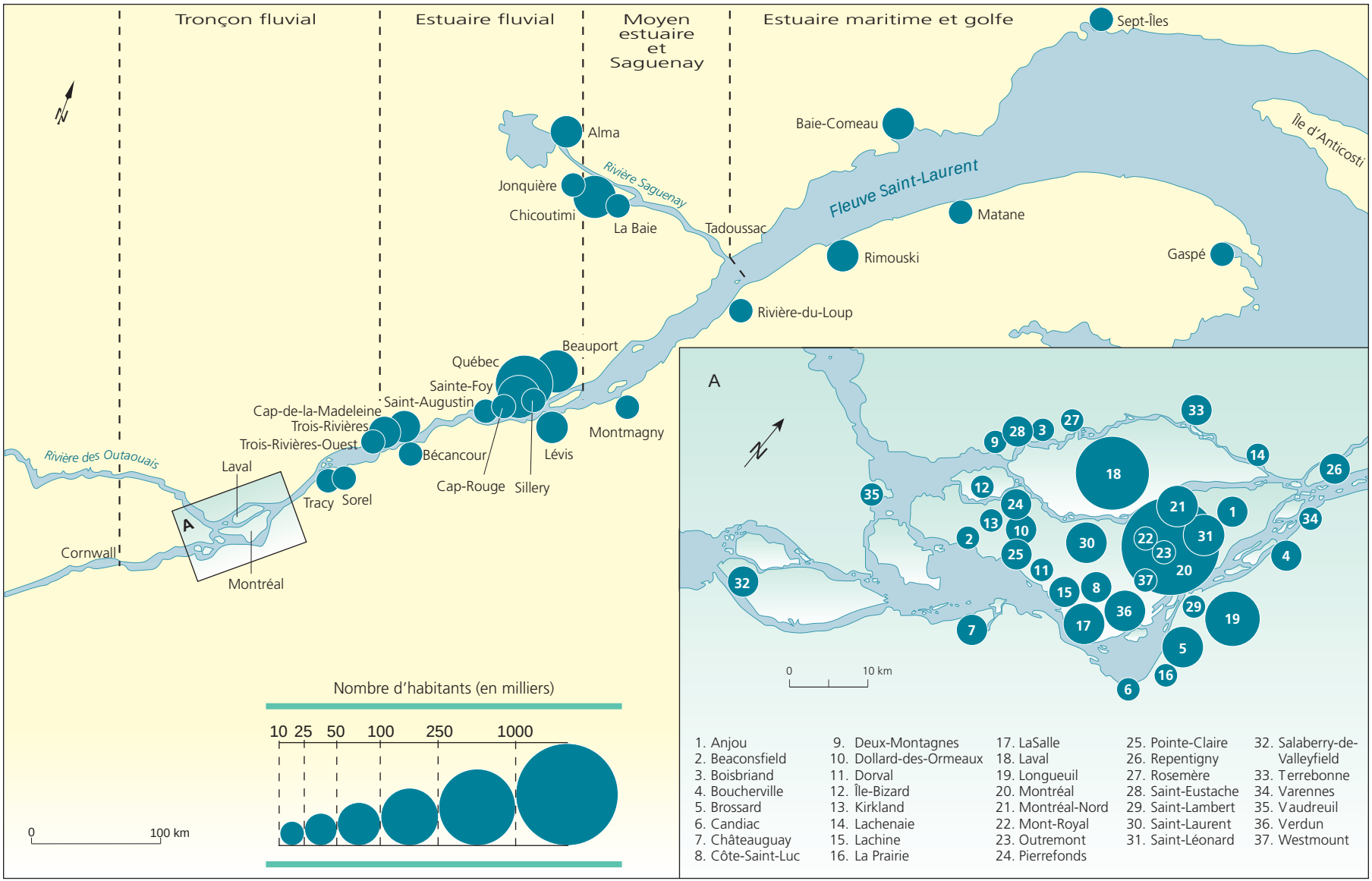
3.6.1 DEGRÉ D'URBANISATION DES RIVES

Quatre-vingt-cinq pour cent de la population habitant les municipalités riveraines du fleuve Saint-Laurent est concentrée dans les 61 municipalités comptant plus de 10 000 habitants (figure 3.23). La densité démographique s'élève à 749 personnes au km^2 dans le tronçon fluvial, mais diminue à 213 dans l'estuaire fluvial, 38 dans le moyen estuaire et 3,43 dans l'estuaire maritime (Statistique Canada, 1991b).

L'utilisation des sols sur une bande riveraine de 10 km entre Cornwall et Tadoussac est présentée à la figure 3.24. On peut y apprécier la complexité de l'archipel de Montréal, l'importance de la zone bâtie, notamment les agglomérations de Montréal, Québec, Trois-Rivières et Sorel, la prédominance de la zone agricole dans le tronçon fluvial et de la forêt en aval, et la petite superficie de milieux humides si nécessaires à la reproduction des poissons et des oiseaux (voir la partie 2).

FIGURE 3.23

Municipalités riveraines comptant plus de 10 000 habitants en 1991

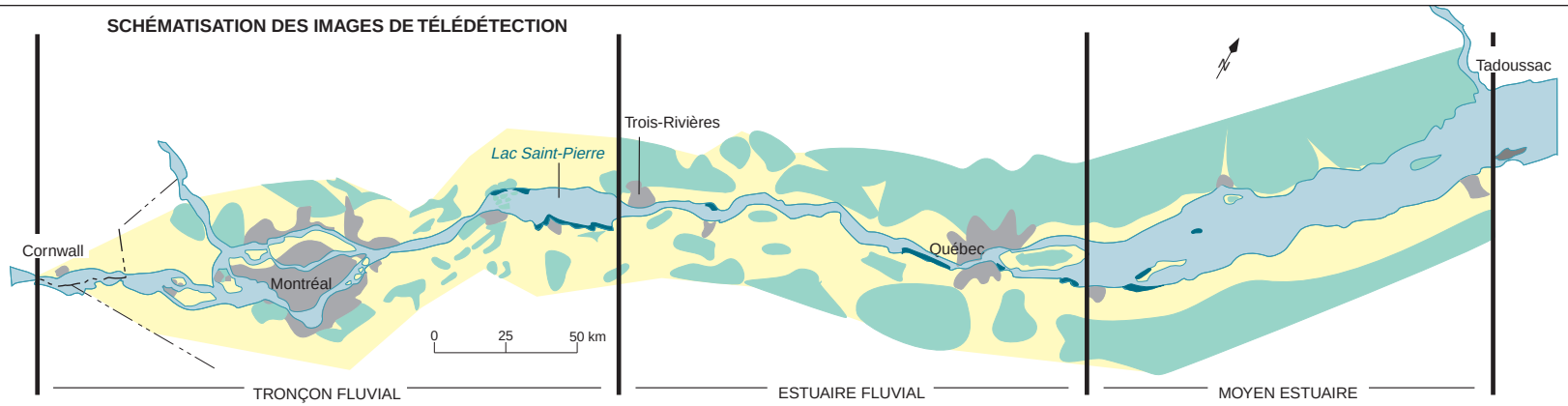


Source : À partir des données de Statistique Canada, 1991b.

FIGURE 3.24

Utilisation riveraine des sols en 1989

SCHÉMATISATION DES IMAGES DE TÉLÉDÉTECTION



ESTIMATION DE LA SUPERFICIE (km^2) OCCUPÉE PAR CLASSE D'UTILISATION DU SOL SELON LES SECTEURS DU FLEUVE

CLASSE	TRONÇON FLUVIAL	ESTUAIRE FLUVIAL	MOYEN ESTUAIRE	TOTAUX km^2	TOTAUX %
Milieux humides	522	196	151	869	5,4
Forêts					
• feuillus	638	424	359	1 421	
• mixtes	462	510	1 261	2 233	
• de conifères	252	1 228	1 309	2 789	
Sous-total	1 352	2 162	2 929	6 443	39,7
Zones agricoles et friches					
• prairie	1 222	408	180	1 810	
• pâturage	577	360	314	1 251	
• céréales/maïs	1 360	520	231	2 111	
• terre en friche	693	763	520	1 976	
Sous-total	3 852	2 051	1 245	7 148	44,1
Zones bâties et sols nus					
• faible densité	571	273	43	887	
• forte densité	527	267	72	866	
Sous-total	1 098	540	115	1 753	10,8
Totaux	6 824	4 949	4 440	16 213	100,0

Des images de télédétection ont été utilisées afin d'obtenir une représentation de l'utilisation du sol sur une bande riveraine de 10 km entre Cornwall et Tadoussac. Ces images permettent d'évaluer, à partir d'une analyse des caractéristiques physiques du territoire, l'étendue de diverses classes d'utilisation du sol :

– milieux humides (herbiers, marais et marécages sans distinction);
– forêts (incluant les tourbières);
– zones agricoles (fourragères et annuelles);
– zones bâties de faible densité (milieux urbains de type résidentiel et petites surfaces dénudées);
– zones bâties de forte densité (zones fortement urbanisées ainsi que les terrains complètement dénudés et les routes).

Il est à noter que malgré leur importance écologique, certains milieux humides, notamment ceux du cap Tourmente, ne sont pas visibles à cette échelle.

Tronçon fluvial

La superficie des zones agricoles et des friches est respectivement 2 à 3 fois supérieure à celle retrouvée le long de l'estuaire fluvial et du moyen estuaire. De plus, les zones bâties couvrent une aire beaucoup plus vaste que dans les autres sections du fleuve dû à la présence de Montréal. On trouve au lac Saint-Pierre 358 km^2 de milieux humides, ce qui constitue 67 % de tous les milieux humides du tronçon fluvial.

Estuaire fluvial

On remarque dans cette section du fleuve une transition notable concernant l'utilisation du sol. Les superficies occupées par les zones agricoles et bâties diminuent au profit des forêts, notamment de la forêt de conifères dont la superficie est cinq fois plus grande que celle évaluée sur les rives du tronçon fluvial.

Moyen estuaire

La superficie des zones agricoles et bâties est nettement inférieure à celle observée dans les autres parties du fleuve. En revanche, celle des forêts est plus importante avec 2929 km^2.

SUPERFICIE OCCUPÉE PAR LE FLEUVE

L'eau occupe 1100 km^2 au niveau du tronçon fluvial dû à la présence des plans d'eau suivants : lacs Saint-François, Saint-Louis, Saint-Pierre et bassin de La Prairie. Cette superficie diminue dans l'estuaire fluvial avec 642 km^2. On remarque dans le moyen estuaire une étendue d'eau atteignant 3146 km^2 dû à l'élargissement marqué du Saint-Laurent qui passe de 10 km en aval de l'île d'Orléans à 30 km au niveau de Tadoussac.

Source : CSL, 1993, à partir de la cartographie de l'utilisation des sols réalisée à l'aide des images LANDSAT TM géocodées par Photosur Géomat inc., 1991.

En tout, la forêt occupe 39,7 p. 100 de cette bande riveraine, la zone agricole, 31,9 p. 100, les terres en friche, 12,3 p. 100, la zone bâtie, 10,8 p. 100 et les milieux humides, 5,3 p. 100 (CSL, 1993).

L'ensemble des municipalités riveraines du Saint-Laurent occupe environ 14 p. 100 du territoire municipalisé du Québec. La densité de la population habitant dans les 339 municipalités riveraines est de 22 habitants par km^2 comparativement à cinq habitants par km^2 pour l'ensemble du Québec. L'île de Montréal est la principale zone de concentration de la population habitant dans les municipalités riveraines du Saint-Laurent avec une densité de 3598 habitants au km^2, la ville de Laval vient au second rang avec 1281 habitants au km^2 alors que pour les municipalités riveraines de la Communauté urbaine de Québec, la densité est de 902 habitants au km^2 (Statistique Canada, 1991b).

Les municipalités riveraines du fleuve Saint-Laurent sont reliées entre elles par les routes 132 et 138. La route 132 longe le fleuve sur la rive sud à partir de Dundee et se rend jusqu'en Gaspésie où elle fait le tour de la péninsule. Pour sa part, la route 138 longe d'abord le fleuve sur la rive sud à partir de Huntingdon jusqu'à Montréal pour ensuite parcourir la rive nord du fleuve jusqu'à Havre-Saint-Pierre. En plus du réseau routier, on compte 36 ponts, 21 traversiers et 15 traversées ferroviaires (figure 3.25).

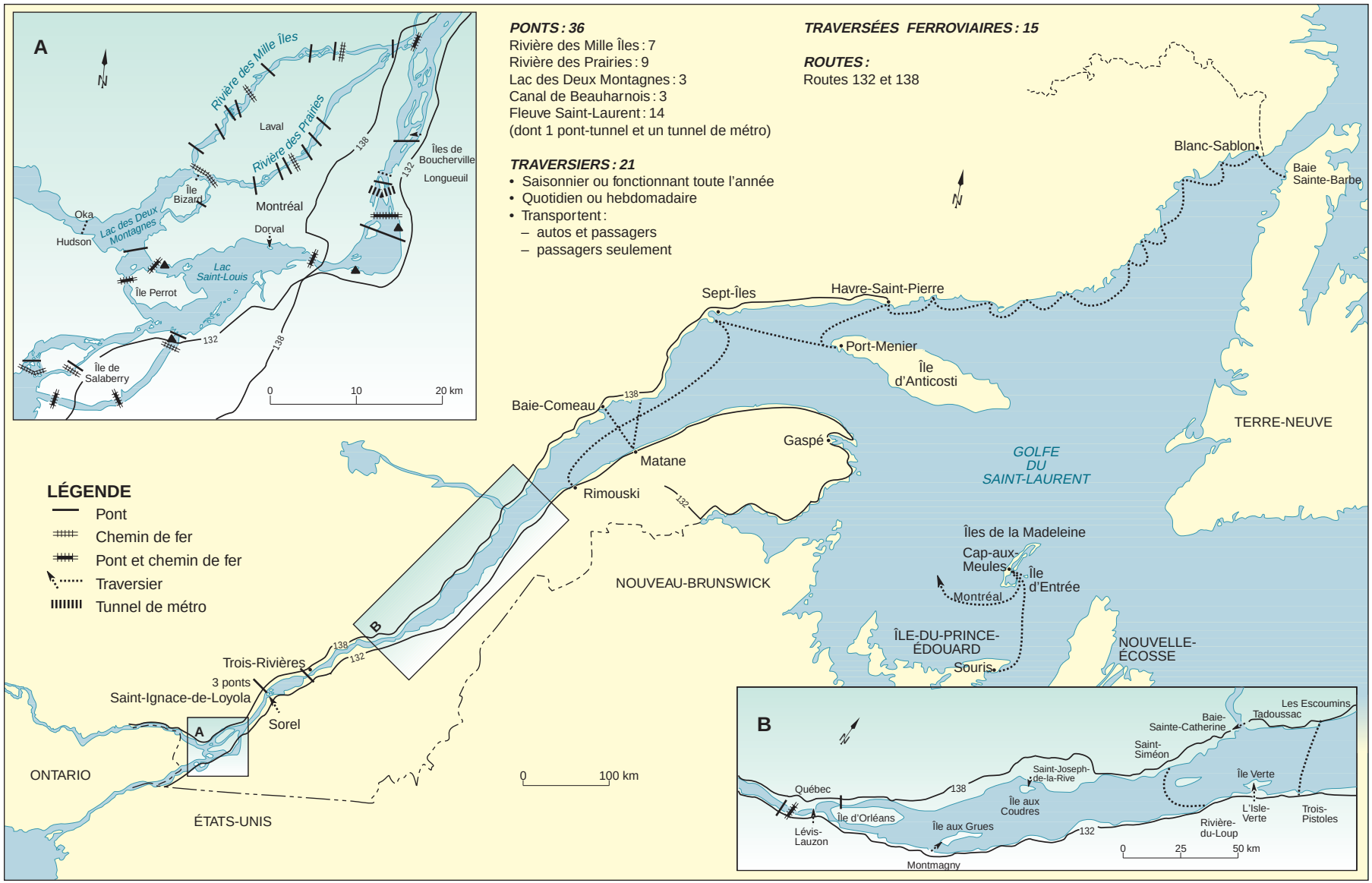
3.6.2 CONSOMMATION DOMESTIQUE DE L'EAU

Le fleuve Saint-Laurent est la source d'alimentation en eau pour 101 municipalités québécoises. Quarante-sept prises d'eau desservent 43 de ces municipalités (figure 3.26), et permettent d'alimenter 3 150 000 personnes, soit 46 p. 100 de la population du Québec (Statistique Canada, 1991a). Avant distribution par les réseaux, l'eau subit des traitements plus ou moins élaborés : dans huit cas, l'eau subit uniquement une chloration, dans cinq autres cas, divers traitements sont employés et dans 34 cas un traitement plus élaboré (filière complète de traitement) est appliqué (Riopel, 1992). Ces différents traitements visent à rendre l'eau exempte d'agents pathogènes et d'éléments toxiques, tout en lui redonnant ses qualités esthétiques (couleur, transparence) et organoleptiques (absence de goût, odeur) (MENVIQ, 1989b).

Les Canadiens sont connus pour être de grands consommateurs d'eau. Chaque Canadien utilise en moyenne 360 litres d'eau par jour pour ses activités quotidiennes, ce qui place le pays au deuxième rang à l'échelle mondiale (Tate, 1990). Pour l'ensemble du Québec, le prélèvement d'eau par les municipalités s'élevait en 1986 à 1484 millions de mètres cubes (une hausse de 8,4 p. 100 par rapport à 1981) soit 36 p. 100 du prélèvement total. Ce prélèvement est proche de celui du secteur manufacturier (1521 millions de mètres cubes) et supérieur aux prélèvements nécessaires pour la production d'énergie thermique

FIGURE 3.25

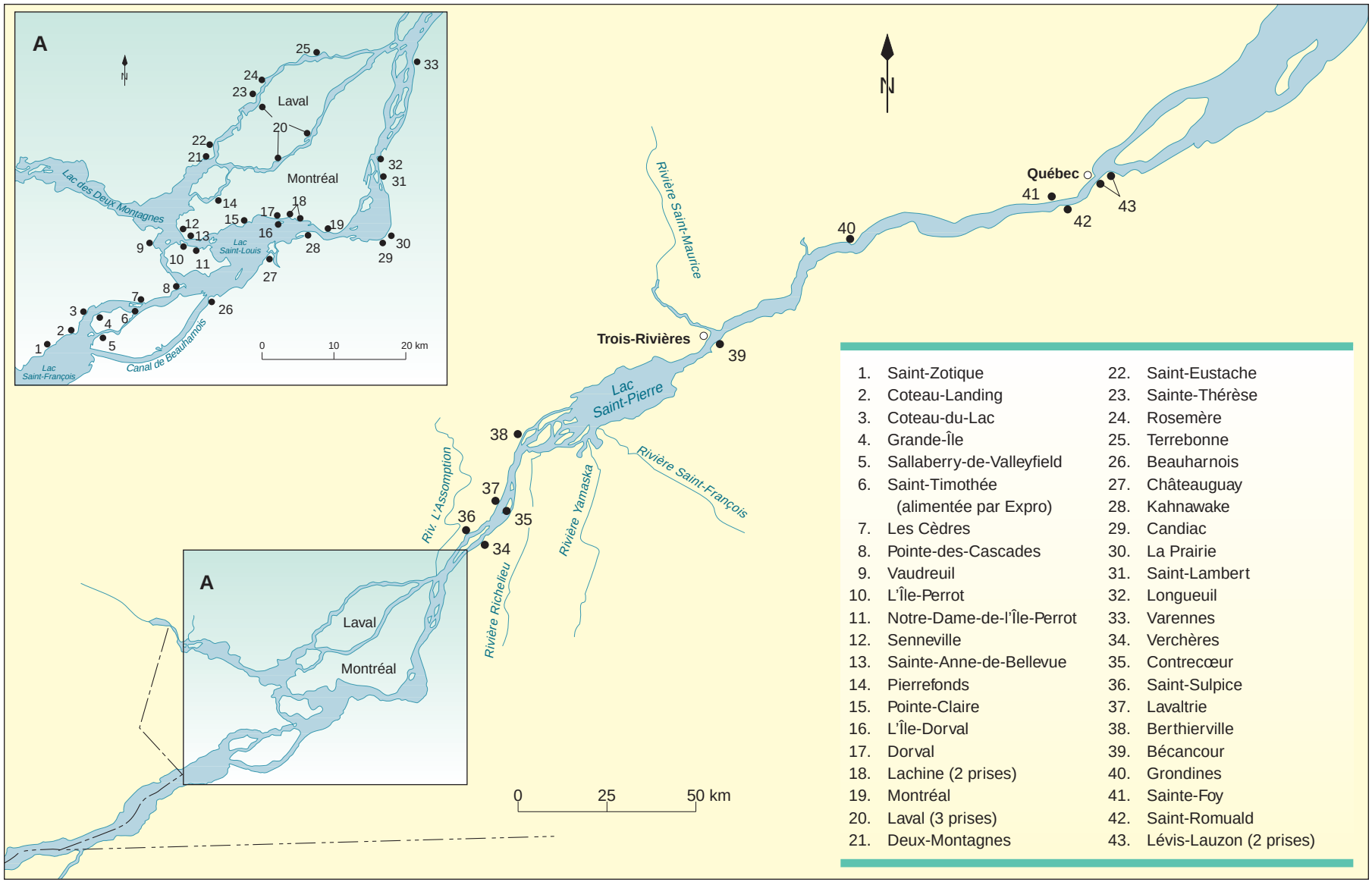
Ponts, traversiers, traversées ferroviaires et routes en 1990



Source : Adapté de CSL, 1993.

FIGURE 3.26

Municipalités avec prise d'eau dans le fleuve en 1991



1. Saint-Zotique
2. Coteau-Landing
3. Coteau-du-Lac
4. Grande-Île
5. Sallaberry-de-Valleyfield
6. Saint-Timothée (alimentée par Expro)
7. Les Cèdres
8. Pointe-des-Cascades
9. Vaudreuil
10. L'Île-Perrot
11. Notre-Dame-de-l'Île-Perrot
12. Senneville
13. Sainte-Anne-de-Bellevue
14. Pierrefonds
15. Pointe-Claire
16. L'Île-Dorval
17. Dorval
18. Lachine (2 prises)
19. Montréal
20. Laval (3 prises)
21. Deux-Montagnes
22. Saint-Eustache
23. Sainte-Thérèse
24. Rosemère
25. Terrebonne
26. Beauharnois
27. Châteauguay
28. Kahnawake
29. Candiac
30. La Prairie
31. Saint-Lambert
32. Longueuil
33. Varennes
34. Verchères
35. Contrecœur
36. Saint-Sulpice
37. Lavaltrie
38. Berthierville
39. Bécancour
40. Grondines
41. Sainte-Foy
42. Saint-Romuald
43. Lévis-Lauzon (2 prises)

Source : CSL, 1993, à partir des données de MENVIQ, 1989a.

(986 millions de mètres cubes), et pour l'agriculture (89 millions de mètres cubes) (Statistique Canada, 1991a).

Sur le plan qualitatif, le *Règlement sur l'eau potable*, qui relève du ministère de l'Environnement du Québec, donne une définition légale de la qualité de l'eau destinée à la consommation domestique. Cette réglementation établit des normes microbiologiques, une norme de turbidité, des normes relatives à 14 composés inorganiques, à 19 pesticides, à trois autres substances organiques ainsi qu'à cinq substances radioactives (MENVIQ, 1988a). Le respect de ces normes est vérifié par un contrôle analytique qui se fait en deux étapes : un contrôle microbiologique et un contrôle physico-chimique (MENVIQ, 1984).

3.6.3 EFFETS DE L'URBANISATION

On peut identifier trois types d'agressions de l'urbanisation sur le fleuve Saint-Laurent : les eaux usées urbaines, la neige souillée et l'empiétement sur les rives.

3.6.3.1 Eaux usées urbaines

Les eaux usées urbaines proviennent de trois sources : les eaux usées domestiques, les eaux de ruissellement et les réseaux unitaires (SCF, 1989). Elles contiennent :

- des particules minérales (poussières, sables et gravier) qui sont emportées par le ruissellement des eaux de précipitation et captées par le réseau d'égouts pluvial;
- des déchets flottants qui se retrouvent dans les réseaux d'égouts;
- de la matière organique provenant des matières fécales et des déchets domestiques rejetés dans les égouts domestiques;
- des éléments nutritifs qui proviennent de l'emploi de détergents domestiques, des rejets d'urine et du lessivage des engrais chimiques pour jardins et pelouses;
- des bactéries coliformes fécales;
- des résidus de produits toxiques pour usage domestique, commercial et industriel qui sont rejetés dans les égouts;
- des huiles et des graisses qui s'échappent des véhicules moteurs et qui sont lessivées par la pluie;
- des sels de déglaçage et de fondants chimiques utilisés pour le déneigement qui sont rejetés directement dans le fleuve ou captés par le réseau d'égouts pluvial.

En 1992, 107 des 339 municipalités riveraines traitaient leurs eaux usées avant de les rejeter au fleuve par l'entremise des 45 stations d'épuration situées en bordure du Saint-Laurent (figure 3.27). Ces stations d'épuration desservaient 2 615 000 personnes soit 65 p. 100 de la population habitant dans les municipalités riveraines alors qu'en 1986, seulement 10 p. 100 de la population habitait une municipalité dotée d'une station d'épuration (tableau 3.11).

TABLEAU 3.11

Population riveraine desservie par une station d'épuration des eaux usées

	1986	1989	1992
Population riveraine desservie	40 440	1 334 520	2 615 000
Nombre de municipalités traitant les eaux usées	16	52	107

Source : À partir des données de MENVIQ, 1992.

Le système d'étangs aérés est utilisé dans 64 p. 100 des 45 stations en opération; viennent ensuite la biofiltration (9 p. 100) et les boues activées (9 p. 100). Les 18 p. 100 restants correspondent aux différents types de traitement utilisés suivants : boues activées/fossés d'oxydation (8 p. 100), biodisque (4 p. 100), physico-chimique (4 p. 100) et fosse septique (2 p. 100). Même si deux stations seulement utilisent un traitement physico-chimique (CUM et Fabreville à Laval), la taille de la population qu'elles desservent fait que dans l'ensemble, la majorité des eaux usées traitées le sont avec ce type de procédé.

Selon une étude réalisée en 1991, on estime que les divers traitements permettent une réduction moyenne de 73 p. 100 pour la DBO_5 (demande biochimique en oxygène sur cinq jours), et de 84 p. 100 pour les matières en suspension. Là où l'on applique la déphosphatation, les rejets de phosphore sont réduits de 74 p. 100. Précisons que dans le cas de l'épuration par étangs aérés, traitement le plus utilisé par les municipalités riveraines, le rendement est de 88 p. 100 pour la DBO_5 et de 87 p. 100 pour les matières en suspension (MENVIQ, 1992). On estime d'autre part qu'en raison de problèmes techniques, 18 p. 100 de la capacité totale de traitement des stations (en excluant celle de la CUM) n'a été utilisée que partiellement, quand ce n'est pas du tout, en 1991 (MENVIQ, 1992).

Si l'épuration des eaux usées permet d'améliorer de façon importante la qualité de l'eau et d'en accroître les usages potentiels, elle entraîne en revanche la production d'une quantité importante de boues. On estime qu'en l'an 2000, les boues produites par les stations d'épuration du Québec représenteront quelque 180 000 t de matières sèches par année (MENVIQ, 1993). Les rejets

FIGURE 3.27

Municipalités riveraines dotées de stations d'épuration en 1992



Source : Adapté de CSL, 1993, à partir des données de MENVIQ, 1992.

industriels dans les réseaux d'égouts municipaux peuvent contenir des composés organiques ou inorganiques potentiellement dangereux qui vont influencer la toxicité des boues d'épuration et limiter leur éventuelle valorisation.

En 1992, sur les 339 municipalités riveraines, 92 totalisant 81 000 habitants ne pouvaient se doter de stations d'épuration puisqu'elles n'avaient pas de réseaux d'égouts (MENVIQ, 1992). Dans ce cas, les habitations sont pourvues de fosses septiques. On ne sait pas cependant dans quelle mesure ces fosses peuvent constituer une source de contamination de la nappe phréatique.

Si l'on suppose que pour la même année les égouts collecteurs des 140 municipalités riveraines qui ne traitent pas leurs eaux usées débouchent directement dans le fleuve et sachant que 1 348 000 personnes habitent ces municipalités (MENVIQ, 1992), on peut, à l'aide des données présentées au tableau 3.12, évaluer approximativement le volume des rejets d'origine urbaine pour différentes variables physico-chimiques. C'est ainsi que l'on peut évaluer qu'on rejette chaque jour au fleuve près de 500 millions de litres d'eaux usées domestiques contenant 81 t de solides en suspension, 73 t de DBO_5, 229 t de DCO (demande chimique en oxygène), 17 t d'azote total Kjeldahl et 4 t de phosphore.

Les rejets d'eaux urbaines usées altèrent la qualité des sédiments au point de décharge ainsi que la qualité brute de l'eau du fleuve sur une certaine distance. Comme les eaux à proximité des émissaires sont polluées notamment par les coliformes fécaux, cela nuit à l'accessibilité aux rives et au fleuve, surtout pour la baignade.

3.6.3.2 Neige souillée

Dans la partie méridionale du Québec, l'accumulation annuelle moyenne de neige varie entre 200 et 350 cm. Selon un inventaire réalisé auprès de municipalités québécoises, le volume annuel de neige à éliminer est estimé à plus de 30 millions de mètres cubes (MENVIQ, 1988b).

La neige souillée a un pH alcalin, une forte conductivité, une demande chimique en oxygène et une turbidité élevées, et contient les contaminants suivants (MENVIQ, 1988b) :

- métaux solides divers;
- mica, fer, plomb, zinc, cuivre, chrome, cadmium;
- chlorures;
- sodium, calcium et magnésium;

TABLEAU 3.12

Rejets urbains produits par habitant pour différentes variables physico-chimiques

Variable	Quantité (g/jour/habitant)
Solides en suspension	60,0
DBO_5	54,0
DCO	170,0
Azote total Kjeldahl	12,4
Phosphore	2,8
Cadmium	0,002
Chrome	0,05
Cuivre	0,07
Fer	0,74
Mercure	0,0002
Nickel	0,01
Plomb	0,1
Zinc	0,38

Source : Service de la protection de l'environnement, 1984.

- sulfates;
- nitrates et azote ammoniacal;
- cyanures;
- huiles et graisses;
- abrasifs (sable, pierre concassée) et autres solides en suspension;
- déchets solides divers;
- micro-polluants divers.

Les caractéristiques physico-chimiques de la neige souillée ont été analysées pour la ville de Montréal et sont présentées au tableau 3.13.

Vingt-neuf pour cent de la neige souillée est éliminée par rejet direct dans les cours d'eau (MENVIQ, 1988b). Les autres méthodes d'élimination sont les dépôts au sol (64 p. 100) et le déversement dans les égouts ou les fondeuses (7 p. 100). Une étude réalisée par l'École polytechnique de Montréal (André et Delisle, 1990) a permis de conclure que le rejet de la neige souillée au fleuve Saint-Laurent par la ville de Montréal modifie, du moins temporairement, la qualité de l'eau réceptrice aux points de déchargement. Les auteurs ont aussi noté une augmentation des solides totaux et des solides en suspension par rapport à la profondeur d'échantillonnage. De plus, ils ont remarqué une augmentation de la DBO, de la DCO, de la conductivité et de la turbidité de l'eau

TABLEAU 3.13

Résumé des analyses pour les paramètres physico-chimiques étudiés dans la neige souillée de Montréal

Paramètre	N	Moy.	Min.	Max.	Écart type	U	Transformation
pH	108	8,5	6,8	9,9	0,39	–	$\sqrt{+x^2}$
Température	108	–3,03	–8,0	0,0	2,13	°C	Non
Turbidité	108	29,8	5,0	90,0	19,41	UTN	Log 10
Conductivité	108	11 128,7	150,0	26 500,0	7 451,76	µohm	√
Solides en suspension	108	1 209,0	86,0	8 546,0	1 186,64	mg/l	Log 10
Chlorures	98	3 851,2	56,0	10 000,0	2 335,72	“	√
Dureté totale	98	495,8	23,0	1 680,0	380,85	“	√
DBO_5	19	7,5	2,6	13,8	3,36	“	–
DCO	98	496,6	46,8	1 926,8	349,22	“	√
Nitrates	93	5,2	1,2	14,9	28,77	“	Log 10
Solides totaux	98	6 948,8	1 039,0	37 359,0	6 948,75	“	√
Phosphates inorganiques	98	3,6	0,12	20,6	3,84	“	Log 10 (x+1)
Sodium	98	4 049,6	1 000,0	13 600,0	2 315,02	“	√
Calcium	96	146,4	34,0	500,0	108,88	“	Log 10
Potassium	98	10,6	2,2	45,0	1,54	“	Log 10
Magnésium	98	2,1	0,5	7,0	6,92	“	Log 10
Cyanures	32	0,24	0,12	0,33		“	Non
Sulfates	30	129,8	25,0	295,0	65,71	“	√
Azote ammoniacal	30	0,4	0,1	0,8	0,12	“	Log 10 (x+0,9)
Huiles et graisses	30	104,6	9,0	200,0	56,11	“	–
Débris	93	5 888,1	542,6	32 542,1	6 430,53	“	Log 10
Plomb	93	84,84	17,15	360,05	63,26	“	Log 10
Fer	93	912,57	238,6	3 762,52	632,00	“	Log 10
Cuivre	93	9,36	1,99	100,48	10,79	“	Log 10
Zinc	93	42,77	10,02	221,25	33,03	“	Log 10
Chrome	93	6,67	1,3	35,95	5,89	“	Log 10
Cadmium	30	0,27	0,23	0,40	0,04	“	Non
Mercure (partie solide)	12	0,25	0,087	1,137		“	Non

N : Nombre d'échantillons. *U : Unités.* *Non : Non normalisé.* *Transformation : Transformations nécessaires pour normaliser les données brutes.*
√ = Racine carrée de x. *x : Donnée brute.*

Source : MENVIQ, 1988b.

réceptrice à la suite de déchargements, augmentation qui persistait plusieurs jours.

Il n'existe actuellement aucune donnée compilée pour le volume de neige souillée rejetée dans le fleuve chaque année et les différents points de rejets. On sait cependant que la ville de Québec décharge annuellement 350 000 m^3 de neige souillée dans le fleuve au point de rejet situé au quai 26 du port de Québec. En ce qui concerne la ville de Montréal, on a estimé qu'elle a éliminé neuf millions de mètres cubes de neige en 1979, dont 29 p. 100 dans le fleuve (MENVIQ, 1988b).

Le rejet de neige souillée dans les cours d'eau ou aux abords de ceux-ci devrait être éliminé complètement d'ici 1996 (MENVIQ, 1988b).

3.6.3.3 Empiétement sur les rives

Les berges de tout cours d'eau constituent des espaces naturels importants. Pourtant, elles ont été dénaturées par la construction d'autoroutes ou par des ouvrages de protection ou sont devenues la propriété d'utilisateurs privés (CCE, 1990b). C'est ainsi qu'entre 1960 et 1975, les empiétements entre Montréal et Québec ont altéré 175 km de rives du Saint-Laurent (MENVIQ, 1988a).

Entre 1945 et 1976, la perte de milieux humides entre Cornwall et Matane a été évaluée à 3649 ha dont 2625 ha entre Cornwall et Grondines. Dans le secteur de La Prairie, cette perte représente 33 p. 100 des herbiers submergés et 70 p. 100 des herbiers émergents. De Grondines à La Pocatière, 608 ha de milieux humides ont été perdus et de La Pocatière à Matane, les pertes représentent 410 ha (Dryade, 1981). Depuis 1976, 1000 ha supplémentaires d'habitats ont été perturbés, de sorte qu'aujourd'hui il ne reste plus que 50 000 ha de milieux humides, soit 50 p. 100 de la superficie originale. Les pertes nettes de 3649 ha observées entre 1945 et 1976 représentent 6,2 p. 100 de la superficie totale de milieux humides répertoriés en 1950 et correspondent à 360 km de rive sur une largeur de 100 m. Les pertes sont moins accélérées depuis 1965 mais elles se poursuivent néanmoins. Certaines régions sont plus touchées que d'autres : entre 1966 et 1981, la perte nette de milieux humides dans la région de Montréal a été de 392 ha, soit 6,7 p. 100 de la superficie totale relevée en 1966, comparativement à une perte de seulement 1,6 p. 100 à la grandeur du Saint-Laurent de 1965 à 1978 (Champagne et Melançon, 1985). Pourtant, les milieux humides jouent un rôle essentiel d'épuration et de régulation des eaux du fleuve en plus de constituer des habitats fauniques importants.

Les pertes de milieux humides peuvent être attribuables en partie aux activités agricoles par l'assèchement des terres pour la culture (975 ha), aux remblais et déblais (1700 ha), aux aménagements résidentiels et industriels, aux

infrastructures de services (quais, ponts, barrages). Cette perte d'habitat s'effectue de façon graduelle et c'est la somme de ces petits impacts qui fait que l'on perd des habitats fauniques importants (BAPE, 1991). Les secteurs les plus touchés comprennent le bassin de La Prairie, les rives à proximité de Montréal, Sorel, Trois-Rivières et Québec, le parc industriel de Bécancour, les barachois de la péninsule gaspésienne, les secteurs portuaires de Cacouna, de la baie des Ha! Ha!, de la baie des Anglais, de la baie de Sept-Îles, Port-Cartier et l'estuaire des rivières Manicouagan et aux Outardes.

Ces modifications se seraient traduites par des changements dans l'abondance ou la distribution d'espèces de poissons tels que le Bar rayé, l'Esturgeon noir, l'Anguille d'Amérique, le Poulamon atlantique et l'Alose savoureuse (BAPE, 1991). Le tableau 3.14 illustre la superficie des habitats du poisson ayant subi des modifications physiques à la suite de ces activités de remblayage, d'assèchement ou d'empiétement.

TABLEAU 3.14

Superficie des habitats du poisson modifiés par le remblayage, l'assèchement et l'empiétement de 1945 à 1988

	Tronçon fluvial	Estuaire fluvial	Moyen estuaire	Estuaire maritime et golfe	Total
Remblayage	1825	583	135	2030	4573
Assèchement	1077	111	433	40	1661
Empiétement	36		10	960	1006
Remblayage et modification de l'écoulement	302	271	55	120	748
Total	**3240**	**965**	**633**	**3150**	**7988**

Sources : À partir des données de Gilles Shooner et Associés inc., 1991, 1988.

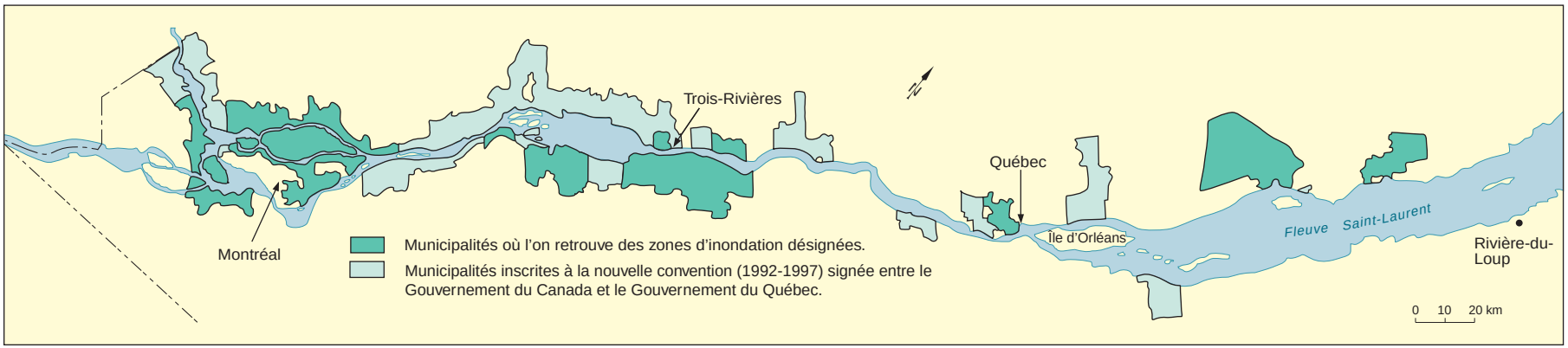
Enfin, la construction d'immeubles en zone inondable constitue un empiétement sur les rives qu'il faut décourager, car les plaines d'inondation constituent un milieu naturel important du point de vue écologique. Des zones inondables se retrouvent dans un certain nombre de municipalités riveraines (figure 3.28). Soixante-sept de ces municipalités riveraines sont situées dans le tronçon fluvial et 13 dans l'estuaire fluvial. La politique d'intervention en plaine inondable consiste à désigner certaines zones de façon à y décourager la construction d'immeubles. En 1986, la zone inondable restait à désigner pour 21 municipalités dans le tronçon fluvial et huit dans l'estuaire fluvial.

3.6.4 FAITS SAILLANTS

Près de 60 p. 100 de la population du Québec habite dans une municipalité riveraine du Saint-Laurent. Les principaux effets de cette urbanisation des rives

FIGURE 3.28

Municipalités riveraines et zones inondables



CONVENTION FÉDÉRALE-PROVINCIALE RELATIVE À LA CARTOGRAPHIE ET À LA PROTECTION DES PLAINES D'INONDATION

Période :
- 1986 à 1992 pour la cartographie
- 1986 à 1997 pour l'application de la politique d'intervention

Objet :
- Cartographier les zones vulnérables aux inondations
- Établir conjointement une politique d'intervention visant la réduction des dommages dans les zones d'inondation désignées et dans les zones d'inondation provisoires

Politique d'intervention : Sauf dispositions contraires, dans les zones d'inondation désignées et provisoires :

– aucun ouvrage fédéral ou provincial ne sera construit
– aucune aide financière ne sera accordée pour des ouvrages édifiés ou à être édifiés
– en cas d'inondation, aucune indemnisation ne sera versée pour les dommages ou pertes aux biens meubles ou ouvrages édifiés postérieurement à l'établissement de la zone désignée
– les gouvernements fédéral et provincial inciteront les autorités relevant de leur compétence à prohiber la construction d'ouvrages, à imposer des restrictions ou imposer des mesures d'indemnisation contre les inondations.

N.B. : Il existe des exceptions et des dérogations à cette politique d'intervention.

ZONE D'INONDATION DÉSIGNÉE (ZID) :

Zone vulnérable aux inondations (zone de grand courant : 0-20 ans + zone de faible courant : 20-100 ans) cartographiée et approuvée officiellement par les ministres de l'Environnement fédéral et provincial.

NOMBRE DE MUNICIPALITÉS RIVERAINES

SECTEUR FLUVIAL	VISÉES PAR LA CONVENTION FÉDÉRALE-PROVINCIALE			TOTAL
	Désignées (D)	Inscrites (I)	Total (D + I)	
Tronçon fluvial	46	21	67	120
Estuaire fluvial	5	8	13	48
Moyen estuaire	5	6	11	38
Estuaire maritime	0	3	3	46
Golfe	0	4	4	87
Total	56	42	98	339

Source : Adapté de CSL, 1993.

sont liés aux rejets des eaux usées et à l'empiétement. Dans le premier cas, la situation a changé de façon radicale depuis le milieu des années 1980. Alors qu'en 1986 à peine 10 p. 100 de la population riveraine du Saint-Laurent était desservie par une station d'épuration des eaux usées, six ans plus tard c'est plus de 60 p. 100 de la population qui bénéficiait de ce service. La situation est beaucoup plus difficile à évaluer pour l'empiétement sur les rives puisqu'on n'a pas comptabilisé de façon continue l'ensemble des pertes des milieux humides.

3.7

Activités industrielles

Au Québec, durant la première moitié du 19e siècle, on voit apparaître en milieu rural de petites entreprises qui transforment les produits de la forêt et de la ferme dans des établissements installés sur les cours d'eau. Avec le temps, cette première industrialisation prend de l'ampleur, favorisée par l'abondante main-d'œuvre urbaine et rurale. À partir du début du 20e siècle, se développe toute une gamme de grandes entreprises fondées sur l'exploitation des ressources naturelles. Des centrales hydroélectriques sont érigées sur les affluents du Saint-Laurent pour fournir l'électricité nécessaire aux usines de pâtes et papiers. La disponibilité d'une énergie abondante à bon marché de même que la possibilité d'importer la bauxite par le Saint-Laurent et le Saguenay favorisent l'implantation d'alumineries durant le premier tiers du 20e siècle. Durant les années 1950, une conjoncture économique favorable suscite l'exploitation du minerai de fer du Labrador. Toutes ces activités industrielles auront des impacts importants sur l'environnement. Les effets dévastateurs de certaines de ces industries sont d'ailleurs à la source des graves problèmes de pollution du Saint-Laurent (CSL et Université Laval, 1991a).

Encore aujourd'hui, les activités industrielles contribuent largement à notre bien-être quotidien et le fleuve y participe notamment en fournissant aux industries l'eau dont elles ont besoin. Ainsi, l'ensemble de l'industrie manufacturière prélevait 1521 millions de mètres cubes d'eau en 1986, soit 37 p. 100 du volume prélevé par tous les utilisateurs et légèrement plus que l'ensemble des municipalités (1484 millions de mètres cubes). Notons que ceci représente une baisse importante par rapport à 1981 alors que le secteur manufacturier utilisait 2319 millions de mètres cubes d'eau. Le secteur manufacturier ne consomme toutefois que 5,3 p. 100 de l'eau prélevée, soit 80 millions de mètres cubes (131 millions en 1981), le reste étant retourné aux cours d'eau (MENVIQ,

1993). Si l'eau ainsi consommée ne nuit pas sérieusement à la ressource d'un point de vue quantitatif, il en va autrement du point de vue qualitatif.

Afin d'augmenter et de diversifier la production, l'industrie utilise des techniques de transformation de plus en plus complexes. Les effluents industriels contiennent des polluants classiques tels que des substances biodégradables, des huiles et des graisses, des métaux, des matières en suspension et des substances organiques (HAP, dioxines, furannes et autres organochlorés), persistants dans l'environnement et souvent très toxiques (CSL, 1990b). Lorsque ces usines ne sont pas raccordées aux stations municipales d'épuration à cause, notamment, de la variété des polluants présents dans les effluents, la localisation des usines ou l'importance de leur débit, les effluents sont évacués dans le Saint-Laurent soit tels quels soit après un traitement pas toujours suffisant.

Dispersées dans l'eau du Saint-Laurent, ces substances peuvent, par un phénomène de bio-accumulation, contaminer les sédiments, pénétrer dans la chaîne alimentaire et modifier les écosystèmes. La pollution industrielle compromet sérieusement l'état du fleuve, menace la santé humaine et la survie des autres espèces vivantes (CSL, 1990b).

3.7.1 CARACTÉRISATION DES ACTIVITÉS INDUSTRIELLES

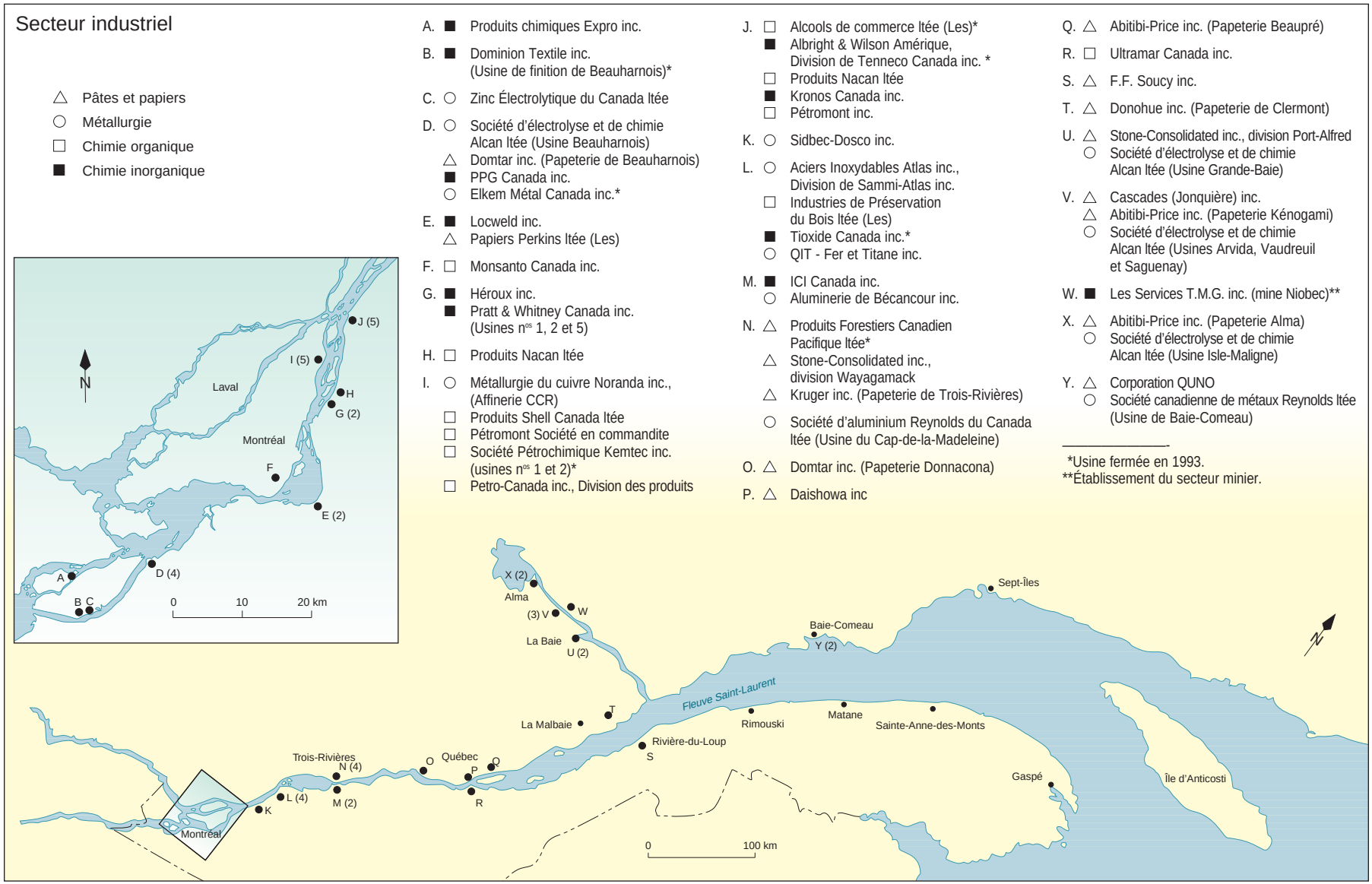
Il y avait au Québec quelque 11 400 établissements manufacturiers en 1989. Avec près de 525 000 emplois en 1989, ce secteur est considéré comme l'un des plus importants moteurs de l'économie québécoise (Statistique Canada, 1992a). En 1995, on dénombre environ 15 100 usines dans le bassin versant du Saint-Laurent. De celles-ci, 6300 sont dans les municipalités riveraines au fleuve dont 4000 dans la CUM (Terrault, 1995).

Afin d'atténuer les rejets de polluants d'origine industrielle, 50 usines dites prioritaires ont été ciblées en 1988 dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent. Quinze de ces usines appartiennent au secteur industriel des pâtes et papiers, 13 à celui de la métallurgie, 11 à la chimie organique et 11 à la chimie inorganique. Étant donné l'apport de ces industries dans le bilan de la contamination du Saint-Laurent, leur représentativité dans les quatre secteurs industriels et la disponibilité des informations, la caractérisation des activités industrielles s'est donc concentrée sur ces 50 établissements industriels.

De ces 50 usines, 7 étaient fermées à la fin de 1993, dont 6 se trouvaient dans le tronçon fluvial et 1 dans l'estuaire fluvial (Villeneuve, 1994). Il reste donc 43 usines prioritaires en activité : 14 dans les pâtes et papiers, 12 dans la métallurgie, 9 en chimie organique et 8 en chimie inorganique. Il s'en trouve 22 dans le tronçon fluvial, 9 dans l'estuaire fluvial, 10 dans le moyen estuaire et 2 dans l'estuaire maritime (figure 3.29).

FIGURE 3.29

Les 50 usines prioritaires en 1993



Source : Adapté de CSL, 1993.

Pour les 50 usines prioritaires étudiées, les rejets d'eaux usées totalisaient, en 1992, 1 421 218 m^3/jour dont 56 p. 100 provenaient du secteur des pâtes et papiers. En 1992, ces 50 usines rejetaient, chaque jour, 272 055 kg de matières en suspension, 1176 kg d'huiles et de graisses, 491 kg de métaux lourds et 219 201 kg de DBO_5 (tableau 3.15). Comparés aux chiffres estimés pour les 142 municipalités qui ne traitent pas leurs eaux usées, ces rejets sont, pour des paramètres tels que les MES et la DBO_5, trois fois plus élevés et correspondent à la charge polluante en MES et DBO_5 émise par une population d'environ 4,5 millions d'habitants.

TABLEAU 3.15

Rejets d'eaux usées et de polluants par les 50 usines du PASL en 1992

	Paramètre mesuré				
Secteur	**Eaux usées m^3/jour**	**MES kg/jour**	**Huiles et graisses kg/jour**	**Métaux lourds kg/jour**	**DBO_5 kg/jour**
Chimie organique	42 710	1 784	228	2	1 334
Chimie inorganique	91 925	12 098	29	233	6 615
Métallurgie	493 654	195 287	919	256	–
Pâtes et papiers	792 929	62 886	–	–	211 252
Total	**1 421 218**	**272 055**	**1 176**	**491**	**219 201**

Source : Villeneuve, 1994.

On observe toutefois une réduction importante de ces rejets pour la période 1988-1992. Les MES ont été réduites de 52 p. 100, la DBO_5 de 52 p. 100, les huiles et graisses de 36 p. 100 et les métaux lourds de 51 p. 100 (Villeneuve, 1994).

3.7.1.1 Secteur de la chimie organique

Le secteur de la chimie organique regroupe les raffineries de pétrole et les établissements fabriquant divers produits chimiques organiques tels que le benzène, l'éthanol, les résines d'urée-formaldéhyde et les adhésifs. Les procédés utilisés pour transformer le pétrole brut en divers produits exigent de grands volumes d'eau (CSL, 1990b). Les usines de ce secteur ciblées par le PASL rejetaient en 1992 des phénols (5,5 kg/jour), des huiles et des graisses (228 kg/jour) et des matières en suspension (1784 kg/jour). Par rapport à 1988, ces rejets représentent une réduction de respectivement 72, 73 et 55 p. 100. Notons que 22 p. 100 de la réduction des MES (481 kg sur une réduction de 2148 kg/jour) provient de deux usines qui ont fermé (Villeneuve, 1994).

3.7.1.2 Secteur de la chimie inorganique

Les principales activités de ce secteur sont la fabrication d'explosifs, d'hydrogène, de pigments, de phosphore, de chlore, de soude caustique, de silicates et de peroxyde d'hydrogène. Ce secteur comprend également les traitements de surface qui sont utilisés dans la préparation et la finition de nombreux matériaux et produits fabriqués dans l'industrie (CSL, 1990b). En 1992, les effluents de ce secteur industriel évacuaient quotidiennement au fleuve près de 12 100 kg de MES, 233 kg de métaux lourds, 19 185 kg d'autres métaux et près de 440 t de sulfates. Par rapport à 1988, ces rejets représentent une réduction de respectivement 52, 34, 35 et 35 p. 100. Notons toutefois que 88 p. 100 de la réduction des sulfates provient de la fermeture partielle de Tioxide-Tracy en 1991 (Villeneuve, 1994).

3.7.1.3 Secteur de la métallurgie

Le secteur de la métallurgie comprend plusieurs sous-secteurs, dont la sidérurgie, les aciéries, les industries de la fonte et de l'affinage de métaux non ferreux et les alumineries. Ces industries consomment énormément de matières premières et d'énergie. Certaines aciéries rejettent des métaux en solution acide, favorisant ainsi leur accumulation dans les tissus des organismes vivants. Les alumineries dégagent des fluorures et des particules, et certaines des quantités importantes de HAP. Ces substances peuvent être entraînées sur de grandes distances dans le couloir fluvial (CSL, 1990b). En 1992, les rejets quotidiens au fleuve de ce secteur comprenaient 256 kg de métaux lourds, 22 376 kg d'autres métaux, 195 287 kg de matières en suspension, 919 kg d'huiles et de graisses pouvant contenir des BPC et 1 kg/jour de HAP. Entre 1988 et 1992, la réduction des rejets de MES, huiles et graisses, métaux lourds, autres métaux et HAP a été de respectivement 54, -2, 60, 50 et 99 p. 100. Notons que 38 p. 100 de la réduction des métaux lourds (145 kg sur une réduction de 380 kg/jour) est due à la fermeture d'une usine (Villeneuve, 1994).

3.7.1.4 Secteur des pâtes et papiers

Dans l'industrie des pâtes et papiers, la problématique des rejets est très complexe étant donné les différents procédés de fabrication de la pâte et du papier. La toxicité aiguë des effluents résulte surtout des acides résiniques et gras (dans le cas des procédés de mise en pâte) et des chlorophénols, des dioxines et des furannes (dans le cas des procédés de blanchiment au chlore) (Sylvestre, 1992). Outre leur toxicité aiguë, les effluents de ce secteur sont caractérisés par de forts débits (792 929 m^3/jour pour les usines du PASL), des concentrations importantes de matières en suspension (62 886 kg/jour en 1992) et une forte demande biochimique en oxygène (211 252 kg/jour). La réduction entre 1988 et 1992 pour ces deux paramètres est de 45 et 51 p. 100 (Villeneuve, 1994).

3.7.2 ÉVALUATION DE LA TOXICITÉ DES EFFLUENTS INDUSTRIELS

Pour comparer la contamination du milieu aquatique causée par les rejets d'eaux usées provenant d'industries aussi diverses qu'une sidérurgie, une fabrique de pâtes et papiers et une manufacture d'explosifs, les experts ont élaboré l'indice Chimiotox. Cet indice est un indicateur permettant l'évaluation chimiotoxique des effluents industriels. Une pondération toxique est appliquée aux différents contaminants de façon à ramener les polluants à un dénominateur commun. Il s'agit d'un outil polyvalent qui permet de fournir une comparaison des résultats de caractérisation, d'identifier les substances toxiques prédominantes, d'unir les résultats en une seule base de données et d'obtenir une image d'ensemble des rejets toxiques. Cet outil de gestion peut être utilisé pour fixer des objectifs de réduction des effluents industriels et pour mesurer l'atteinte de ces objectifs. Il permet également de diffuser dans le grand public les progrès accomplis dans la réduction des substances toxiques des 50 usines prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent.

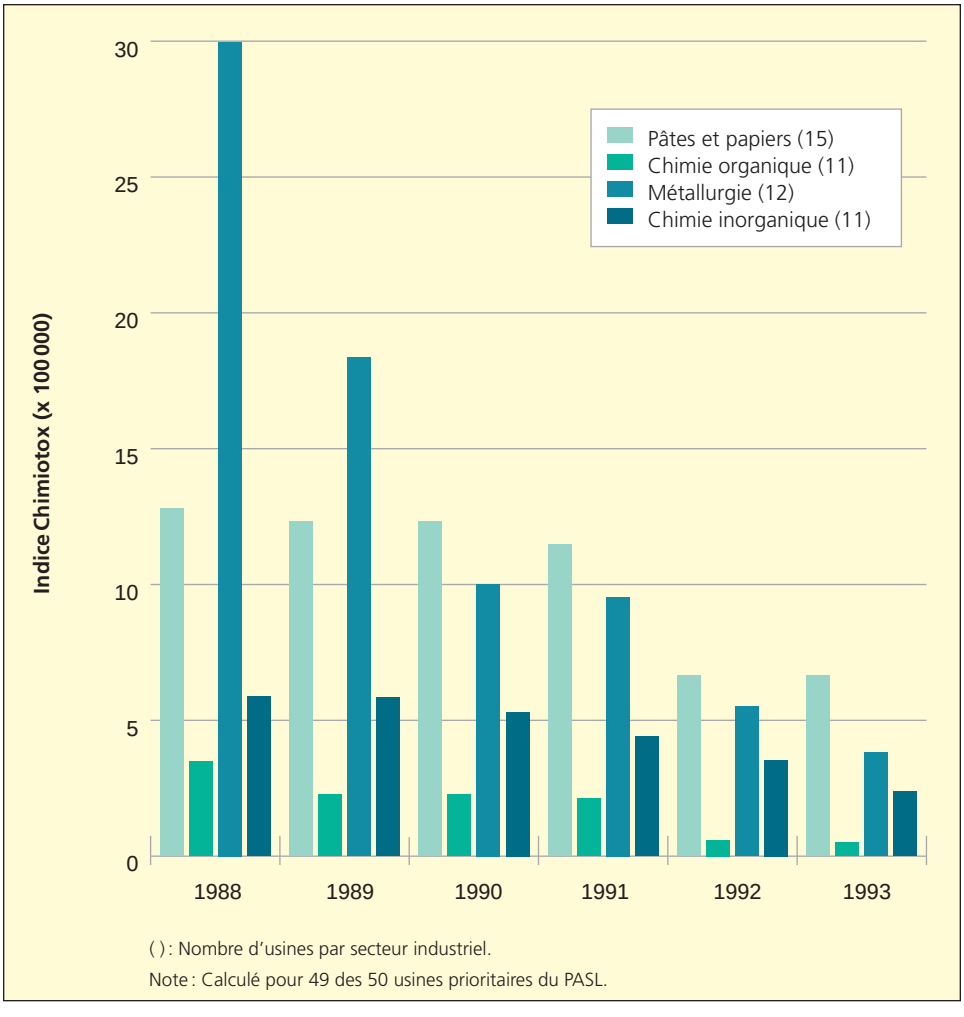
Un indice Chimiotox a été calculé pour tous les établissements du programme PASL à l'exception d'une usine qui avait cessé ses opérations avant que l'on puisse caractériser ses rejets de substances toxiques. L'indice Chimiotox présenté ici fait donc référence aux rejets de 49 usines et non de 50.

Les rejets de substances toxiques pour 1988, année de référence, sont évalués à 5,2 millions d'unités. Pour 1993, l'indice Chimiotox est évalué à 1,3 million, soit une réduction de 3,9 millions d'unités ou de 74 p. 100 des rejets de substances toxiques durant la période 1988-1993.

C'est le secteur de la métallurgie qui présentait en 1988 l'indice le plus élevé et c'est également ce secteur qui a enregistré la plus forte réduction de rejets toxiques entre 1988 et 1993 avec une réduction de 87 p. 100 (figure 3.30). Malgré cela, l'indice Chimiotox pour ce secteur demeure très élevé, tout comme celui du secteur des pâtes et papiers; les rejets de ces deux secteurs représentaient respectivement 28,5 et 49,9 p. 100 de l'ensemble des rejets toxiques des 49 industries en 1993.

En ce qui concerne la répartition spatiale, la figure 3.31 montre que c'est dans le tronçon fluvial que les indices Chimiotox sont les plus élevés à cause des secteurs de la métallurgie, de la chimie inorganique et de la chimie organique. Les principaux rejets de substances toxiques dans l'estuaire fluvial proviennent essentiellement du secteur des pâtes et papiers. Ceux du moyen estuaire et du Saguenay proviennent des pâtes et papiers et, dans une moindre mesure, de la métallurgie. Finalement, les rejets de substances toxiques dans l'estuaire maritime et le golfe proviennent des secteurs des pâtes et papiers et de la métallurgie.

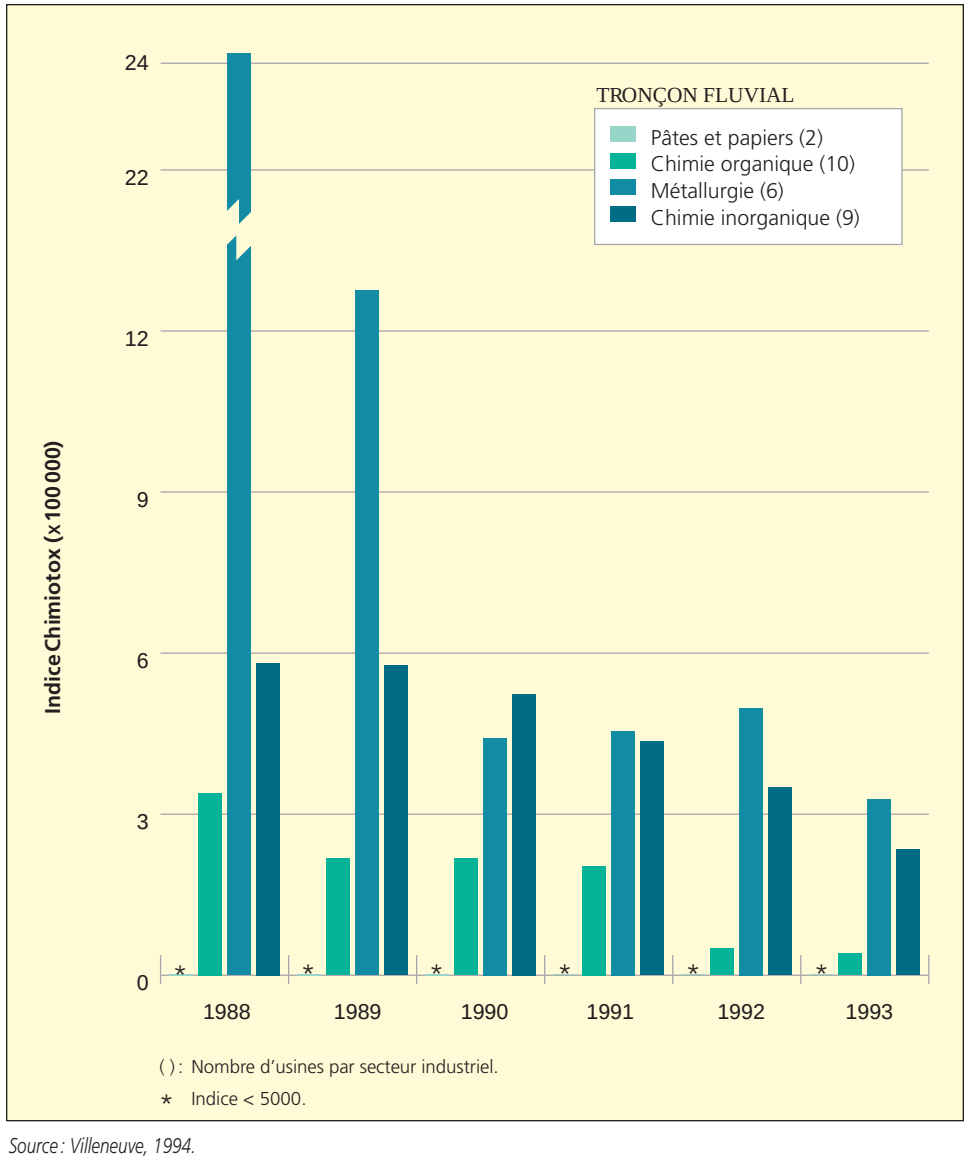
FIGURE 3.30
Évolution de l'indice Chimiotox par secteur industriel



Source : Villeneuve, 1994.

Notons cependant que 2 p. 100 de la réduction de l'indice Chimiotox enregistrée entre 1988 et 1993 provient de la fermeture de six usines. La caractérisation des rejets de ces usines en 1988 a permis d'évaluer leurs rejets à 646 000 unités Chimiotox. Bien que certaines aient réduit leurs rejets de substances toxiques avant leur fermeture (l'année précédant leur fermeture, quatre usines avaient, par rapport à l'année 1988, réduit leurs rejets de substances toxiques dans une proportion variant de 16 à 86 p. 100; dans un cas, ils demeuraient inchangés et ils avaient augmenté de 42 p. 100 dans un autre), il peut être intéressant de présenter l'évolution de cet indice en ne conservant que les 43 usines encore en fonctionnement. Si on analyse l'évolution de l'indice Chimiotox en ne conservant que les 43 usines en activité, l'évaluation des indices pour 1988 et 1993 est de respectivement 4,6 et 1,3 millions d'unités, ce qui représente une baisse de 3,3 millions d'unités ou de 72 p. 100 des rejets de substances toxiques (Villeneuve, 1994).

FIGURE 3.31a
Évolution de l'indice Chimiotox par secteur industriel pour le tronçon fluvial de 1988 à 1993



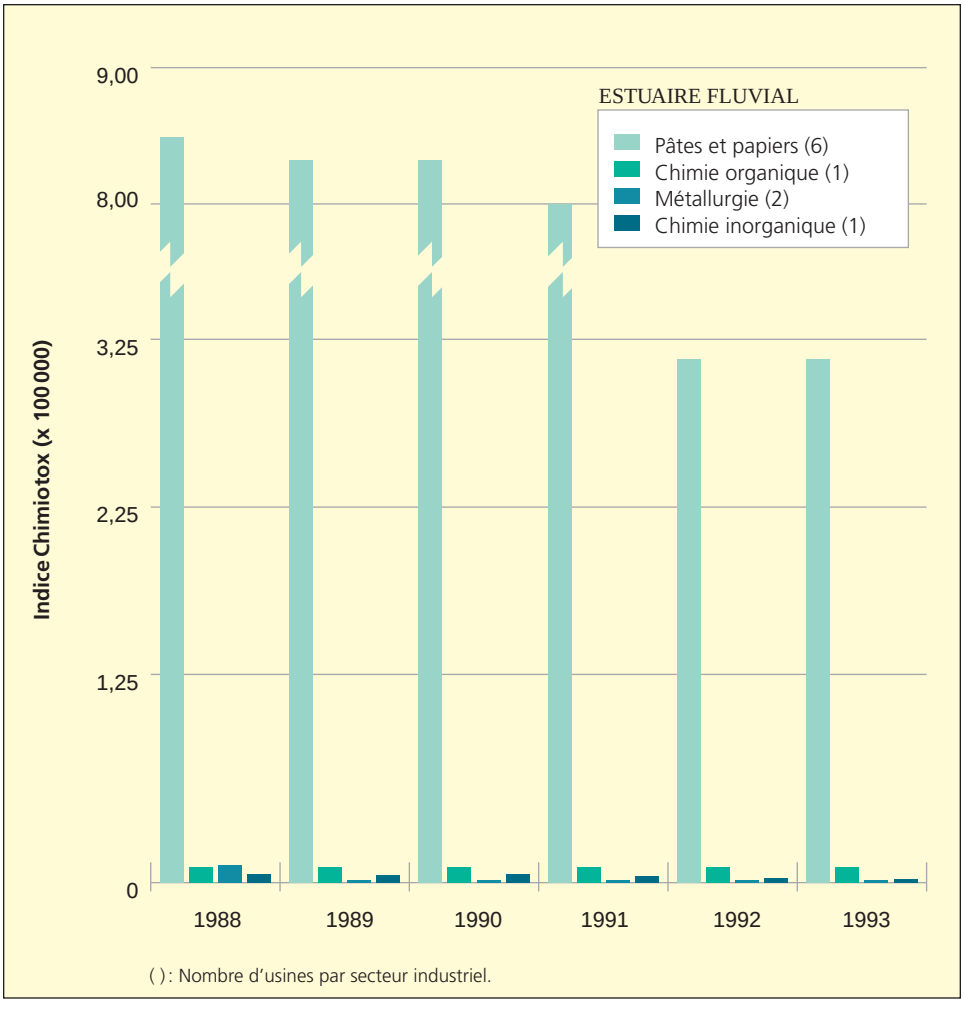
Source : Villeneuve, 1994.

3.7.2.1 Chimiotox : une mesure pondérée des diverses substances toxiques

Dans le cadre d'une évaluation globale d'un effluent, le Chimiotox sert d'indicateur de la caractérisation physico-chimique des contaminants toxiques. En premier lieu, il convenait d'établir un *Facteur de pondération toxique* (F_{tox}) pour chacune des substances chimiques (environ 120 ont été évaluées) présentes dans les effluents de ces usines, en utilisant l'expression donnée à la page suivante. Pour dresser une échelle d'évaluation de la toxicité qui soit le plus sécuritaire possible, on a choisi parmi les divers *seuils* en existence (un *seuil* détermine la concentration maximale d'une substance compatible avec le maintien d'un usage de l'eau) le plus exigeant (ou correspondant au plus haut seuil de sensibilité, CPS) pour chacune des substances.

En pratique, c'est l'échelle de toxicité chronique pour les organismes aquatiques établie par le MENVIQ qui a été retenue. Par exemple, dans le cas

FIGURE 3.31b
Évolution de l'indice Chimiotox par secteur industriel pour l'estuaire fluvial de 1988 à 1993



Source : Villeneuve, 1994.

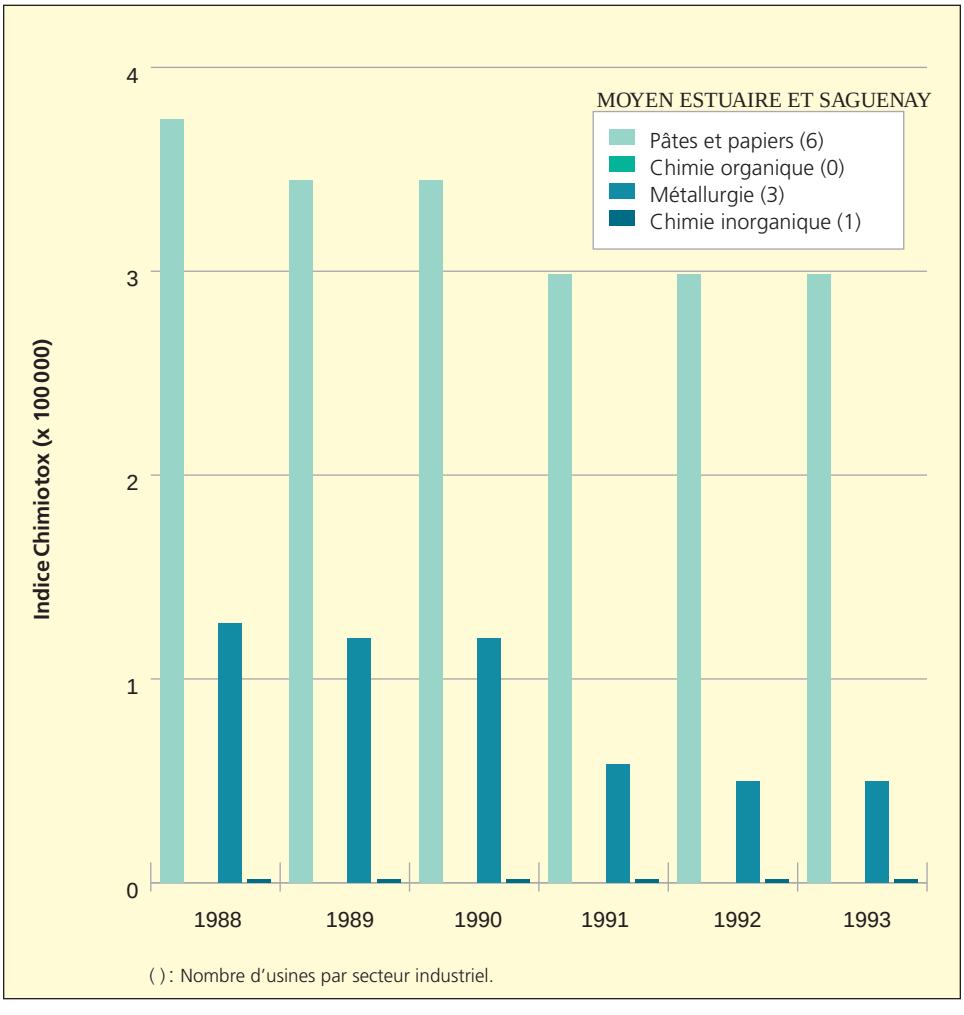
d'une substance peu toxique comme l'*acétone*, le seuil est fixé à 500 ppb (parties par milliard) alors que pour une substance très toxique comme le *benzo (a) pyrène*, il est fixé à 0,01 ppb. Ceci revient à dire qu'une eau contenant > 500 ppb d'*acétone* ou > 0,01 ppb de *benzo (a) pyrène* serait considérée comme pouvant représenter un risque de contamination chronique pour la vie aquatique. Le *Facteur de pondération toxique* pour une substance *i* est obtenu par l'expression :

$$F_{tox_i} = \frac{1}{CPS_i}$$

dans laquelle les unités sont en ppm (mg/L). Ainsi, la valeur de F_{tox} pour le benzo *(a)* pyrène est de 100 000 unités, soit une toxicité 50 000 fois plus élevée que pour l'acétone où la valeur de F_{tox} n'est que de 2,0. Des substances organiques, comme les BPC (F_{tox}= 12 658 228) et l'hexachlorobenzène (F_{tox}= 1 351 351), peuvent désormais être comparées du point de vue de leurs effets toxiques à des métaux lourds comme l'arsenic (F_{tox} = 15 601) et le zinc (F_{tox} = 9,4).

FIGURE 3.31c

Évolution de l'indice Chimiotox par secteur industriel pour le moyen estuaire et le Saguenay de 1988 à 1993



Source : Villeneuve, 1994.

Le produit du F_{tox} de la substance *i* et de la quantité rejetée (ou charge en kg/d) de cette substance permettra de calculer les unités Chimiotox (UC) de la substance *i* dans n'importe quel effluent :

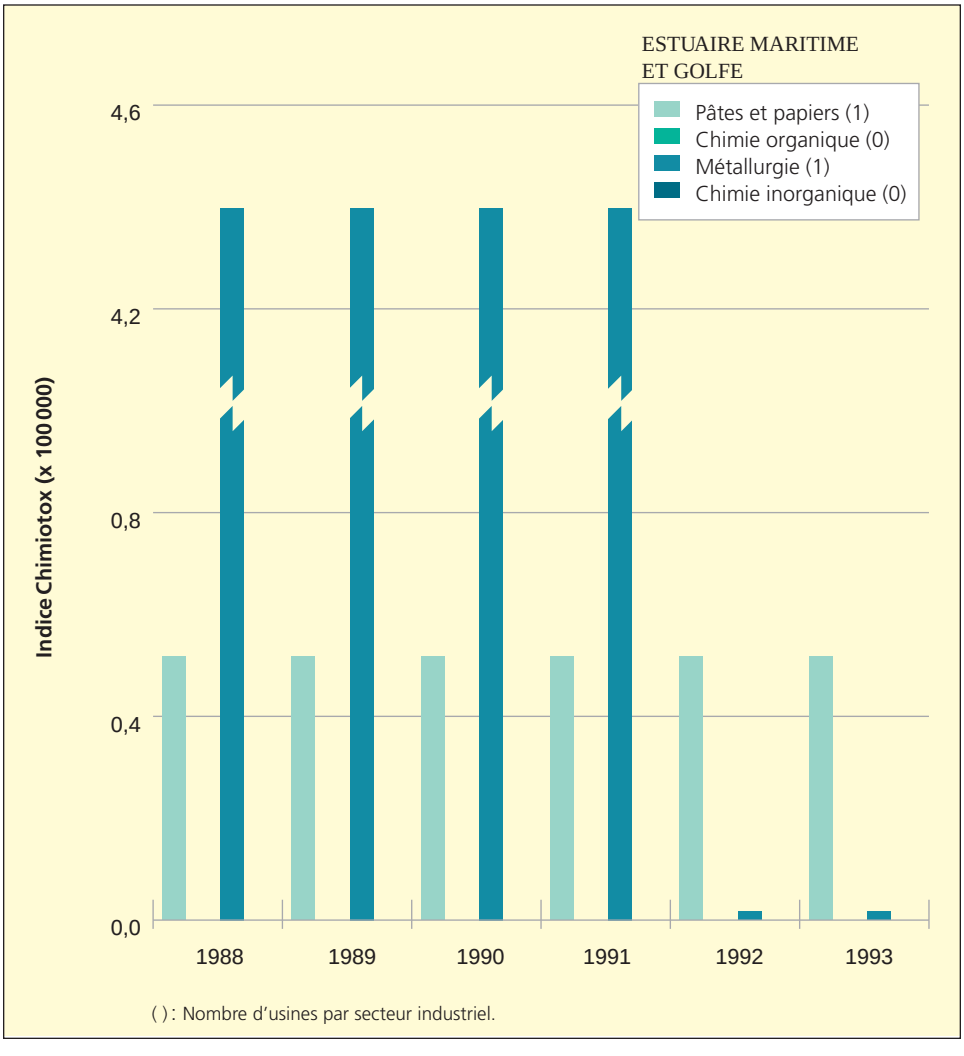
$$UC_i = Charge_i \times F_{tox_i}$$

Si un émissaire contient plusieurs substances dont la toxicité varie, la contamination que causent ces substances peut être calculée à l'aide d'un indice Chimiotox qui n'est rien d'autre que la somme des UC des substances *i* à *n* présentes dans l'effluent.

$$Indice\ Chimiotox_{émissaire} = \sum_{i}^{n} UC$$

Cette procédure de pondération de la toxicité d'une multitude de substances permet de regrouper les résultats dans une seule base de données. Elle permet par exemple de comparer entre eux les rejets de plusieurs usines du

FIGURE 3.31d
Évolution de l'indice Chimiotox par secteur industriel pour l'estuaire maritime et le golfe de 1988 à 1993



Source : Villeneuve, 1994.

secteur de la métallurgie ou de comparer les rejets des usines de ce secteur à ceux du secteur des pâtes et papiers. Qui plus est, cette démarche peut être faite usine par usine, localité par localité et tronçon par tronçon.

Cet outil de comparaison des rejets toxiques ne révèle toutefois qu'une partie de la réalité. Il «ne tient compte ni de la capacité du milieu récepteur, ni de l'acidité, ni de l'effet des substances les unes sur les autres, ni des paramètres conventionnels comme les MES, DBO, DCO, etc.» (Bouchard, 1992). De plus, l'échantillonnage des effluents s'est effectué sur une période de trois jours consécutifs pour la plupart des industries. Dans ce contexte, «la variabilité des rejets ne peut être précisément représentée sur cette échelle de temps mais fournit tout de même un bon portrait de l'état de la situation» (Legault et Villeneuve, 1992). Finalement, précisons que c'est à partir de l'année de caractérisation que les évaluations sont faites pour les autres années en se basant principalement sur l'efficacité des technologies d'assainissement qui ont été mises en place ou qui le

seront. Les prévisions et les rétrospections sont donc «le résultat d'un exercice théorique» permettant néanmoins de démontrer «clairement la tendance de l'évolution temporelle des rejets pour l'ensemble des 50 établissements industriels» (Legault et Villeneuve, 1992). Mais en l'absence d'évaluation annuelle des débits, un tel indice ne permet pas de prendre en considération l'effet d'une variation quantitative de la production.

3.7.3 DÉCHETS DANGEREUX

Au Canada, l'industrie est de loin la première source de déchets dangereux : elle en aurait généré huit millions de tonnes en 1986. Quant aux rejets domestiques et biomédicaux, ils représentent respectivement 1 p. 100 et 0,5 p. 100 des déchets produits chaque année au Canada (Gouvernement du Canada, 1991). Les déchets dangereux menacent la santé et l'environnement en plus d'exiger des techniques spéciales pour être neutralisés en tout ou en partie. Certains des sites de déchets dangereux peuvent potentiellement contaminer la nappe phréatique et, éventuellement, le fleuve.

D'après un inventaire réalisé par le ministère de l'Environnement du Québec, on dénombrait, au 1er août 1990, 235 lieux d'élimination de déchets dangereux dans les 12 régions administratives riveraines du fleuve Saint-Laurent (MENVIQ, 1990). Ces 235 sites peuvent être classés en trois catégories en fonction de leur risque potentiel pour la santé et l'environnement. On distingue ainsi :

- 37 sites de catégorie I : lieux présentant actuellement un potentiel de risque pour la santé publique et (ou) un potentiel de risque élevé pour l'environnement;
- 68 sites de catégorie II : lieux présentant actuellement un potentiel de risque moyen pour l'environnement et (ou) un faible potentiel de risque pour la santé publique;
- 130 sites de catégorie III : lieux présentant actuellement un faible potentiel de risque pour l'environnement mais aucun risque pour la santé publique.

D'après une première évaluation réalisée en 1989, on estime que 79 de ces sites pourraient avoir un impact potentiel sur les eaux souterraines pouvant atteindre le fleuve (Pelletier, 1989). La très grande majorité de ces sites (61) sont situés dans la grande région de Montréal, 8 dans la région de Québec et 10 sur la Côte-Nord. Il ne s'agit toutefois que d'une fraction des sources de contamination pouvant affecter les eaux souterraines. À ces sources, il faudrait ajouter les terrains contaminés par les activités industrielles et les sites de réservoirs souterrains ayant fui (Pelletier, 1994). Notons toutefois que si les sources potentielles de contamination des eaux souterraines sont nombreuses, leur impact et

leur signification dans le bilan des apports toxiques au fleuve restent inconnus et impossibles à mesurer. En effet, la présence de contaminants dans l'eau souterraine ne signifie pas que ceux-ci vont systématiquement se retrouver dans le fleuve. Des phénomènes d'adsorption, de dégradation et de dilution font en sorte qu'il est possible qu'aucun contaminant ou encore seulement une partie atteigne le fleuve. Ceci représente probablement une faible part du bilan des toxiques mais ces sources potentielles de contamination peuvent parfois être significatives localement.

En 1992, 92 installations riveraines fédérales contaminées ont été répertoriées dans les municipalités riveraines du Saint-Laurent dans le cadre d'une étude réalisée pour Environnement Canada (D'Aragon *et al.*, 1992). Ces installations ont été regroupées en deux catégories distinctes, soit contaminée et potentiellement contaminée. Elles se répartissent de la manière suivante :

- 51 installations contaminées : installations pour lesquelles des études de caractérisation confirment un problème de contamination.
- 41 installations potentiellement contaminées : installations pour lesquelles des activités actuelles ou antérieures sur le site ou à proximité sont susceptibles d'avoir entraîné une contamination des sols ou de l'eau souterraine.

Celles-ci ont également été classées en trois niveaux de priorité selon leurs risques pour la santé humaine et l'environnement. Les installations contaminées ont été priorisées en fonction de la nécessité de les restaurer ou de procéder à une caractérisation additionnelle. Les installations potentiellement contaminées ont été priorisées en fonction d'un besoin de caractérisation préliminaire afin de déterminer si ces dernières sont réellement contaminées.

Les installations fédérales contaminées se retrouvent principalement le long du tronçon fluvial et l'estuaire fluvial, dont une forte concentration dans la région de Montréal. Encore une fois, il est impossible d'établir un lien direct avec le fleuve sauf pour quelques sites adjacents au plan d'eau.

3.7.4 FAITS SAILLANTS

Les rives du Saint-Laurent et du Saguenay ont de tout temps constitué un site privilégié pour l'implantation des industries au Québec. Si ces industries participent à l'essor économique du Québec, elles contribuent également à la pollution du Saint-Laurent. Ainsi, les 50 usines ciblées pour le Plan d'action Saint-Laurent rejetaient quotidiennement, en 1992, plus de 272 000 kg/jour de MES et 219 000 kg/jour de DBO_5, ce qui correspond, pour ces deux paramètres, à la charge polluante d'une population d'environ 4,5 millions d'habitants. Ces usines rejettent également une quantité importante de métaux

lourds, d'huiles et de graisses, de HAP et de phénols. L'ensemble de ces rejets a cependant été réduit de façon importante depuis 1988.

Pour les rejets des substances toxiques dont tient compte l'indice Chimiotox, les 49 usines qui ont été caractérisées dans le cadre du PASL ont réduit leurs rejets de 74 p. 100 durant la période 1988-1993. C'est actuellement le secteur de la métallurgie et celui des pâtes et papiers qui, avec respectivement 28,5 et 49,9 p. 100 des rejets en 1993, contribuent le plus au rejet de ces substances. Pour ce qui est de la répartition spatiale de cette pollution, il n'est pas surprenant de constater que c'est dans le tronçon fluvial, secteur du fleuve le plus industrialisé, que les rejets sont les plus élevés.

3.8

Activités agricoles

On retrouve sur les rives du Saint-Laurent une partie des meilleures terres agricoles du Québec. Rien de surprenant donc que ces terres aient été utilisées pour l'agriculture dès le début de la colonisation et qu'une partie serve encore à cette fin aujourd'hui. L'intensification des activités agricoles depuis le début des années 1960 est cependant devenue une source de stress pour l'écosystème du Saint-Laurent.

3.8.1 PRINCIPAUX CHANGEMENTS SURVENUS DANS L'AGRICULTURE

Au cours des trois dernières décennies, l'agriculture québécoise a subi de profondes modifications qui l'ont fait passer d'une activité artisanale à une activité quasi industrielle. En effet, au début des années 1950, l'agriculture au Québec se caractérisait par un système d'échanges peu développé où la ferme fournissait presque tous les intrants nécessaires à la production agricole. C'est au début des années 1960 que l'agriculture québécoise amorça un virage vers la mécanisation, la concentration, la spécialisation et l'utilisation de pesticides et d'engrais chimiques.

La modernisation de l'agriculture a modifié le nombre et la taille des entreprises agricoles. En 1961, on comptait 95 777 fermes au Québec dont la superficie moyenne était de 60 hectares, alors qu'en 1991 il n'en restait plus que 38 076 d'une superficie moyenne de 90 ha (Statistique Canada, 1991c). Durant la même période, la superficie des terres consacrées à l'agriculture est passée de 5,8 à 3,4 millions d'hectares, soit une diminution de 41 p. 100. En ce qui concerne les revenus agricoles bruts, ils se chiffraient en 1991 à près de quatre milliards de dollars.

Amorce d'un autre virage, le nombre de producteurs biologiques est en croissance bien qu'il reste marginal. On dénombrait, en 1990, 257 producteurs biologiques certifiés pour l'ensemble du Québec, dont 42 p. 100 dans le secteur

des fruits et légumes. La production totale de ces agriculteurs représente environ 0,6 p. 100 de l'ensemble de la production agricole québécoise (MENVIQ, 1993). L'agriculteur biologique adhère à un organisme de certification reconnu et obtient ainsi le droit d'utiliser le logo de l'organisme concerné. Il est obligé de respecter le *Cahier des charges de l'agriculteur biologique*, en vertu duquel il n'a pas le droit d'utiliser de produits chimiques (pesticides, engrais, hormones, etc.) (Thériault, 1993).

3.8.2 PROFIL DE L'AGRICULTURE SUR LES RIVES DU SAINT-LAURENT

Les conditions climatiques, physiographiques et biogéographiques limitent le territoire ayant un potentiel agricole au sud du 49^{e} parallèle, de sorte que la ville de Baie-Comeau représente la limite septentrionale des activités agricoles (MENVIQ, 1988a). C'est ainsi que seules les municipalités riveraines du fleuve Saint-Laurent qui sont situées entre Cornwall et Baie-Comeau sur la rive nord et la péninsule gaspésienne sur la rive sud, sont considérées dans la présente section. Ce territoire couvre quatre millions d'hectares dont 570 000 ha, soit 13,6 p. 100 de la superficie qui était consacrée à l'agriculture en 1991. Les activités agricoles sont surtout concentrées en bordure du tronçon fluvial et de l'estuaire fluvial. En 1991, la superficie utilisée à des fins agricoles représentait respectivement 46 p. 100 et 41 p. 100 du territoire des municipalités riveraines situées dans ces tronçons (Statistique Canada, 1991c).

En 1991, on comptait 6961 fermes d'une superficie moyenne de 81,5 ha, alors qu'en 1981 on y recensait 9687 fermes d'une superficie moyenne de 67 ha. Le portrait dans les municipalités riveraines n'est donc pas différent de celui de l'ensemble du Québec : le nombre de fermes a diminué durant la dernière décennie (en baisse de 28 p. 100), la superficie des fermes a augmenté de 22 p. 100 et la superficie totale du territoire utilisé pour la production agricole a régressé de 13 p. 100. Notons de plus que pour 1991 toujours, les revenus bruts totaux des fermes situées dans les municipalités riveraines du fleuve étaient de près de 650 millions de dollars, soit une moyenne de 92 995$ par ferme. Le tableau 3.16 dresse un profil des activités agricoles dans les municipalités riveraines du fleuve Saint-Laurent.

3.8.2.1 Cheptel

En 1991, le volume total du cheptel dans les municipalités riveraines au fleuve était de 274 550 unités animales (U.A.) comparativement à 341 256 U.A. en 1981. Le tronçon fluvial compte 30 p. 100 du cheptel, l'estuaire fluvial, 28 p. 100, le moyen estuaire-Saguenay, 28 p. 100 et l'estuaire maritime-golfe, 14 p. 100.

Pour l'ensemble de la zone d'étude, la concentration du cheptel est de 0,48 unité animale par hectare (U.A./ha) comparativement à des concentrations respectives de 1,45 et 1,28 U.A./ha dans les bassins versants des rivières

TABLEAU 3.16

Profil des activités agricoles dans les municipalités riveraines du Saint-Laurent en 1991

	Ensemble du territoire	Tronçon fluvial	Estuaire fluvial	Moyen estuaire et Saguenay	Estuaire maritime et golfe
Données générales					
Superficie du territoire (ha)	4 199 670	391 200	320 000	1 121 730	2 366 740
Superficie utilisée pour l'agriculture (ha)	569 515	179 662	131 916	151 851	106 086
Nombre de fermes	6 981	2 731	1 886	1 445	909
Superficie des terres cultivées (ha)	325 005	135 335	70 811	70 199	48 660
Revenus bruts totaux (000 $)	649 201	295 174	166 976	131 652	55 397
Productions animales					
Volume du cheptel (unités animales)	274 550	83 142	77 172	76 134	38 102
Productions végétales					
Superficie plantes fourragères (ha)	160 122	42 156	39 616	45 753	32 597
Superficie maïs (ha)	52 423	44 334	8 089	0	0
Superficie orge (ha)	39 257	14 398	8 289	8 860	7 710
Épandages					
Superficie traitée avec pesticides (ha)	140 804	91 220	26 396	14 675	8 513
Superficie traitée avec engrais chimiques (ha)	192 705	94 939	42 791	30 079	24 896
Superficie traitée avec fumier/purin	83 122	19 987	24 625	25 567	12 943

Source : À partir des données de Statistique Canada, 1991c.

L'Assomption et Chaudière. C'est sur les rives de l'estuaire fluvial et du moyen estuaire que le cheptel est le plus concentré, avec des valeurs de 0,59 et 0,50 U.A./ha alors que la plus faible concentration se retrouve dans l'estuaire maritime avec 0,36 U.A.

Comme partout au Québec, le développement de ce cheptel peut avoir un impact sur la qualité des cours d'eau. Il a en effet été prouvé que la concentration médiane d'azote total à l'embouchure des tributaires du Saint-Laurent traversant des régions agricoles est liée à la densité des populations animales dans les bassins hydrographiques (MENVIQ, 1993).

3.8.2.2 Productions végétales

Cinquante-sept pour cent des terres agricoles situées dans les municipalités riveraines étaient cultivées en 1991. Les plantes fourragères, le maïs-grain et

l'orge étaient les principales cultures avec des superficies respectives de 160 122 ha, 52 423 ha et 39 257 ha en 1991. La culture du maïs-grain a doublé par rapport à 1981; pour l'orge, c'est une augmentation de 60 p. 100 alors que l'on note une légère diminution pour les plantes fourragères (Statistique Canada, 1981, 1991c).

Les superficies cultivées en plantes fourragères et en orge sont assez bien réparties dans les différents secteurs. Le maïs-grain est par contre cultivé uniquement le long du tronçon fluvial, à l'exception de quelques hectares sur les rives de l'estuaire fluvial.

Le développement de ces monocultures ne se fait pas cependant sans un risque de dégradation de l'environnement. Tabi *et al*. (1990) ont en effet montré que la quasi-totalité des sols sous monoculture sont dégradés, ce qui peut, entre autres, accroître les problèmes d'érosion hydrique et éolienne. Par ailleurs, plusieurs produits chimiques (herbicides, insecticides et fongicides) sont susceptibles d'avoir une incidence sur le fleuve par lessivage ou par infiltration souterraine (Cossette *et al.*, 1988).

3.8.2.3 Épandages de pesticides, d'engrais chimiques et de déjections animales

En 1991, 140 804 ha de terres cultivées étaient traités avec des herbicides ou des insecticides, comparativement à 99 074 ha en 1981, en hausse de 42 p. 100. À la grandeur du territoire agricole riverain, 43 p. 100 des terres cultivées ont été traitées avec ces produits, mais la proportion est beaucoup plus forte dans le tronçon fluvial. En effet, des herbicides ou des insecticides ont été appliqués sur 67 p. 100 de la superficie comparativement à moins de 20 p. 100 dans les autres tronçons. Notons que les effets réels de ces produits sur les organismes aquatiques de même que les effets conjugués de plusieurs d'entre eux ou d'autres polluants sont mal connus (MENVIQ, 1993).

Des engrais chimiques ont été appliqués sur 192 705 ha de terres, ce qui représente une baisse de 9 p. 100 par rapport à la superficie traitée en 1981. Tout comme pour les herbicides et les pesticides, c'est dans le tronçon fluvial que la proportion des terres traitées aux engrais chimiques est la plus forte, soit 70 p. 100 alors que la moyenne pour l'ensemble du territoire agricole riverain est de 60 p. 100. Une gestion inadéquate de ces engrais peut entraîner une augmentation des teneurs en nitrates dans les eaux destinées à la consommation humaine, et éventuellement comporter un risque pour la santé humaine. Des dépassements de la norme de 10 mg/L de nitrates et de nitrites ont été notés dans l'eau des puits souterrains de plusieurs régions du Québec, dont l'île d'Orléans et Rivière-du-Loup (MENVIQ, 1993).

L'épandage de déjections animales s'est fait sur 83 122 ha de terres, soit près de 25 p. 100 des terres cultivées, en particulier dans l'estuaire fluvial et le moyen estuaire. Notons que dans certaines régions du Québec, par exemple Chaudière-Etchemin, Yamaska et L'Assomption, la concentration de certaines productions animales, comme l'élevage porcin, fait que les lisiers sont souvent épandus à des doses qui dépassent la capacité des sols et les besoins des cultures. Conjuguée à d'autres problèmes tels que l'érosion hydrique, cette situation augmente considérablement les risques de contamination des cours d'eau (MENVIQ, 1993).

3.8.3 EFFETS DE L'AGRICULTURE

Les sources de pollution agricole se divisent en deux catégories : les sources ponctuelles et les sources diffuses. Les polluants agricoles de source ponctuelle proviennent d'un endroit précis, visible et identifiable. Ils s'apparentent à certaines sources de polluants comme les rejets urbains et industriels. Le déversement accidentel ou volontaire de déjections animales directement dans un cours d'eau en est un exemple. Les polluants agricoles de source diffuse sont ceux qui atteignent les cours d'eau par écoulement souterrain ou à la suite de précipitations provoquant du ruissellement de surface. Ils ne proviennent pas d'un point précis mais de l'ensemble du territoire agricole (MENVIQ, 1988a).

L'épandage des déjections animales, d'engrais chimiques et de pesticides, l'érosion du sol, les aménagements hydro-agricoles, sont quelques exemples d'activités agricoles génératrices de pollution diffuse. Dans le domaine agricole, la grande majorité des problèmes de pollution sont de source diffuse (MENVIQ, 1988a), si bien qu'ils sont difficilement identifiables et quantifiables.

3.8.3.1 Effets sur la qualité de l'eau

Que leur source soit ponctuelle ou diffuse, les polluants agricoles contiennent des matières organiques, des éléments nutritifs (azote et phosphore), des éléments traces inorganiques (métaux lourds), des éléments traces organiques (pesticides) et une faune microbienne variée (bactéries et virus). Ces polluants nuisent aux divers usages de l'eau, que ce soit pour la consommation, la baignade, la pêche sportive, la vie aquatique ou autres utilisations (MENVIQ, 1988a). Ils peuvent également entraîner une augmentation des coûts de traitement de l'eau destinée à la consommation et altérer l'aspect visuel des cours d'eau.

Les rapports du ministère de l'Environnement du Québec font ressortir clairement que «la pollution d'origine agricole est encore très importante dans certains bassins versants et que l'assainissement du milieu urbain et du secteur industriel ne permettent pas, à eux seuls, de récupérer les usages de ces cours d'eau» (MENVIQ, 1993). Il est difficile cependant de quantifier la pollution diffuse pouvant affecter réellement le Saint-Laurent.

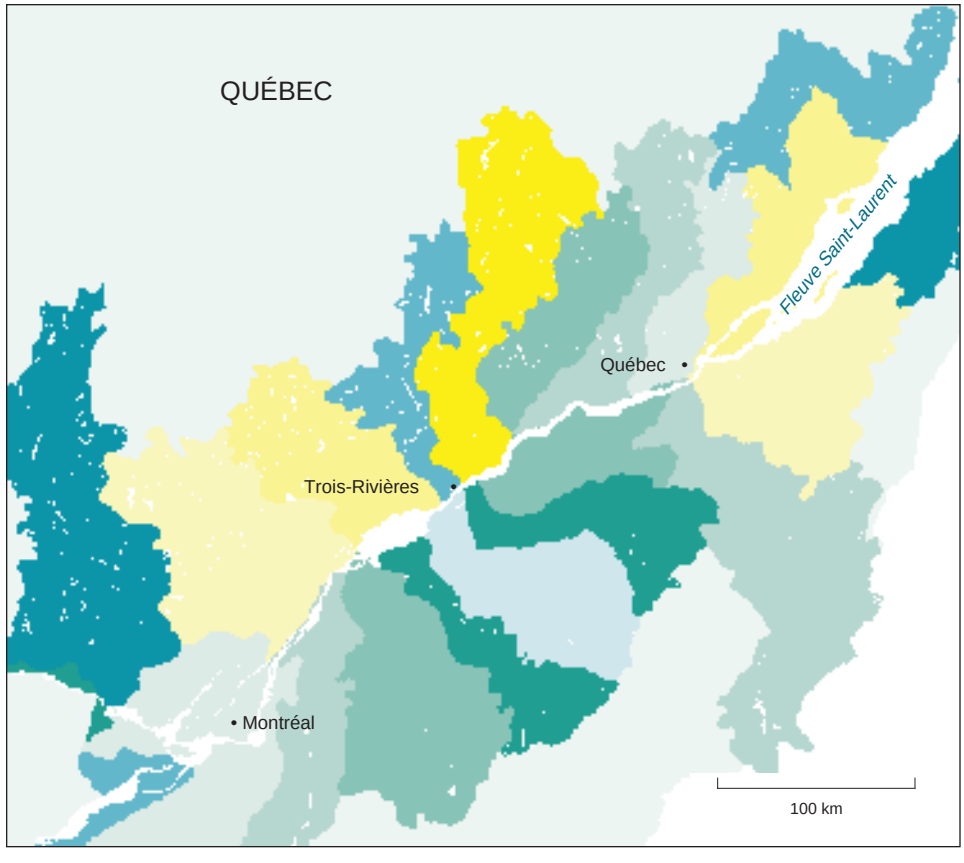
À défaut de pouvoir quantifier l'ensemble de ces apports de façon précise, la partie 1 du présent ouvrage traite de la qualité de l'eau des tributaires du Saint-Laurent. C'est par les tributaires en effet que sont drainées la très grande majorité des terres agricoles situées dans les bassins versants du fleuve (figure 3.32), et c'est donc par eux que l'activité agricole peut contribuer à la pollution du fleuve. L'analyse de l'eau de ces rivières permet de montrer clairement que certains tributaires coulant en milieu agricole sont une source significative de matières organiques ou de substances chimiques, en particulier les rivières Richelieu, Yamaska, Châteauguay, L'Assomption, Saint-François, Chaudière, Etchemin et Nicolet (Entraco inc., 1990). Il est toutefois évident que la pollution diffuse provenant des terres agricoles qui bordent directement le fleuve va atteindre ce dernier sans emprunter le chemin des tributaires. Cette pollution, probablement relativement faible par rapport à l'ensemble de la pollution agricole, n'est donc pas comptabilisée dans nos mesures des apports toxiques du secteur agricole.

3.8.3.2 Empiétement sur les rives

La conversion de milieux humides en terres agricoles a été très populaire entre 1945 et 1976 et a provoqué la perte de 1230 ha de milieux humides. Ceci représente 34 p. 100 de toutes les pertes de milieux humides le long du fleuve durant la même période (Dryade, 1981). Encore aujourd'hui, le MLCP considère que certains aménagements et certaines pratiques agricoles entrent en conflit avec des objectifs de conservation et de récréation puisque la qualité du milieu et des habitats fauniques risque d'être altérée (Auclair *et al.*, 1991). Les projets d'endiguement à Baie-du-Febvre constituent un exemple de ce type de conflit entre le développement agricole et la conservation de milieux humides propices à la sauvagine.

Mais la problématique de l'utilisation agricole ne se limite pas à l'enjeu développement agricole *versus* conservation des milieux humides. Le territoire agricole vient lui aussi en conflit avec d'autres usages du sol tels que l'habitation, la villégiature et l'industrie. La révision du zonage agricole, qui s'est déroulée de 1987 à 1991, s'est traduite par une baisse de 3,2 p. 100 du territoire agricole au Québec. La diminution de la superficie zonée agricole dans les municipalités riveraines du Saint-Laurent a été plus forte que dans l'ensemble du Québec, la superficie zonée ayant passé de 860 951 ha à 810 097 ha, soit une réduction de 5,9 p. 100 contre 3,2 p. 100 pour l'ensemble du Québec (CPTAQ, 1993). C'est dans le tronçon fluvial que la pression est actuellement la plus forte, la superficie zonée agricole ayant passé de 247 179 ha à 224 886 ha, une réduction de 9,0 p. 100. Elle est passée de 187 038 ha à 177 319 ha (–5,2 p. 100) dans l'estuaire fluvial, de 232 401 ha à 224 685 ha (–3,3 p. 100) dans le moyen estuaire et de 194 338 ha à 183 207 ha (–5,7 p. 100) dans l'estuaire maritime (CPTAQ, 1993).

FIGURE 3.32
Les bassins versants du Saint-Laurent



Source : Pêches et Environnement Canada, 1977.

3.8.4 FAITS SAILLANTS

La pollution agricole est de nature diffuse et de ce fait difficile à quantifier. On estime cependant que l'utilisation intensive d'engrais et de pesticides ainsi que les problèmes d'érosion des terres agricoles le long du Saint-Laurent peuvent constituer une source de stress pour l'écosystème fluvial. De plus, on estime que l'utilisation de milieux humides à des fins agricoles serait la cause du tiers des pertes de milieux humides du fleuve de 1945 à 1976. Notons toutefois que l'urbanisation exerce une forte pression sur l'utilisation du sol à des fins agricoles, en particulier dans le tronçon fluvial où près de 9 p. 100 du territoire a perdu son statut de zone agricole.

3.9

Réseau de conservation

Le couloir du Saint-Laurent comporte un ensemble d'écosystèmes naturels particulièrement riches et diversifiés. Les différents secteurs du fleuve constituent une suite d'habitats aussi différents qu'importants, voire essentiels pour la faune aquatique évidemment, mais aussi pour celle qui fréquente, de façon permanente ou périodique, ce plan d'eau, les milieux humides qui le bordent ou la zone riveraine. Le réseau d'aires de conservation devrait refléter cette richesse.

La fonction de conservation, en ce qui concerne l'utilisation du sol, entre en conflit avec les fonctions de villégiature, agricoles, portuaires et industrialo-portuaires, résidentielles et autres qui se trouvent en bordure du Saint-Laurent. Le nombre et la superficie des aires destinées à la conservation devraient pouvoir assurer une protection optimale du patrimoine naturel du couloir Saint-Laurent. Cet effort de conservation est lié au maintien de la qualité des diverses composantes environnementales du fleuve Saint-Laurent. Le réseau de conservation permet en effet de préserver l'intégrité biophysique des sites pour les générations présentes et futures. Mais il constitue aussi un accès au fleuve et un outil privilégié d'éducation et de sensibilisation.

3.9.1 HABITATS AYANT UN STATUT LÉGAL

Les milieux naturels protégés que nous considérons dans la présente étude font référence aux milieux possédant un statut légal relevant des gouvernements fédéral, provincial ou municipal et également aux milieux ne possédant pas de statut légal.

Les habitats ayant un statut légal comprennent des milieux naturels sous juridiction fédérale, provinciale, conjointe ou municipale représentant respectivement 94 250, 126 623, 113 800 et 1137 ha pour une superficie totale de 335 810 ha (tableau 3.17).

TABLEAU 3.17

Réseau des milieux naturels protégés sur les rives du Saint-Laurent selon le niveau de juridiction (1992)

	Nombre	Superficie (ha)
Fédéral		
Parcs nationaux	2	39 040
Réserves nationales de faune	8	5 314
Refuges d'oiseaux migrateurs*	29	40 996
Aires de repos	3	8 900
Sous-total	42	94 250
Provincial		
Parcs de conservation	4	32 320
Parcs de récréation	2	3 190
Réserves écologiques	4	1 563
Réserve faunique	1	53 900
Refuge faunique	1	150
Habitats légaux MEF**	761	35 500
Sous-total	773	126 623
Fédéral-provincial		
Parc marin	1	113 800
Municipal		
Parcs régionaux CUM	8	1 137
Total	**824**	**335 810**

** Surévalué car les îles de la Paix, les îles de l'Estuaire et l'Isle-Verte sont à la fois Refuge d'oiseaux migrateurs et Réserve nationale de faune alors que l'île Bonaventure et le Rocher Percé sont considérés à la fois Refuge d'oiseaux migrateurs et Parc de conservation.*

*** Surévalué car sont inclus ici tous les habitats légaux du MLCP (maintenant sous la juridiction du ministère de l'Environnement et de la Faune); de plus, certains de ces habitats peuvent avoir un double statut.*

Sources : À partir des données de Boucher, 1992, 1993.

3.9.1.1 De juridiction fédérale

Un parc national désigne un territoire constitué en héritage public ou bien de l'État, afin de protéger à jamais des paysages exceptionnels, des lieux sauvages, des formations géologiques, des phénomènes naturels ou la faune et la flore du pays. Ces parcs ne sont plus des réserves privées mais des lieux mis à l'usage et au profit des citoyens du pays auquel ils appartiennent (Lothian, 1987).

Les parcs nationaux

Au Canada, les parcs nationaux sont constitués en vertu de la *Loi sur les parcs nationaux*. Cette loi stipule que les parcs nationaux sont dédiés au peuple canadien pour son instruction et sa jouissance et doivent être entretenus et utilisés de manière à ce qu'ils restent intacts pour la jouissance des générations futures. Ils ont pour but de protéger des exemples représentatifs de la diversité des régions naturelles terrestres et marines du Canada, en plus d'offrir des infrastructures

récréatives et touristiques. Le ministère du Patrimoine, secteur des Parcs, administre sur les rives du Saint-Laurent un parc national (Forillon) et une réserve de parc national (archipel de Mingan) (figure 3.33). L'ensemble de ces deux parcs occupe une superficie de 39 040 ha.

Le parc national de Forillon, qui a reçu 161 000 visiteurs en 1992, représente un exemple typique des montagnes gaspésiennes, à l'extrémité orientale des Appalaches. Pour sa part, la Réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan, qui a reçu 25 000 visiteurs en 1992, représente la région naturelle de l'est des basses terres du Saint-Laurent (Service canadien des parcs, 1993). Notons cependant que ces deux parcs ont connu une baisse de fréquentation en 1991 et 1992 de respectivement 4 et 8 p. 100 pour Forillon et de 5 et 4 p. 100 pour l'archipel de Mingan (Service canadien des parcs, 1993).

Les réserves nationales de faune

Les réserves nationales de faune font partie du réseau de sites de protection d'oiseaux migrateurs gérés par le Service canadien de la faune d'Environnement Canada. Elles sont créées en vertu de la *Loi sur la faune du Canada*. Elles assurent une protection intégrale et permanente aux oiseaux migrateurs et à leurs habitats; des prélèvements peuvent cependant être autorisés.

Les huit réserves nationales de faune du Québec sont situées sur les rives du Saint-Laurent (figure 3.33) et s'étendent sur une superficie totale de 5314 ha. À elle seule, la Réserve nationale de faune du Cap-Tourmente reçoit 70 000 visiteurs chaque année.

Les refuges d'oiseaux migrateurs et les aires de repos

En vertu de la *Loi sur la Convention concernant les oiseaux migrateurs* administrée par le Service canadien de la faune, ce dernier gère un réseau de sites assurant la protection de ces oiseaux. Sur les rives du Saint-Laurent, ce réseau est constitué d'un ensemble de 29 refuges d'oiseaux migrateurs d'une superficie d'environ 40 996 ha et de trois aires de repos d'oiseaux migrateurs couvrant une superficie de 8900 ha (figure 3.33). Ce type de protection, qui origine d'une entente Canada – États-Unis sur la protection des oiseaux migrateurs, est concentré dans le corridor du Saint-Laurent.

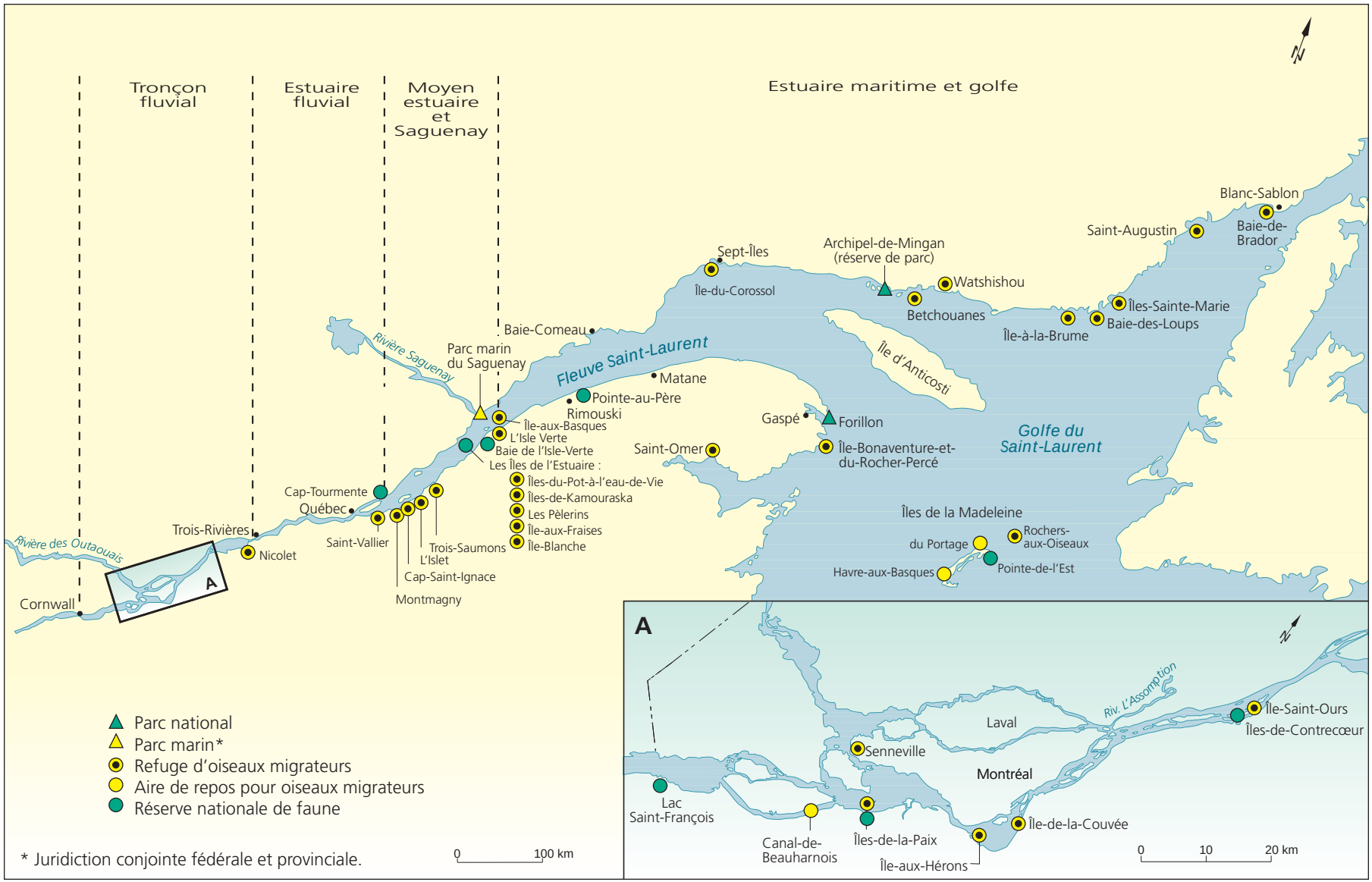
Le statut de refuge assure une protection intégrale et permanente aux oiseaux migrateurs et à leurs habitats alors que le statut d'aire de repos offre une protection sectorielle et temporaire aux oiseaux migrateurs.

3.9.1.2 De juridiction provinciale

Les parcs du Québec sont constitués en vertu de la *Loi sur les parcs* administrée par le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF). Ils se divisent en deux catégories : les parcs de conservation et les parcs de récréation (figure 3.34).

FIGURE 3.33

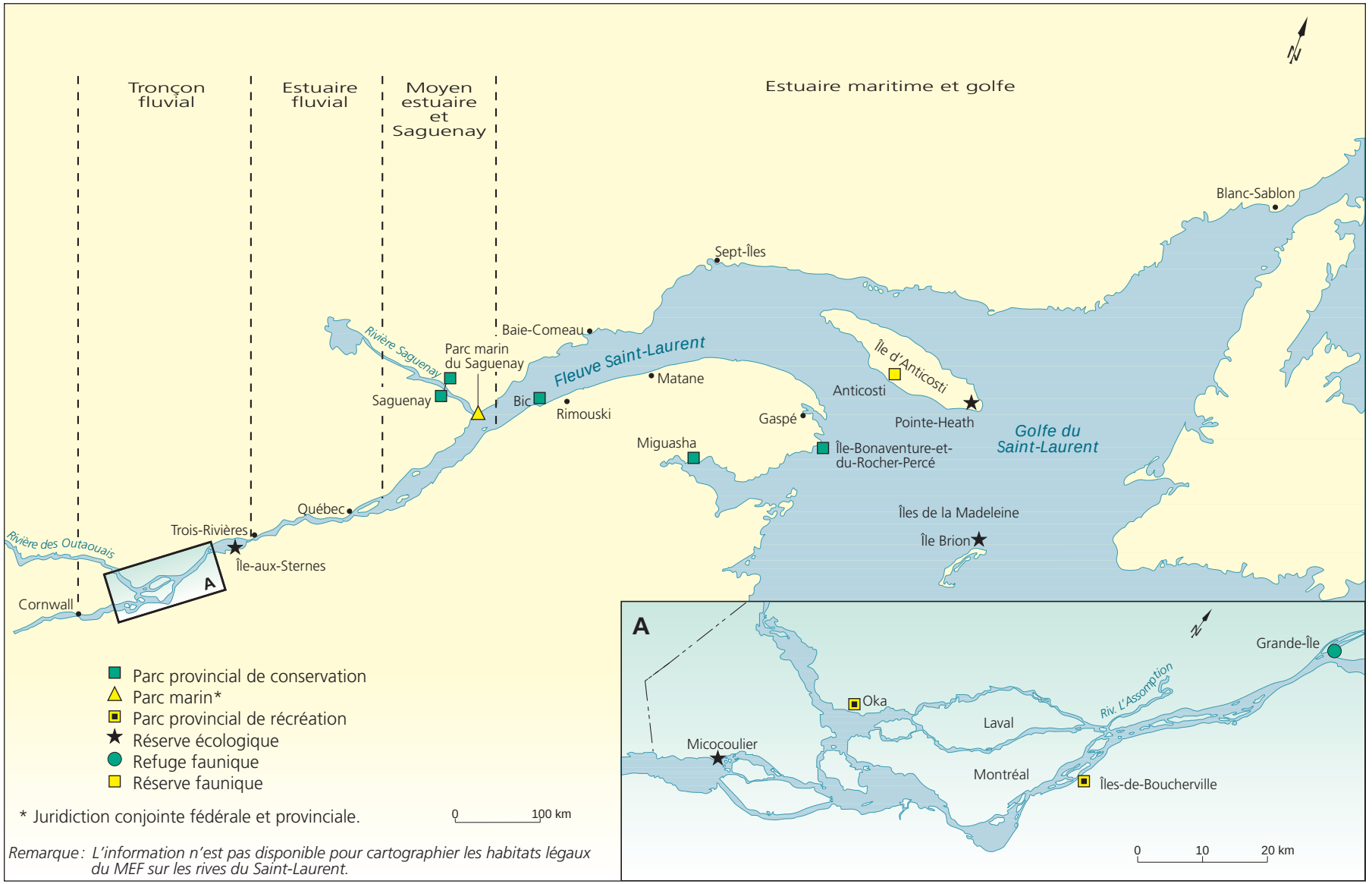
Aires protégées de compétence fédérale



Source : À partir des données de Boucher, 1992 .

FIGURE 3.34

Aires protégées de compétence provinciale



Remarque : L'information n'est pas disponible pour cartographier les habitats légaux du MEF sur les rives du Saint-Laurent.

Source : À partir des données de Boucher, 1992.

Les parcs de conservation

L'objectif prioritaire des parcs de conservation est d'assurer la protection permanente de territoires représentatifs des régions naturelles à caractère exceptionnel tout en les rendant accessibles au public pour des fins d'éducation et de récréation extensive (CCE, 1989).

On en retrouve quatre sur les rives du Saint-Laurent et ils couvrent une superficie de 32 320 ha. Le parc du Bic représente un échantillon typique de la région naturelle appelée le Littoral sud de l'Estuaire. Le parc de l'Île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé permet la conservation d'une colonie de Fou de Bassan. Le parc du Saguenay permet de conserver les principaux écosystèmes du littoral saguenayen. En 1991, 360 000 personnes ont visité ces trois parcs, une hausse de 200 p. 100 par rapport à 1984 (MLCP, 1991b). Finalement, le parc de Miguasha constitue un site fossilifère unique à l'échelle mondiale.

Les parcs de récréation

Ces parcs se distinguent des parcs de conservation par une différence de zonage interne et favorisent la pratique d'activités de plein air dans un cadre naturel, tout en assurant la protection du milieu naturel (CCE, 1989). Il y en a deux le long du Saint-Laurent, à savoir le Parc des Îles-de-Boucherville et le Parc d'Oka, qui couvrent une superficie totale de 3190 hectares.

Les réserves écologiques et la réserve faunique

Les réserves écologiques sont constituées en vertu de la *Loi sur les réserves écologiques* administrée par le MEF. Ce statut de conservation vise à assurer la protection permanente, la conservation intégrale et la régénération de différents types d'espèces, de populations, d'habitats, de biocénoses et d'écosystèmes typiques, uniques, rares ou menacés constituant des éléments représentatifs ou exceptionnels du patrimoine biologique du Québec (Boudreau et Gaudreau, 1987). Les réserves peuvent servir à la recherche scientifique et exceptionnellement, sur permission du ministre de l'Environnement et de la Faune, à l'éducation.

Depuis l'entrée en vigueur de la *Loi sur les réserves écologiques* en décembre 1974, 32 réserves écologiques ont été créées dont seulement 4 sur les rives du Saint-Laurent (figure 3.34). Ces dernières couvrent une superficie de 1563 ha.

La réserve écologique du Micocoulier représente la limite extrême de l'aire de distribution de deux espèces d'arbres, le Micocoulier et l'Orme roux. La réserve écologique de l'Île-aux-Sternes est un exemple typique de la reconstitution du milieu naturel à la suite de l'intervention de l'homme. La réserve écologique de l'Île-Brion est un échantillon de l'archipel des îles de la Madeleine en plus de protéger deux espèces de plantes rares, l'Hudsonie tomenteuse et la Myrique de Pennsylvanie. Pour sa part, la réserve écologique de la Pointe-Heath représente un milieu tourbeux ombrotrophe sur un substrat

calcaire. La *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* a permis la création d'une réserve faunique à l'île d'Anticosti qui occupe 53 900 ha.

Les habitats légaux du MEF et les refuges d'oiseaux

Les habitats légaux du MEF regroupent des aires de concentration d'oiseaux aquatiques, des colonies d'oiseaux et des héronnières. Il existe 761 sites de ce genre au Québec, qui occupent au total 35 500 ha. Notons toutefois que le nombre et la superficie des sites qui se trouvent dans le couloir du Saint-Laurent ne sont pas quantifiés. Finalement, le refuge faunique de Grande-Île couvre une superficie de 150 ha.

3.9.1.3 De juridiction fédérale-provinciale

Les parcs marins ont la fonction de protéger et de conserver à perpétuité des exemples importants du patrimoine marin canadien et de favoriser la compréhension, l'appréciation et la jouissance de ce patrimoine au profit des générations actuelles et futures. Ils sont constitués en vertu de la *Loi sur les parcs nationaux*.

Le parc marin national

Le 6 avril 1990, les gouvernements du Canada et du Québec signaient une entente annonçant l'intention de créer le parc marin du Saguenay, premier parc marin au Québec. Par ce geste, le Canada et le Québec espèrent contribuer à protéger et à conserver, pour les générations actuelles et futures, la faune, la flore et l'environnement exceptionnels de ce territoire marin.

Le parc marin du Saguenay est régi non pas par la *Loi sur les parcs nationaux*, mais par des mesures législatives et des règlements spéciaux respectant les compétences des deux niveaux de gouvernement. Ce parc couvre une superficie de 113 800 ha.

3.9.1.4 D'autorité municipale

Le réseau des milieux protégés possédant un statut légal comprend les huit parcs régionaux que l'on retrouve sur le territoire de la CUM. Ces parcs, situés dans des zones fortement urbanisées, couvrent une superficie totale de 1137,1 ha.

Les parcs régionaux de la CUM

Ces parcs ont des missions complémentaires de conservation, d'éducation, de récréation et d'intégration sociale et permettent d'assurer la mise en valeur du patrimoine naturel sur le territoire de l'île de Montréal. Ce sont: Cap-Saint-Jacques (345,2 ha), Anse-à-l'Orme (61,1 ha), Bois-de-l'Île-Bizard (187,3 ha), Le-Bois-de-Liesse (134,0 ha), Bois-Franc (32,9 ha), Bois-de-Saraguay (97,9 ha), Île-de-la-Visitation (35,1 ha) et Pointe-aux-Prairies (243,6 ha) (Boucher, 1992).

3.9.2 CONSERVATION EN L'ABSENCE DE STATUT LÉGAL

La description que l'on vient de faire du réseau de conservation se limite aux zones ayant un statut légal. Mais le rôle de plus en plus important que jouent différents organismes à but non lucratif dans la protection et la mise en valeur de ces sites ne doit pas être négligé.

Le cas du lac Saint-Pierre illustre bien cette situation. Dans cette région, les territoires voués à la conservation des milieux riverains ne correspondent que très peu à des affectations bénéficiant d'un statut officiel de protection. De plus, l'acquisition de milieux naturels, notamment à des fins d'aménagements fauniques, est l'un des moyens privilégiés pour la mise en valeur et la protection de ces milieux (Auclair *et al.*, 1991).

Dans l'ensemble du couloir fluvial, on retrouve 44 sites pouvant être qualifiés d'habitats protégés sans statut légal. Ce nombre comprend les 18 sites du Plan d'action Saint-Laurent, qui couvrent 5002 ha et sont en fait des sites qui vont éventuellement bénéficier d'un statut légal, notamment à titre de réserve écologique ou de réserve nationale de faune. Différents organismes privés assurent également la protection de 26 sites couvrant 3746 ha. Ces organismes sont la Fondation de la faune du Québec, la Société canadienne pour la conservation de la nature, la Société de conservation, d'interprétation et de recherche de Berthier et ses îles, la Société d'aménagement récréatif pour la conservation de l'environnement du lac Saint-Pierre, Héritage faune, la Société Duvetnor, la Société québécoise pour la protection des oiseaux, la Société Provancher, la Société de protection et d'aménagement de l'île aux Pommes et le Centre écologique de Port aux Saumons.

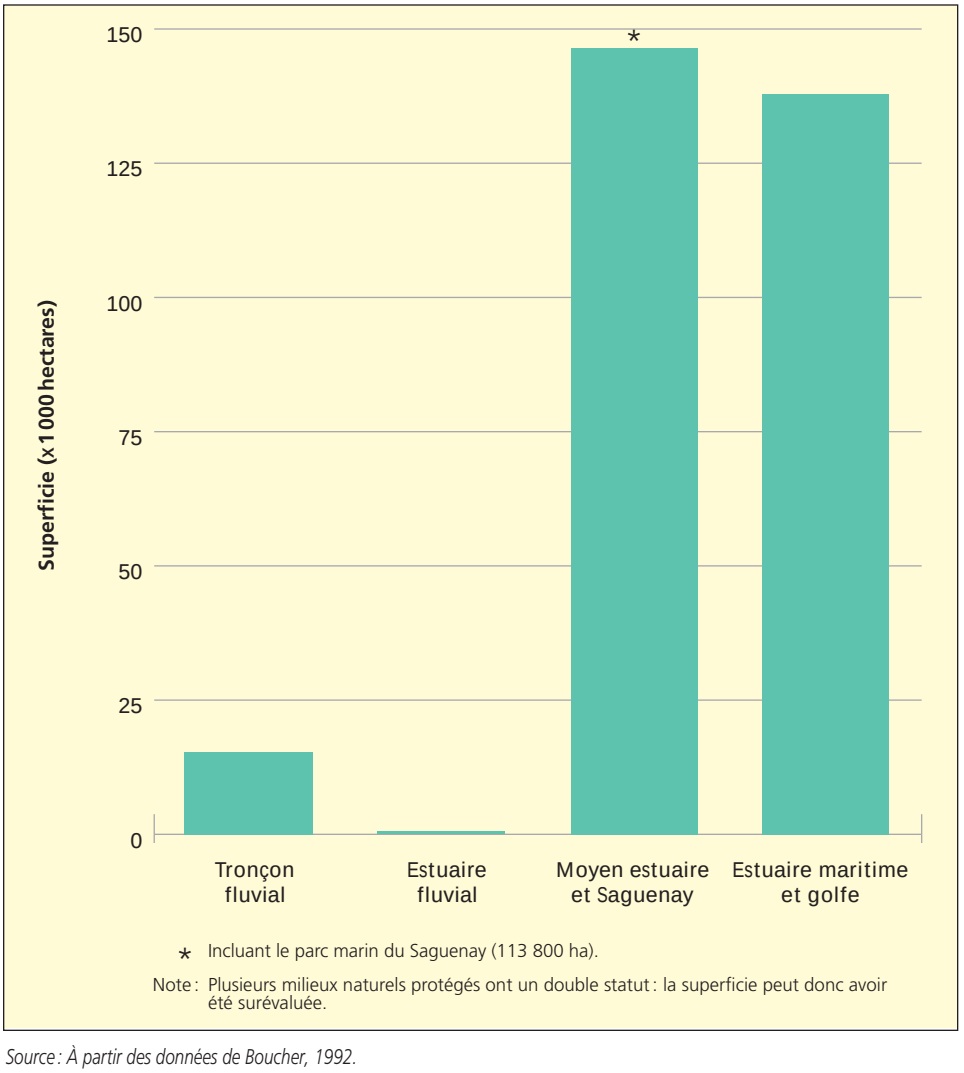
3.9.3 RÉPARTITION SPATIALE DES MILIEUX PROTÉGÉS

La répartition des milieux protégés ayant un statut légal varie énormément d'un tronçon du Saint-Laurent à l'autre (figure 3.35). Ils ne représentent que 400 ha dans l'estuaire fluvial et 15 581 ha (ou 5 p. 100 de tous ces territoires) dans le tronçon fluvial. Les secteurs moyen estuaire-Saguenay et estuaire maritime-golfe sont par contre relativement bien pourvus avec respectivement 146 401 ha et 137 928 ha soit 49 et 46 p. 100 de tous les habitats ayant un statut légal. Notons cependant que dans le cas du secteur moyen estuaire-Saguenay, le parc terrestre de Saguenay et le parc marin représentent 95 p. 100 de la superficie protégée. Dans le cas du secteur estuaire maritime-golfe, le parc national de Forillon, la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan et la réserve faunique de l'île d'Anticosti forment près de 67 p. 100 du territoire protégé.

Les habitats qui tout en étant protégés ne bénéficient pas d'un statut légal permettent de compenser en partie ce déséquilibre entre les quatre secteurs puisque 58 p. 100 (5071 ha) des habitats de ce type sont situés dans le tronçon fluvial. L'estuaire fluvial reste cependant sous-représenté avec 5 p. 100 de ces habitats. Dans le moyen estuaire-Saguenay, ils représentent 33 p. 100 (soit 2864 ha) et dans le secteur estuaire maritime-golfe, 4 p. 100 (327 ha).

Si l'on tient compte de la distribution des espèces et des communautés rares et menacées le long du Saint-Laurent (voir la partie Biologie) ainsi que de

FIGURE 3.35
Superficie des milieux protégés ayant un statut légal en bordure du Saint-Laurent en 1992 (en hectares)



Source : À partir des données de Boucher, 1992.

la pression démographique, il semble que ce soit dans le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial que les besoins les plus considérables en territoires protégés se manifestent.

3.9.4 FAITS SAILLANTS

Le réseau de conservation contribue à préserver l'intégrité biophysique des sites pour les générations présentes et futures tout en constituant un accès au fleuve et un moyen de sensibilisation privilégié. Ce réseau couvre 309 058 ha le long du Saint-Laurent et du Saguenay, dont 300 310 ha ont un statut légal de protection. À ce réseau s'ajoute une partie des 35 500 ha d'habitats fauniques prioritaires (aires de concentration d'oiseaux aquatiques, colonies d'oiseaux, héronnières) désignés et cartographiés en raison de leur rôle essentiel pour certaines espèces fauniques et ce, afin de leur assurer une protection particulière. Les parcs terrestre et marin du Saguenay de même que le parc national de Forillon, la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan et la réserve faunique de l'île d'Anticosti contribuent largement à ce réseau de protection. Toutefois, les secteurs du tronçon fluvial et de l'estuaire fluvial constituent les parents pauvres de ce réseau avec au total moins de 10 p. 100 de l'ensemble des territoires protégés.

3.10

Intégration et conclusions

3.10.1 SYNTHÈSE DES CARACTÉRISTIQUES SOCIO-ÉCONOMIQUES

Ce sont les êtres humains qui, par leurs comportements de production, de consommation, de transport et de loisir, sont en grande partie responsables des modifications du système Saint-Laurent. Mais si ces activités viennent dégrader le fleuve, elles peuvent également être limitées selon l'usage que l'on peut faire de cette ressource. L'objectif de ce chapitre est donc d'identifier les caractéristiques socio-économiques qui exercent des pressions (stress) ainsi que celles qui en subissent.

Afin de condenser l'information et d'aider à visualiser les points chauds de stress, la figure 3.36 présente les principales caractéristiques socio-économiques de chaque secteur du Saint-Laurent. Cette figure illustre ce que chacun connaît intuitivement, à savoir que la forte concentration de population et d'activité économique dans le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial engendre des stress importants dans la partie d'eaux douces et des stress non négligeables dans la partie d'eaux salées du Saint-Laurent.

En amont, on constate que le peuplement humain intense, les prélèvements d'eau, les activités industrielles et la voie maritime sont principalement responsables des modifications du milieu. Plus en aval, la pêche commerciale et les activités récréatives d'observation, auxquelles s'ajoutent des sources ponctuelles de contaminants (industries ou municipalités par exemple), affectent l'état du fleuve.

3.10.2 CARACTÉRISTIQUES SOCIO-ÉCONOMIQUES RETENUES POUR DÉTERMINER L'ÉTAT DU SAINT-LAURENT

Nous avons élaboré une méthode d'intégration des informations environnementales (complément d'information *Méthode d'intégration des informations environnementales*), inspirée de celles déjà existantes, qui nous aidera à déterminer l'état de santé du fleuve. Il s'agit d'un effort particulier pour faire progresser les outils actuellement disponibles visant à améliorer le suivi de l'état de l'environnement et à poser des diagnostics périodiques et précis. Dans ce but, l'application de

FIGURE 3.36

Principaux éléments structurants socio-économiques du Saint-Laurent

Usages

4 Usine* prioritaire du PASL[a]
(le chiffre indique le nombre d'usines)

*Outre ces usines, on retrouve environ 6300 établissements industriels dans les municipalités riveraines du Saint-Laurent

Port commercial[b]
(plus de 1 000 000 de t de marchandises manutentionnées en 1992)

2 Port de pêche[c]
(le chiffre indique le nombre de ports)

Prise d'eau potable[d]

Site d'observation (paysage, faune et flore)[e]

Plage publique suivie par le MENVIQ en 1992[f]

Voie navigable[g]

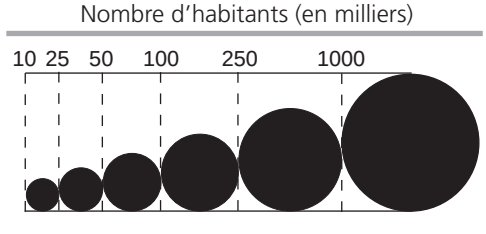
Site de dragage régulier (au moins cinq dragages entre 1983 et 1991) dont le volume moyen dragué annuellement dépasse 10 000 m^3 [h]

Centrales[i]

Hydroélectrique

Thermique

Population riveraine (1991)[j] et traitement des eaux usées (1994)[k]



0 Eaux usées non traitées

2 Traitement secondaire

Aires protégées (1992)[l]

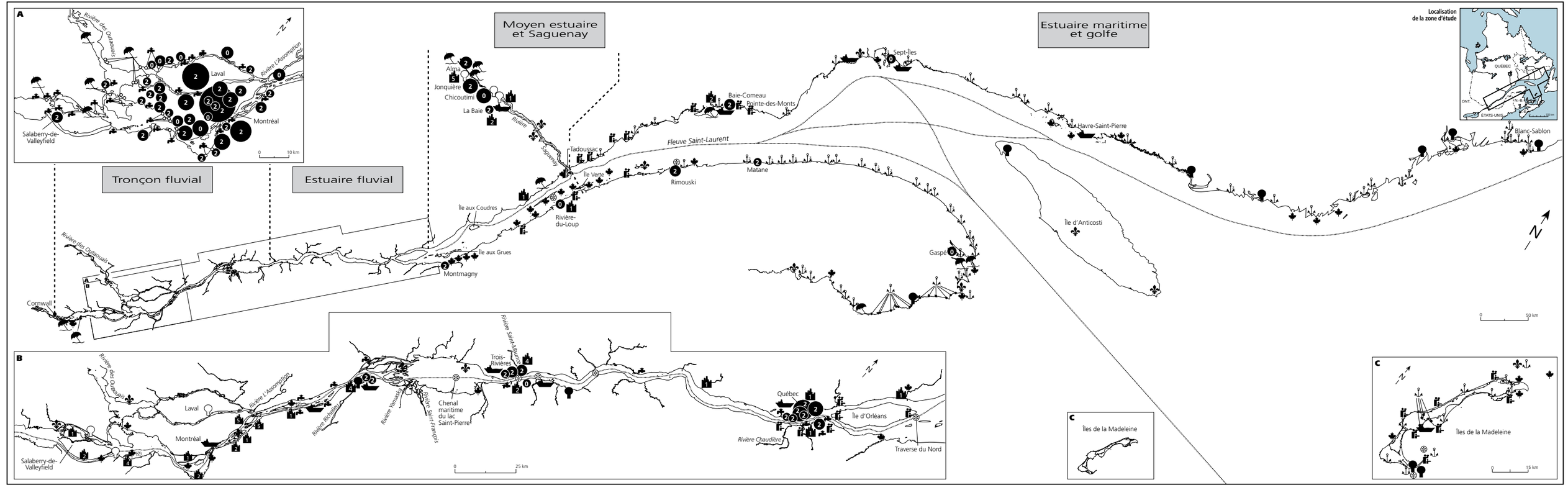
Compétence fédérale
(parc national, réserve nationale de faune, refuge d'oiseaux migrateurs et aires de repos pour les oiseaux migrateurs)

(2) Signifie le nombre d'aires protégées

Compétence provinciale
(parc de conservation, parc de récréation, réserve écologique, réserve faunique et refuge faunique)

Compétence fédérale et provinciale
(parc marin)

Sources : [a]À partir des données de LGL ltée, 1990. [b]À partir des données de Garde côtière canadienne, 1993, 1991; Ferland, 1993; Statistique Canada, 1993. [c]Chiasson-Dufour, 1994. [d]À partir des données de MENVIQ, 1989a. [e]Ministère du Tourisme du Québec et associations touristiques régionales, 1991. [f]À partir des données de Léveillé, 1992. [g]CSL et Université Laval, 1991b. [h]À partir des données de Olivier et Bérubé, 1993. [i]Hydro-Québec, 1990. [j]À partir des données de Statistique Canada, 1991b. [k]À partir des données de MENVIQ, 1994. [l]À partir des données de Boucher, 1992; de Repentigny, 1990; SCF, 1990.


A
Rivière des Outaouais
Rivière l'Assomption
Laval
Montréal
Salaberry-de-Valleyfield
0 10 km
Tronçon fluvial
Estuaire fluvial
Moyen estuaire et Saguenay
Estuaire maritime et golfe
Localisation de la zone d'étude
QUÉBEC
ONT.
ÉTATS-UNIS
Alma
Jonquière
Chicoutimi
La Baie
Rivière Saguenay
Tadoussac
Baie-Comeau
Pointe-des-Monts
Sept-Îles
Fleuve Saint-Laurent
Île Verte
Rivière-du-Loup
Île aux Coudres
Île aux Grues
Montmagny
Rimouski
Matane
Gaspé
Havre-Saint-Pierre
Île d'Anticosti
Blanc-Sablon
Cornwall
0 50 km
B
Rivière des Outaouais
Rivière l'Assomption
Laval
Montréal
Salaberry-de-Valleyfield
Rivière Richelieu
Rivière Yamaska
Rivière Saint-François
Chenal maritime du lac Saint-Pierre
Rivière Saint-Maurice
Trois-Rivières
Québec
Rivière Chaudière
Île d'Orléans
Traverse du Nord
0 25 km
C
Îles de la Madeleine
C
Îles de la Madeleine
0 15 km

cette méthode a abouti notamment à la sélection de 14 caractéristiques de l'écosystème du Saint-Laurent (complément d'information *Caractéristiques retenues pour déterminer l'état du Saint-Laurent*) qui permettent d'évaluer la multiplicité et l'intensité des stress qu'il subit et des effets qu'il enregistre. Parmi celles-ci, huit sont liées aux aspects socio-économiques : le transport maritime, les modifications du fond et de l'hydrodynamique, les modifications des rives, les rejets d'eaux urbaines usées, les rejets d'eaux industrielles usées, la pêche commerciale, la chasse et la pêche sportives et, finalement, l'accessibilité aux rives et au fleuve. Nous vous présenterons ici les principales justifications liées à la sélection de chacune de ces caractéristiques.

3.10.2.1 Transport maritime

Le transport maritime permet le transport par bateaux d'une multitude de produits tant pour le marché national qu'international. Par le nombre de navires qui circulent sur le Saint-Laurent et le type de produits qu'on y transporte, le transport maritime influence directement l'écosystème fluvial. Ces effets sont associés en particulier aux risques de déversements mais aussi aux problèmes de batillage et de déballastage.

Le transport de produits pétroliers et de produits chimiques par navires-citernes représente un risque considérable pour la faune et la flore du Saint-Laurent en cas de déversement important. Le déballastage ou vidange des ballasts entraîne le risque de propagation de bactéries, d'algues, d'insectes et de mollusques, par exemple la Moule zébrée. Cette opération introduit des espèces exotiques qui peuvent entrer en concurrence avec les espèces indigènes.

Le transport maritime exerce donc un léger stress sur la qualité brute de l'eau du fleuve, essentiellement à cause des déversements accidentels de produits dangereux transportés par les nombreux navires qui fréquentent les ports du tronçon fluvial. Un stress similaire est associé à l'accessibilité aux rives et au fleuve à cause de la dimension des activités portuaires dans le tronçon fluvial. Il représente une influence moyenne sur les conditions des ressources biologiques à cause des risques de déversements. Toutefois, le transport maritime perturbe grandement la biodiversité dans les deux premiers tronçons par le déballastage, qui entraîne l'introduction d'espèces exotiques qui affectent les communautés indigènes.

Il existe cependant peu d'informations disponibles pour bien suivre l'évolution de cette caractéristique. Les données sur le batillage et le déballastage sont peu nombreuses. En ce qui concerne le transport de matières dites dangereuses, on ne possède pas un historique de données spécifiques sur le sujet, les

Complément d'information

MÉTHODE D'INTÉGRATION DES INFORMATIONS ENVIRONNEMENTALES

La méthode d'analyse utilisée pour intégrer les connaissances de nature physico-chimique, biologique et socio-économique est l'approche systémique. Cette approche est une façon d'appréhender et d'organiser les connaissances, de manière à dégager les structures, les fonctions, les processus, l'évolution et l'organisation d'un système. Dans cette approche, les chercheurs ont fait un effort délibéré pour : 1) identifier toutes les caractéristiques importantes du système Saint-Laurent en vue de diagnostiquer son état; et 2) identifier le réseau d'influences existant entre elles. Pour ce faire, ils ont employé la méthode Delphi combinée à un outil d'analyse, les matrices d'influences, de façon à en arriver à mieux connaître le fonctionnement du système.

L'application de l'approche systémique à la connaissance du Saint-Laurent s'est faite en trois temps. Dans un premier temps, une équipe multidisciplinaire de scientifiques a collaboré à la rédaction des trois premières parties de ce document, qui font la synthèse des connaissances physico-chimiques, biologiques et socio-économiques sur le Saint-Laurent. Chaque partie a été revue par un scientifique (ou intégrateur) chargé de faire l'intégration et de tirer des conclusions.

Dans un deuxième temps, pour choisir les caractéristiques les plus importantes et définir le réseau d'influences existant entre elles, l'équipe des trois intégrateurs, responsables de chacune des parties, a adopté la méthode Delphi. Les résultats ont ensuite été validés auprès d'autres membres de la communauté scientifique. Non seulement le choix des caractéristiques les plus pertinentes constitue un défi, mais le nombre de caractéristiques retenues doit aussi être restreint, afin de pouvoir poser un diagnostic concret et réaliste. Dans cette démarche, les chercheurs ont appliqué quatre critères de sélection :

1. la caractéristique doit évoluer dans le temps et dans l'espace; elle ne doit pas être une constante;
2. la caractéristique doit être présente à l'échelle du Saint-Laurent;
3. la caractéristique doit influencer l'écosystème fluvial directement;
4. l'existence de données historiques favorisait mais n'excluait pas le choix d'une caractéristique par rapport à l'autre.

Une fois les caractéristiques retenues, une matrice des influences directes connues entre les caractéristiques a été complétée pour chaque secteur et pour l'ensemble du Saint-Laurent afin de mieux comprendre son fonctionnement. Le lecteur peut se référer à la partie 4 du présent ouvrage pour obtenir plus d'informations à ce sujet.

Complément d'information

CARACTÉRISTIQUES RETENUES POUR DÉTERMINER L'ÉTAT DU SAINT-LAURENT

ASPECT	CARACTÉRISTIQUE
Physico-chimique	Qualité des sédiments Qualité de l'eau du fleuve Qualité de l'eau des tributaires
Biologique	Biodiversité Milieux naturels et espèces protégés Condition des ressources
Socio-économique	Transport maritime Modifications du fond et de l'hydrodynamique Modifications des rives Rejets d'eaux urbaines usées Rejets d'eaux industrielles usées Pêche commerciale Chasse et pêche sportives Accessibilité aux rives et au fleuve

informations n'étant disponibles qu'à partir de 1992. Des renseignements plus généraux peuvent néanmoins être utilisés pour suivre l'évolution du transport maritime, comme l'évolution du tonnage manutentionné, du nombre de voyages et de la fréquence de dépassement de la hauteur d'eau minimale garantie.

Finalement, les modifications du fond et de l'hydrodynamique par le biais du dragage ont une influence positive sur le transport maritime, en particulier dans les secteurs du tronçon et de l'estuaire fluvial, puisque ce dernier permet de garantir une hauteur d'eau minimale pour les bateaux à fort tirant d'eau.

3.10.2.2 Modifications du fond et de l'hydrodynamique

Des modifications du fond et de l'hydrodynamique peuvent être occasionnées par le dragage et, dans des circonstances beaucoup plus exceptionnelles, par la mise en place de structures dans le lit du fleuve (emprises de lignes de transport

d'énergie, pont, etc.). Des travaux de dragage sont entrepris chaque année dans le fleuve pour maintenir le chenal de navigation à la profondeur convenue et pour l'entretien des marinas et des ports. De plus, à ce volume dragué correspond un volume équivalent de matériaux de dragage dont il faut se débarrasser. Le dragage et le dépôt des déblais associés peuvent entraîner le relargage de contaminants lors de la manutention des sédiments, la mise en suspension de matières solides qui changent les caractéristiques de l'eau (turbidité), des modifications au régime d'écoulement des eaux et des perturbations possibles des frayères et autres habitats naturels.

Cette caractéristique affecte donc la qualité de l'eau du fleuve et la condition des ressources biologiques, en particulier dans les deux premiers secteurs. Cependant, comme le dragage est essentiellement une activité d'entretien depuis une trentaine d'années, on considère que cette influence est faible puisque les sédiments dragués sont généralement peu contaminés et que le volume dragué est nettement moins important que par le passé.

Outre ces deux éléments, le dragage a également une influence, qualifiée de faible, sur le transport maritime dans les deux premiers tronçons. Notons que les volumes dragués sont bien connus et que l'on dispose depuis 1992 de critères intérimaires pour évaluer la qualité des sédiments.

3.10.2.3 Modifications des rives

Les berges et les milieux humides constituent des espaces naturels importants. Les rives permettent de limiter les phénomènes d'érosion et de maintenir l'intégrité du paysage visuel. Les milieux humides revêtent une grande importance pour le maintien de la qualité du milieu; plusieurs espèces animales et végétales y trouvent un milieu de vie essentiel tandis que d'autres les envahissent pendant une ou plusieurs phases de leur cycle vital. Hautement productifs, les milieux humides jouent également un rôle appréciable dans les cycles biologiques de l'écosystème. L'auto-épuration par la minéralisation des détritus et l'immobilisation de substances toxiques comme certains métaux lourds sont aussi des fonctions essentielles des milieux humides.

Pourtant, une part importante des rives du Saint-Laurent a été dénaturée par l'empiétement consécutif à la construction d'autoroutes ou d'ouvrages de protection ou par des constructions à des fins résidentielles, récréatives, agricoles ou industrielles, incluant les installations portuaires.

Comme ces modifications sont souvent associées à la privatisation du sol, elles limitent l'accessibilité aux rives et au fleuve, surtout dans les premiers tronçons où le phénomène est plus présent. Les modifications des rives touchent probablement la biodiversité dans la mesure où la destruction d'habitats rend

plus difficile la survie de certaines espèces qui en dépendent, mais on n'en connaît pas l'intensité. Enfin, elles causent un stress important, surtout dans le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial, pour la condition des ressources biologiques en limitant, par exemple, le territoire de reproduction d'espèces comme le Grand Brochet.

Les données relatives à cette caractéristique ne sont cependant pas comptabilisées de façon périodique, et le suivi de cette caractéristique souffre de lacunes évidentes.

3.10.2.4 Rejets d'eaux urbaines usées

En 1991, près de 60 p. 100 de la population du Québec, soit un peu plus de quatre millions de personnes, habitaient les 339 municipalités riveraines du Saint-Laurent. De ce nombre, 1,35 million de personnes habitaient des municipalités qui n'étaient pas dotées d'une station d'épuration des eaux usées et qui rejetaient directement dans le fleuve une charge polluante importante. Même si de tels rejets ne totalisent qu'une fraction minime (0,04 p. 100) du débit quotidien moyen du fleuve au niveau de Québec, ils constituent des risques pour la santé publique par la dissémination d'une contamination bactérienne et virale. Ces rejets comprennent aussi des quantités appréciables de solvants et de produits chimiques de toutes sortes. Ces conditions imposent aux localités en aval des investissements considérables dans des opérations de traitement et réduisent la diversité des usages comme la baignade et les sports impliquant un contact avec l'eau.

Les rejets d'eaux urbaines usées entraînent donc la contamination des sédiments et nuisent à la qualité de l'eau du fleuve, surtout dans les deux premiers secteurs. En outre, cela peut contribuer à réduire l'accessibilité au fleuve à cause d'odeurs nauséabondes et parce que la pollution bactérienne peut entraîner la fermeture de plages publiques.

3.10.2.5 Rejets d'eaux industrielles usées

En 1992, les 50 usines prioritaires identifiées par le PASL déversaient quotidiennement dans le fleuve trois fois plus de MES et de DBO_5 que les municipalités qui ne traitent pas leurs eaux usées. Cependant, c'est surtout en raison de leur charge en substances toxiques pour les organismes que ces rejets sont préoccupants : les effluents industriels étant chargés de métaux lourds (mercure, arsenic); huiles et graisses, BPC, acides résineux provenant de l'industrie papetière; et une gamme de produits organiques provenant des procédés eux-mêmes (HAP) ou de substances transformées (phénols dérivant de l'industrie papetière, phtalates dérivant de l'industrie pétrochimique). Ces substances ont des effets directs sur les organismes à tous les niveaux de l'écosystème en causant une mortalité directe ou indirecte des organismes ou en causant une toxicité chronique. Les poissons, les oiseaux et les mammifères marins semblent plus vulnérables

et sont plus sévèrement affectés en raison de leur position élevée dans les réseaux alimentaires.

Les rejets d'eaux industrielles usées engendrent donc les mêmes stress que les rejets d'eaux urbaines usées (qualité des sédiments, qualité de l'eau du fleuve et accessibilité aux rives et au fleuve), mais ces stress sont beaucoup plus intenses, étant donné le caractère souvent toxique des rejets industriels. De plus, la pollution industrielle a aussi des effets néfastes sur la condition des ressources biologiques, notamment par l'absorption des contaminants par les diverses espèces marines.

Là aussi cependant, les données disponibles laissent à désirer puisque si on connaît relativement bien les 50 usines du PASL, il en va autrement des autres établissements industriels établis le long du Saint-Laurent et du Saguenay et des autres tributaires du fleuve.

3.10.2.6 Pêche commerciale

Le potentiel de rendement soutenu de la pêche commerciale lui confère une importance économique considérable. Cette activité contribue également à structurer l'économie des localités et des régions, et des interactions vitales s'établissent entre les communautés riveraines et le milieu aquatique.

Une douzaine d'espèces pêchées commercialement seraient en situation précaire dans le Saint-Laurent pour diverses raisons, dont la surexploitation. Parmi les espèces identifiées, cinq sont nettement commerciales : l'Anguille d'Amérique, l'Esturgeon jaune, l'Esturgeon noir, le Hareng atlantique et la Morue franche. Deux autres espèces identifiées sont surtout commerciales mais sont aussi recherchées par les pêcheurs sportifs : l'Alose savoureuse et l'Éperlan arc-en-ciel. Cinq autres espèces sont surtout d'intérêt sportif mais peuvent également être pêchées commercialement : le Bar rayé, le Grand Brochet, l'Omble de fontaine anadrome, le Poulamon atlantique et le Saumon de l'Atlantique (Robitaille *et al.*, 1991).

On peut donc considérer que cette caractéristique influence la condition des ressources biologiques puisqu'elle peut être en partie responsable de la diminution des stocks de nombreuses espèces dulcicoles et marines. De plus, les pêcheurs commerciaux sont en concurrence avec les pêcheurs sportifs pour plusieurs espèces de poissons, notamment le Saumon dans l'estuaire maritime. Il va de soi que cette activité est elle-même affectée par la condition des ressources biologiques et, dans une moindre mesure, par la pêche sportive.

En ce qui concerne les données relatives à cette caractéristique, la fiabilité est relativement bonne pour les quantités débarquées, mais elle peut varier de façon importante selon les espèces pour ce qui est de l'évaluation des stocks.

3.10.2.7 Chasse et pêche sportives

La chasse et la pêche sportives constituent des activités qui permettent de prendre contact avec le Saint-Laurent, d'apprécier ses beautés et de développer un sentiment d'appartenance. Ces activités, tout en étant un élément récréatif et économique d'importance, sont devenues victimes de nombreuses contraintes liées notamment à la qualité de l'eau et à la contamination de la chair du poisson.

L'importance de la pêche sportive dans le fleuve comme activité sociale et économique n'est pas à négliger. Les 212 000 pêcheurs qui ont pratiqué leur sport dans le Saint-Laurent entre 1983 et 1988 ont récolté en moyenne 3260 tonnes/an de poisson, pour un effort de pêche de 2,4 millions de jours. Pour sa part, la pêche sous la glace (pêche blanche) est une activité sociale qui représente des retombées économiques de plusieurs millions de dollars, notamment la pêche aux «petits poissons des chenaux» dans la région de Sainte-Anne-de-la-Pérade. De même, la chasse est une activité traditionnelle toujours présente dans l'espace fluvial, en particulier la chasse à la sauvagine pour la consommation personnelle.

La chasse et la pêche sportives peuvent affecter la condition des ressources biologiques en réduisant le stock de certaines espèces de poissons et de sauvagine. La pêche sportive peut de plus entrer en compétition avec la pêche commerciale. À l'inverse, toutes deux sont affectées par la condition des ressources biologiques et les mesures de protection prises pour ces ressources. On estime que la détérioration de la qualité de l'eau et des habitats aquatiques du fleuve a eu des effets néfastes sur une trentaine d'espèces fauniques. La pêche sportive est également affectée par la compétition de la pêche commerciale et le problème de l'accessibilité aux rives et au fleuve, en particulier dans les deux premiers secteurs du fleuve.

Notons cependant que les données relatives à ces caractéristiques ne sont que sporadiquement mises à jour.

3.10.2.8 Accessibilité aux rives et au fleuve

Pouvoir accéder aux rives et au fleuve est une condition primordiale pour que la population riveraine puisse profiter de ce magnifique plan d'eau. L'accessibilité aux rives et au fleuve dépend cependant de la présence d'infrastructures permettant cet accès. Cette accessibilité est également limitée par la pollution de l'eau, et les activités entraînant un contact direct avec l'eau ont diminué. De plus, la privatisation de l'usage des rives limite également l'accès au fleuve. Toutefois, le

développement d'un réseau de conservation, d'infrastructures de navigation de plaisance et d'un ensemble de fenêtres sur le fleuve permet de compenser en partie cette situation.

Cette difficulté d'accès aux rives et au fleuve, surtout dans le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial, peut avoir une faible influence sur la chasse et la pêche sportives. L'accessibilité est toutefois affectée par un ensemble de caractéristiques, dont la qualité de l'eau du fleuve et des tributaires, la protection accordée aux ressources biologiques, le transport maritime, les modifications des rives ainsi que les rejets d'eaux usées industrielles et urbaines. Notons cependant qu'il est difficile de mesurer cette caractéristique.

3.10.3 INFLUENCE DES CARACTÉRISTIQUES SOCIO-ÉCONOMIQUES RETENUES

Toutes les caractéristiques retenues pour déterminer l'état du Saint-Laurent sont interdépendantes dans une large mesure. Chaque caractéristique peut être considérée tantôt comme agent perturbateur des autres caractéristiques du fleuve, tantôt comme agent perturbé par une ou plusieurs autres caractéristiques. La méthode Delphi, appliquée pour compléter les matrices d'influences, a permis d'identifier et de jauger l'importance des interactions des caractéristiques retenues. Le lecteur peut se référer à la partie 4 du présent ouvrage pour avoir une vue d'ensemble du réseau d'interaction qui relie les 14 caractéristiques retenues pour diagnostiquer l'état du Saint-Laurent. En ce qui a trait aux caractéristiques socio-économiques, voici les principales conclusions qui ont émergé quant à leur niveau d'influence et selon l'échelle d'analyse considérée.

3.10.3.1 Caractéristiques influentes

Les rejets d'eaux industrielles usées constituent la caractéristique ayant le plus d'influence, avec une pondération deux fois plus forte que toute autre caractéristique. L'influence de cette caractéristique est dominante pour l'ensemble du fleuve mais également dans chacun des quatre secteurs pris individuellement. Il faut noter ici que la nature et les effets insidieux des contaminants impliqués sont les principaux facteurs qui expliquent cette situation. Cette caractéristique est considérée comme une pression sur la qualité des sédiments, la qualité de l'eau du fleuve, la condition des ressources biologiques et l'accessibilité aux rives et au fleuve.

À égalité et au second rang viennent respectivement les rejets d'eaux urbaines usées et la pêche commerciale. Dans le premier cas, l'influence se fait sentir sur la qualité des sédiments et de l'eau du fleuve, étant donné la composition de ces rejets, de même que sur l'accessibilité aux rives et au fleuve. Par exemple, des plages localisées à proximité ou dans un panache d'effluent municipal pourraient être fermées, limitant ainsi l'accessibilité au fleuve. Quant à la pêche commerciale, elle exerce une pression ou un stress sur la condition des ressources biologiques et sur la chasse et la pêche sportives. Dans le premier cas,

elle aura une influence sur l'abondance des ressources, et dans le second, elle peut entrer en conflit avec le mode de prélèvement sportif lors du partage d'une ressource.

Pas très loin derrière ces caractéristiques, on retrouve les modifications des rives, puis le transport maritime, bien qu'on ne puisse établir clairement à quel niveau on estime que les modifications des rives pourraient influencer la biodiversité. Cette caractéristique influence aussi le transport maritime, notamment lors de l'agrandissement de zones portuaires. Elle aura aussi une incidence sur l'accessibilité aux rives et au fleuve. Par exemple, des aménagements riverains favorisent ou limitent l'accès au Saint-Laurent. C'est le cas des aménagements portuaires et des infrastructures routières. Finalement, les modifications du fond et de l'hydrodynamique, la chasse et la pêche sportives et l'accessibilité aux rives et au fleuve sont les trois dernières caractéristiques retenues en socio-économie qui influencent les autres caractéristiques du Saint-Laurent. Leur niveau d'influence est toutefois nettement plus faible que les caractéristiques qui arrivent dans les premiers rangs.

3.10.3.2 Caractéristiques influencées

Dans le cas des caractéristiques socio-économiques qui subissent les plus grands stress, l'accessibilité aux rives et au fleuve arrive nettement en tête, que ce soit dans l'ensemble du fleuve ou pour chacun des quatre secteurs. Cette caractéristique est affectée par sept autres caractéristiques dans les quatre secteurs du Saint-Laurent. Si, en général, les caractéristiques socio-économiques sont des agents de stress, on voit bien ici, et dans une moindre mesure au niveau de la pêche sportive et commerciale, que certaines de ces caractéristiques subissent également des stress qui limitent l'usage que l'on peut faire des ressources du Saint-Laurent.

Notons que la caractéristique «pêche commerciale» est hybride. D'une part, elle affecte la biodiversité par son effet sur l'abondance des espèces pêchées. Elle affecte également la pêche sportive dans le cas où une même espèce est exploitée sportivement et commercialement. D'autre part, elle est influencée par ces deux mêmes caractéristiques. Ainsi, la condition des ressources biologiques aura une incidence sur cette activité de même que sur la pêche sportive. Il s'agit donc d'une relation réciproque.

Les secteurs les plus affectés par les caractéristiques socio-économiques sont le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial qui correspondent aux régions du fleuve où l'urbanisation et l'industrialisation sont les plus présentes.

Le diagnostic sur l'état du Saint-Laurent établi à partir, entre autres, des caractéristiques socio-économiques retenues est présenté dans le second volume du présent ouvrage intitulé *L'état du Saint-Laurent*.

RÉFÉRENCES

OUVRAGES CITÉS

ANDRÉ TALBOT et associés. 1991. *Description de la pêche sportive hivernale dans le fjord du Saguenay et de ses effets potentiels sur la ressource*. Groupe de recherche en productivité aquatique, Université du Québec à Chicoutimi (UQAC), pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien des parcs.

ANDRÉ, P. et C.-E. DELISLE. 1990. «Modification des pratiques d'élimination des neiges usées pour diminuer les apports de contaminants au fleuve Saint-Laurent», dans D. MESSIER, P. LEGENDRE et C.-E. DELISLE (édit.), *Symposium sur le Saint-Laurent – un fleuve à reconquérir*. Compte rendu, 3-5 novembre 1989, Montréal, Association des biologistes du Québec. Université de Montréal. Coll. «Environnement et Géologie», Université de Montréal, vol. 11, pp. 345-357.

AUCLAIR, M.-J., D. GINGRAS, J. HARRIS et A. JOURDAIN. 1991. *Synthèse et analyse des connaissances sur les aspects socio-économiques du lac Saint-Pierre. Rapport technique. Zone d'intérêt prioritaire nº 11*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

BAPE – BUREAU D'AUDIENCES PUBLIQUES SUR L'ENVIRONNEMENT. 1992. *Programme décennal de dragage MIL Davie Lauzon*. Ministère de l'Environnement du Québec. Rapport d'enquête et d'audience publique, nº 52.

BAPE – BUREAU D'AUDIENCES PUBLIQUES SUR L'ENVIRONNEMENT. 1991. *Projet Soligaz : approvisionnement et entreposage souterrain de liquides de gaz naturel à Varennes*. Ministère de l'Environnement du Québec. Rapport d'enquête et d'audience publique, nº 41.

BAPE - BUREAU D'AUDIENCES PUBLIQUES SUR L'ENVIRONNEMENT. 1987. *Projet de ligne à courant continu de 450 kV, Radisson-Nicolet-Des Cantons*. Ministère de l'Environnement du Québec. Rapport d'enquête et d'audience publique, nº 22.

BEAULIEU, G. 1993. Communication personnelle. Hydro-Québec.

BERROUARD, D. 1994. Communication personnelle. Ministère des Ressources naturelles, Québec.

BERTRAND, P. 1993. Communication personnelle. Environnement Canada, Service des parcs, Section politiques et recherche, Québec.

BLANCHET, S. 1993. Communication personnelle. Ministère de l'Énergie et des Ressources.

BOUCHARD, H. et P. MILLET. 1993. *Le Saint-Laurent : Milieux de vie diversifiés*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent», Rapport thématique sur l'état du Saint-Laurent.

BOUCHARD, I. 1992. *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, Équipe d'intervention Saint-Laurent, Montréal.

BOUCHER, P.-R. 1993. *Registre des aires naturelles protégées du Québec selon la classification de l'UICN (données partielles)*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, Québec.

BOUCHER, P.-R. 1992. «Les milieux naturels protégés au Québec». Conférence prononcée à l'occasion du 21e Congrès de la Fédération canadienne de la nature, Québec, 14 août 1992. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, Québec.

BOUDREAU, F. et L. GAUDREAU. 1987. *Les milieux naturels protégés au Québec*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction du patrimoine écologique, Québec.

CADRIN, G. 1990. *Entre l'eau douce et l'eau saline. Redonner vie au fleuve. Portrait-synthèse du fleuve Saint-Laurent dans la région de Québec*. Union québécoise pour la conservation de la nature (UQCN), Charlesbourg.

CANUTEC – CENTRE CANADIEN D'URGENCE TRANSPORT. 1993. *Marchandises dangereuses. Guide de premières mesures d'urgence 1992*. Transports Canada, Groupe de surface, Transport des marchandises dangereuses, Ottawa.

CCE – CONSEIL DE LA CONSERVATION ET DE L'ENVIRONNEMENT. 1990a. *Les éléments d'une stratégie québécoise de conservation en vue du développement durable. Avis sur le loisir et le tourisme*. Ministère de l'Environnement du Québec, Québec.

CCE – CONSEIL DE LA CONSERVATION ET DE L'ENVIRONNEMENT. 1990b. *Les éléments d'une stratégie québécoise de conservation en vue du développement durable. Avis sur le milieu urbain*. Ministère de l'Environnement du Québec, Québec.

CCE – CONSEIL DE LA CONSERVATION ET DE L'ENVIRONNEMENT. 1989. *Les éléments d'une stratégie québécoise de conservation en vue du développement durable. Avis sur les espaces naturels*. Ministère de l'Environnement du Québec, Québec.

CHAMPAGNE, J. et M. MELANÇON. 1985. *Milieux humides de la région de Montréal, 1966 à 1981*. Environnement Canada, Direction générale des terres, Ottawa. Document de travail, no 39.

CHIASSON-DUFOUR, M. 1994. Communication personnelle. Pêches et Océans, Direction de la gestion des actifs, Québec.

CLICHE, G. et M. CÔTÉ. 1984. *Rejets à la mer des chalutiers pêchant dans la division OPANO 4T*. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Direction de la recherche scientifique et technique. Cahier d'information, no 118.

COMITÉ D'EXAMEN PUBLIC DES SYSTÈMES DE SÉCURITÉ DES NAVIRES-CITERNES ET DE LA CAPACITÉ D'INTERVENTION EN CAS DE DÉVERSEMENT EN MILIEU MARIN. 1990. *Protégeons nos eaux*. Rapport final.

COMITÉ D'ÉTUDE SUR LE FLEUVE SAINT-LAURENT. 1978. *Rapport final*. Québec.

COMITÉ DIRECTEUR POUR LA MISE EN VALEUR DU SAINT-LAURENT. 1989. *Le défi du Saint-Laurent – projet de mise en valeur. Vol. 1 : Plan d'action. Rapport technique*. Ministère de l'Environnement du Québec et ministère des Transports du Québec.

COSSETTE, D., I. GIROUX, R. POULIN *et al*. 1988. *Recueil des principaux pesticides en usage au Québec. Volume 1 – Rapport synthèse*. Sage ltée pour Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement et Direction des eaux intérieures, Service canadien de la faune.

CPTAQ – COMMISSION DE PROTECTION DU TERRITOIRE AGRICOLE DU QUÉBEC. 1993. Données non publiées sur la superficie du territoire agricole par municipalité. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.

CSCPCA – COMITÉ SCIENTIFIQUE CONSULTATIF SUR LES PÊCHES CANADIENNES DANS L'ATLANTIQUE. 1993. *Rapport sur l'état des stocks de poissons de fond canadiens dans l'Atlantique nord-ouest*. Préparé pour Pêches et Océans.

CSL – CENTRE SAINT-LAURENT. 1993. *Le fleuve… en bref*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent», Capsules-éclair sur l'état du Saint-Laurent.

CSL – CENTRE SAINT-LAURENT. 1990a. *Le Saint-Laurent et le transport maritime – Pour un juste équilibre*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent». Feuillet d'information sur l'état du Saint-Laurent,

CSL – CENTRE SAINT-LAURENT. 1990b. *Objectif : dépollution – Les 50 usines prioritaires*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent», Feuillet d'information sur l'état du Saint-Laurent.

CSL et MENVIQ – CENTRE SAINT-LAURENT et MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1992. *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal.

CSL – CENTRE SAINT-LAURENT et UNIVERSITÉ LAVAL. 1991a. *Atlas environnemental du Saint-Laurent – Le Saint-Laurent : une artère de vie, l'urbanisation et l'industrialisation (19e et 20e siècles)*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent».

CSL – CENTRE SAINT-LAURENT et UNIVERSITÉ LAVAL. 1991b. *Atlas environnemental du Saint-Laurent – Une route de navigation internationale; la navigation commerciale sur le Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent».

D'ARAGON, DESBIENS, HALDE Associés ltée et ROCHE. 1992. *Inventaire des terrains fédéraux potentiellement contaminés au Québec. Rapport final*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.

DEMERS, J.G. 1992. Communication personnelle. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.

DE REPENTIGNY, L.-G. 1990. *Registre national des aires écologiques au Canada – Réserve nationale de faune au Québec*. Service canadien de la faune pour Environnement Canada, Conseil canadien des aires écologiques, Ottawa.

DESROSIERS, A. 1991. Communication personnelle. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.

DICKSON, K.M. 1989. *Les oiseaux migrateurs abattus au Canada pendant la saison de chasse de 1987*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Service canadien de la faune, Ottawa. Cahiers de biologie, no 204.

DIRECTION DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT. 1990. *Rapport annuel. Activités d'immersion des déchets en mer. Exercice 1989-1990*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal.

DRYADE (Le Groupe). 1981. *Analyse des pertes de végétation riveraine le long du Saint-Laurent de Cornwall à Matane (1945-1976)*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec. Rapport nº 3683.

DUMONT, P. 1991. Communication personnelle. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de Montréal.

DUMONT, P., F. AXELSEN, H. FOURNIER, P. LAMOUREUX, Y. MAILHOT, C. POMERLEAU et B. PORTELANCE. 1987. *Avis scientifique sur le statut de la population d'esturgeon jaune dans le système du fleuve Saint-Laurent*. Plan de gestion de la pêche, Comité scientifique conjoint. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche et ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. Avis scientifique 87/1.

DURAND, P. 1993. Communication personnelle. Gaz métropolitain.

ENTRACO inc. (Groupe Conseil). 1990. *Évaluation de l'apport au fleuve Saint-Laurent des substances toxiques en provenance des tributaires québécois (recherche complémentaire)*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

FERLAND, G. 1993. Communication personnelle. Port de Montréal.

GAGNON, C. et J. GRÉGOIRE. 1993. «Les parcs régionaux, une richesse commune». *Revue Quatre-Temps*, vol. 17, nº 2, pp. 42-44.

GARDE CÔTIÈRE CANADIENNE. 1994. Données non publiées du Réseau d'alerte. Transports Canada, Région des Laurentides.

GARDE CÔTIÈRE CANADIENNE. 1993. Données non publiées sur le trafic annuel dans les ports et les différents secteurs du fleuve, 1980, 1984, 1988, 1989, 1990, 1991 et 1992. Transports Canada.

GARDE CÔTIÈRE CANADIENNE. 1992. Banque de données, système DADS. Transports Canada, Service de la statistique.

GARDE CÔTIÈRE CANADIENNE. 1991. *Havres et ports. Harbours and Ports*. Transports Canada, Région des Laurentides, Direction des havres et ports, Québec.

GARDE CÔTIÈRE CANADIENNE. 1989. *Les déversements de polluants survenus aux cours des dix dernières années dans la région des Laurentides*. Transports Canada.

GARDE CÔTIÈRE CANADIENNE. 1988. *Analyse des données recueillies lors du recensement 1988*. Transports Canada.

GAZ MÉTROPOLITAIN. 1992. *Réseau de distribution du gaz naturel au Québec*. Carte.

GHANIMÉ, L., J.-L. DESGRANGES, S. LORANGER *et al.* 1990. *Les régions biogéographiques du Saint-Laurent*. Lavalin Environnement inc. pour Environnement Canada et Pêches et Océans, Région du Québec, Montréal. Rapport final.

GILLES SHOONER et Associés inc. 1991. *Modifications de l'habitat du poisson dans le Saint-Laurent – 1945 à 1988*. Atlas préparé pour Pêches et Océans et Environnement Canada, Centre Saint-Laurent.

GILLES SHOONER et Associés inc. 1988. *Modifications de l'habitat du poisson dans le Saint-Laurent – 1945 à 1984*. Atlas préparé pour Pêches et Océans.

GOUVERNEMENT DU CANADA. 1991. *L'état de l'environnement au Canada*. Groupe Communication Canada, Ottawa.

HYDRO-QUÉBEC. 1992. *Rapport annuel 1991*.

HYDRO-QUÉBEC. 1990. *Proposition de plan de développement d'Hydro-Québec, 1990-1992 – Horizon 1999.*

HYDRO-QUÉBEC. 1988. *Le Saint-Laurent*. Mémoire présenté au Comité directeur sur le développement et la mise en valeur du Saint-Laurent. Vices-présidences Environnement, Production, transport et distribution et Planification du réseau.

INTERNATIONAL JOINT COMMISSION et GREAT LAKES FISHERY COMMISSION. 1990. *Exotic Species and the Shipping Industry : The Great Lakes – St. Lawrence Ecosystem at Risk*. A special report to the governments of the United States and Canada.

JOHNSON, G. 1991. *Statistiques de pêche commerciale de 1986-1992 (mise à jour 1992)*. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Direction du développement et des activités régionales, Québec.

LALIBERTÉ, D. 1993. *Évaluation des teneurs en mercure, en BPC et en pesticides organochlorés dans la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent au lac Saint-François entre 1975-1976 et 1988*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, Québec.

LASSERRE, J.-C. 1989. *Le Québec et le Saint-Laurent. Pour une analyse des problèmes de compétitivité de la voie d'eau*. Ministère des Transports du Québec, Secrétariat à la mise en valeur du Saint-Laurent, Québec.

LAUZIER, P. et C. CHAMBERLAND. 1992. *Analyse économique et commerciale du poisson de fond au Québec, 1992*. Pêches et Océans, Région du Québec, Direction de l'économique, de la statistique et de l'informatique, Division des services économiques, Québec. Rapport de l'analyse économique et commerciale, nº 123.

LAUZIER, P., J. BOUCHER, P. VINCENT, R. DUPUIS et J. LAVALLÉE. 1993. *État actuel de l'industrie des pêches du Québec, janvier 1993*. Pêches et Océans, Région du Québec, Direction de l'économique, de la statistique et de l'informatique, Division des services économiques, Québec. Rapport de l'analyse économique et commerciale, nº 127.

LEGAULT, G. et M. VILLENEUVE. 1993. *Le CHIMIOTOX : résultats d'évaluation chimio-toxique des établissements industriels du Plan d'action Saint-Laurent. Vol. I.* Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec, Équipe d'intervention Saint-Laurent, Montréal.

LEHOUX, D., A. BOURGET, P. DUPUIS et J. ROSA. 1985. *La sauvagine dans le système du Saint-Laurent : fleuve, estuaire, golfe*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec.

LÉVEILLÉ, G. 1992. Historique du classement des plages par région administrative et par municipalité, 1992. Ministère de l'Environnement du Québec (éditions de 1987, 1988, 1989, 1990 et 1991 également consultées).

LGL ltée (Le Groupe). 1990. *Inventaire des établissements industriels majeurs situés le long du fleuve Saint-Laurent et de la rivière Saguenay*. Préparé pour Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec, Équipe d'intervention Saint-Laurent, Montréal.

LOTHIAN, W.F. 1987. *Petite histoire des parcs nationaux du Canada*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Service canadien des parcs, Ottawa.

MAILHOT, Y. 1990. «Les pêcheries sportive et commerciale du fleuve Saint-Laurent en eau douce : gestion, récolte et rendement», dans D., MESSIER, P. LEGENDRE et C.-E. DELISLE (édit.), *Symposium sur le Saint-Laurent – un fleuve à reconquérir*. Compte rendu, 3-5 novembre 1989, Montréal, Association des biologistes du Québec. Université de Montréal. Coll. «Environnement et Géologie», vol. 11, pp. 427-443.

MAILHOT, Y. 1989. Communication personnelle. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Région de Trois-Rivières.

MAPAQ – MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DES PÊCHERIES ET DE L'ALIMENTATION DU QUÉBEC. 1993. *Pêches et aquiculture commerciales. Bilan 1992 et perspectives*. Service des analyses et politiques, Québec.

MAPAQ – MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DES PÊCHERIES ET DE L'ALIMENTATION DU QUÉBEC. *1990. Comité Beaudin : Comité d'étude sur les problèmes causés par la disposition des résidus de produits marins*.

MARTIN, D. 1990. *Rapport du comité spécial sur la conservation et la protection des stocks de poisson de fond du golfe du Saint-Laurent*. Comité consultatif du poisson de fond du Golfe pour Pêches et Océans, Région du Québec, Direction de la gestion des pêches et de l'habitat, Québec.

MÉDIA SCIENCE (Le Groupe). 1991. *Écol'Eau – Rapport de recherche*. Musée de la civilisation, Québec.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1994. *Programme d'assainissement des eaux. Service du suivi de l'exploitation. Listes des projets*. Direction de l'assainissement urbain, Québec.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1993. *État de l'environnement au Québec, 1992*. Guérin Éditeurs ltée, Montréal.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1992. *Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ)*. Listes informatisées 1992.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1990. *Inventaire des lieux d'élimination de déchets dangereux au Québec*. Direction des substances dangereuses, Gestion des lieux contaminés, Montréal. Coll. «Substances dangereuses», nº 86-9. Document synthèse.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1989a. Banque de données MUNFLEUV.DBF. Direction des écosystèmes urbains, Direction du réseau hydrique et Directions régionales.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1989b. *L'eau potable au Québec, un premier bilan de sa qualité*.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1988a. *L'environnement au Québec, un premier bilan*. Document technique, nº 8.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1988b. *Politique sur l'élimination des neiges usées*. Coll. «Assainissement de l'environnement», nº 32.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1984. *Règlement sur l'eau potable*. [Q-2, r.4.1]. Règlement adopté en vertu de la *Loi sur la qualité de l'environnement*.

MENVIQ et MSSS – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC et MINISTÈRE DE LA SANTÉ ET DES SERVICES SOCIAUX. 1993. *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce*.

MER – MINISTÈRE DE L'ÉNERGIE ET DES RESSOURCES. 1992a. Données non publiées sur des commerces avec dépôts marins. Direction des produits pétroliers.

MER – MINISTÈRE DE L'ÉNERGIE ET DES RESSOURCES. 1992b. *L'énergie au Québec*. Direction générale de la planification et coordination et Secteur énergie, Québec.

MINISTÈRE DU CONSEIL EXÉCUTIF. 1985. *Le Saint-Laurent, ressource nationale prioritaire. Rapport du Projet Saint-Laurent*. Secrétariat général, Québec.

MINISTÈRE DU TOURISME DU QUÉBEC et ASSOCIATIONS TOURISTIQUES RÉGIONALES. 1991. Guides touristiques du Québec. Régions consultées: Montréal, Laval, Laurentides, Lanaudière, Montérégie, Coeur-du-Québec, Chaudière-Appalaches, Québec, Charlevoix, Saguenay – Lac-Saint-Jean, Bas-Saint-Laurent, Gaspésie, Manicouagan, Duplessis, Îles-de-la-Madeleine.

MLCP – MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE. 1993. Données non publiées sur le piégeage. Direction des espèces et des habitats, Québec.

MLCP – MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE. 1992. *La moule zébrée : un fléau*. Direction du marketing et communications, Québec. Feuillet d'information.

MLCP – MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE. 1991a. *Rapport sur les ensemencements effectués pour l'année 1990*. Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec.

MLCP – MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE. 1991b. *Statistiques de fréquentation des parcs, réserves et équipements récréo-touristiques*. Direction du plein air et des parcs, Québec.

MLCP – MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE. 1988. *Volet : Pêche, chasse et piégeage*. Rapport présenté au Groupe de travail Dagenais sur le projet de mise en valeur du Saint-Laurent.

MLCP – MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE. 1987a. *Importance de la pêche sportive au lac Saint-Pierre en 1986*. Direction régionale des Trois-Rivières, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. Document produit dans le cadre du Plan de développement de la pêche au lac Saint-Pierre.

MLCP – MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE. 1987b. *Nautisme Québec 1987 – Répertoire des marinas, quais pour petites embarcations et rampes de mise à l'eau*. Direction des communications, Québec.

MLCP – MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE. 1982. *Randonnée nautique 1982*.

MLCP – MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE et PÊCHES ET OCÉANS. 1985. *La pêche récréative au Québec en 1985*.

MONGEAU, J.-R. 1985. *L'exploitation commerciale des poissons-appâts (ménés) dans la région de Montréal*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Montréal. Rapport technique, nº 06-37.

MRN – MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES. 1995. *Liste informatisée des exploitants actifs ou fermés temporaires. Dépôts maritimes de produits pétroliers*. Direction des produits pétroliers, Charlesbourg.

MSSS et MENVIQ – MINISTÈRE DE LA SANTÉ ET DES SERVICES SOCIAUX et MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1992. *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce*.

MTQ – MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC. 1993a. *Rapport annuel 1991-1992*.

MTQ – MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC. 1993b. *Recherches Transports*. Service de l'économie, de la statistique et de la prospection, Québec. Bulletin économique du transport au Québec, nos 2 et 3.

MTQ – MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC. 1991. *Carte routière du Québec 1990-1991*. Direction générale du génie, Division de la cartographie, Québec. Carte à l'échelle de 1 : 500 000 et 1 : 1 000 000.

OLIVIER, L. et J. BÉRUBÉ. 1993. *Qualité des sédiments et bilan des dragages sur le Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

PARENT, M. et C. BOISVERT. 1979. *Programme des plages. Région de Montréal 1969-1978*. Bessette, Crevier, Parent, Tanguay et associés, pour le Gouvernement du Québec, Services de protection de l'environnement, Direction générale de la nature, Montréal.

PÊCHES ET ENVIRONNEMENT CANADA. 1977. *Carte des stations hydrométriques du Québec*. Division des relevés hydrologiques du Canada.

PÊCHES ET OCÉANS. 1993a. Données non publiées. Division de la statistique et de l'informatique.

PÊCHES ET OCÉANS. 1993b. *Les pêches maritimes du Québec – Revue statistique annuelle 1991-1992*. Direction de l'économique, de la statistique et de l'informatique, Division de la statistique et de l'informatique, Québec.

PÊCHES ET OCÉANS. 1993c. *Plan de gestion du poisson de fond de l'Atlantique 1993*. Direction générale des communications, Ottawa.

PÊCHES ET OCÉANS. 1992. *Les pêches maritimes du Québec – Revue statistique annuelle 1990-1991*. Direction de l'économique, de la statistique et de l'informatique, Division de la statistique et de l'informatique, Québec.

PÊCHES ET OCÉANS. 1990. *Les pêches maritimes du Québec – Revue statistique annuelle 1988-1989*. Direction de l'économique, de la statistique et de l'informatique, Division de la statistique et de l'informatique, Québec.

PÊCHES ET OCÉANS. 1989. *Guide des ports fédéraux pour petits bateaux, Québec 1991*. Direction générale des communications, Ottawa. Carte à l'échelle de 1 : 1 500 000.

PÊCHES ET OCÉANS. 1988. *Les pêches maritimes du Québec – Revue statistique annuelle 1984-1987*. Direction de l'économique, de la statistique et de l'informatique, Division de la statistique et de l'informatique, Québec.

PELLETIER, A. 1994. Communication personnelle. Environnement Canada, Région du Québec, Protection de l'environnement, Montréal.

PELLETIER, A. 1989. *Évolution préliminaire des aspects de la contamination des eaux souterraines pouvant avoir un impact sur les eaux du fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

PHOTOSUR GÉOMAT inc. 1991. *Cartographie de l'utilisation des sols de Cornwall à Tadoussac par télédétection*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

PIGEON, B. 1992. *Un indicateur de rejets toxiques : l'indice CHIMIOTOX. Principes méthodologiques appliqués aux 50 établissements industriels prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent*. BPC Environnement pour Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec, Équipe d'intervention Saint-Laurent, Montréal.

PORTS CANADA. 1991. *Rapport annuel 1991*.

REVÉRET, J.-P. 1991. *La pratique des pêches; comment gérer une ressource renouvelable.* L'Harmattan, Paris. Collection «Environnement».

RIOPEL, A. 1992. Communication personnelle. Ministère de l'Environnement du Québec.

ROBITAILLE, J.A., L. CHOINIÈRE et Y. VIGNEAULT. 1991. *Identification des populations de poissons d'intérêt économique en situation précaire dans le réseau du Saint-Laurent et sélection des espèces pour des interventions immédiates*. Pêches et Océans. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, nº 1810.

ROCHE et associés. 1983. *Étude des effets de la diffusion des eaux usées sur le fleuve Saint-Laurent. Tome 2 : Sommaire*. Préparé pour la Communauté urbaine de Québec.

SÉNÉCHAL, J. 1993. Communication personnelle. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.

SCF – SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE. 1990. *Répertoire des refuges d'oiseaux migrateurs et des aires de repos du Québec.* Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Québec.

SCF – SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE. 1989. *Rapport sur les processus naturels et les activités humaines et leurs effets sur l'environnement du fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Ottawa. Rapport technique, nº 13.

SERVICE CANADIEN DES PARCS. 1993. *Rapport statistique 1992, Région du Québec. Parcs nationaux, lieux historiques nationaux et canaux historiques nationaux*. Environnement Canada, Région du Québec, Québec.

SERVICE DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT. 1984. *Inventaire des connaissances sur les sources de pollution dans le fleuve Saint-Laurent. Tronçon Cornwall – Sorel*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal.

SOCIÉTÉ CANADIENNE DES PORTS. 1991. *Impact économique du réseau Ports Canada. Juillet 1991*.

SOCIÉTÉ DES FÊTES ET FESTIVALS DU QUÉBEC. 1990. *Fêtes et festivals au Québec, carte routière et touristique 1991-1992*.

SODES – SOCIÉTÉ DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUE DU SAINT-LAURENT. 1992. *Le Saint-Laurent, un géant économique*.

STATISTIQUE CANADA. 1993. *Le transport maritime au Canada, 1992*. Catalogue nº 54-205.

STATISTIQUE CANADA. 1992a. *Industries manufacturières du Canada : niveaux national et provincial, 1989*. Division des industries manufacturières et primaires. Catalogue nº 31-203.

STATISTIQUE CANADA. 1992b. *Le transport maritime au Canada, 1991-1992*. Division des transports, Section des transports de surface et maritimes. Catalogue nº 54-205.

STATISTIQUE CANADA. 1991a. *Activité humaine et l'environnement, 1991*. Division de l'environnement et des comptes, Ottawa. Catalogue nº 11-509F.

STATISTIQUE CANADA. 1991b. *Chiffres de population et des logements. Division de recensement et subdivision de recensement*. Catalogue nº 93-304.

STATISTIQUE CANADA. 1991c. Données non publiées du recensement agricole de 1991.

STATISTIQUE CANADA. 1981. Données non publiées du recensement agricole de 1981.

SYLVESTRE, P. 1992. *Rapport de problématique : secteur des pâtes et papiers*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Rapport final.

TABI, M., L. TARDIF, D. CARRIER, G. LAFLAMME et M. ROMPRÉ. 1990. *Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec*. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Service des sols. Rapport synthèse. Entente auxiliaire Canada-Québec sur le développement agro-alimentaire.

TATE, D.M. 1990. *Gestion de la demande d'eau au Canada : examen des mesures actuelles*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa. Coll. «Sciences sociales», nº 23.

TERRAULT, P. 1995. Communication personnelle. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction des politiques du secteur industriel, Service de l'assainissement des eaux, Montréal.

TESSIER, C. 1990. «Suivi environnemental des rejets thermiques dans le fleuve Saint-Laurent à Gentilly II de 1980 à 1989», dans D. MESSIER, P. LEGENDRE et C.-E. DELISLE (édit.), *Symposium sur le Saint-Laurent – un fleuve à reconquérir*. Compte rendu, 3-5 novembre 1989, Montréal, Association des biologistes du Québec. Université de Montréal. Coll. «Environnement et Géologie», vol. 11, pp. 561-577.

THE ECONOMIC PLANNING GROUP OF CANADA et DANIEL ARBOUR et associés. 1991. *Analyse de l'état de l'industrie des croisières et des excursions sur les Grands Lacs, le fleuve Saint-Laurent et leurs voies navigables de jonction. Tome I : Les croisières*.

THÉRIAULT, J. 1993. Communication personnelle. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.

TITTLEY, L. 1992. «Les croisières de longue durée et les excursions nautiques sur le Saint-Laurent : tendances et perspectives», *Téoros*, 11 (3) : 31-34.

TREMBLAY, A. et P. DUMONT. 1990. *La pêche d'hiver dans la plaine du Saint-Laurent : portrait de l'activité et comparaison des techniques de pêche utilisées*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de Montréal, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune et Direction générale des espèces et des habitats, Service de la faune aquatique. Rapport de travaux, nº 06-06.

TRÉPANIER, S., G. SHOONER, J. THERRIEN et M. BRETON. 1989. *Étude socio-économique sur l'industrie d'observation des baleines au Québec (mise à jour 1984-1988)*. Gilles Shooner et associés pour Pêches et Océans, Direction générale du Québec.

TRUSSART, S. 1992. Communication personnelle. Hydro-Québec, Vice-présidence Environnement, Montréal.

VILLENEUVE, M. 1994. Communication personnelle. Ministère de l'Environnement du Québec, Équipe d'intervention Saint-Laurent, Montréal.

AUTRES OUVRAGES CONSULTÉS

ANONYME. *Ensemencements effectués en 1991 dans les régions de Laval, de Montréal-Centre et de la Montérégie*.

CADRIN, G. 1991. *Nature et culture dans la vallée du Saint-Laurent*: *assurer l'avenir*. Les Amis de la vallée du Saint-Laurent, Lotbinière, Québec. Étude exploratoire.

CCE – CONSEIL DE LA CONSERVATION ET DE L'ENVIRONNEMENT. 1990. *Les éléments d'une stratégie québécoise de conservation en vue du développement durable. Avis sur l'agriculture*. Ministère de l'Environnement du Québec, Québec.

CCE – CONSEIL DE LA CONSERVATION ET DE L'ENVIRONNEMENT. 1989. *Les éléments d'une stratégie québécoise de conservation en vue du développement durable. Avis sur l'industrie*. Ministère de l'Environnement du Québec, Québec.

CONSEIL CONSULTATIF SUR LES RÉSERVES ÉCOLOGIQUES. 1988. *Rapport annuel 1987-1988*. Les Publications du Québec.

CONSEIL DE L'AQUICULTURE ET DES PÊCHES DU QUÉBEC. 1990. *L'aquiculture et le développement régional*. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.

CONSEIL DES PRODUCTIONS VÉGÉTALES DU QUÉBEC. 1990. *Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole*. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. Comptes rendus, 12-13 février 1990, Québec.

COURNOYER, S. et G. LATERRIÈRE. 1981. *Étude socio-économique de l'exploitation sportive du Poulamon atlantique de la rivière Sainte-Anne à la Pérade, comté de Champlain*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la faune, Direction de la planification, Comité d'étude sur le Poulamon atlantique. Rapport technique, nº 11.

CSL – CENTRE SAINT- LAURENT. 1991. *Le parc marin du Saguenay… un milieu unique au sein d'un continent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent», Feuillet d'information sur l'état du Saint-Laurent.

CSL - CENTRE SAINT-LAURENT 1990. *Les toxiques dans le Saint-Laurent. Une menace invisible, mais réelle*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent», Feuillet d'information sur l'état du Saint-Laurent.

CSL – CENTRE SAINT-LAURENT et UNIVERSITÉ LAVAL. 1991a. *Atlas environnemental du Saint-Laurent – Les milieux humides*: *des habitats au contact de la terre et de l'eau*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent».

CSL – CENTRE SAINT-LAURENT et UNIVERSITÉ LAVAL. 1991b. *Atlas environnemental du Saint-Laurent – Un fleuve, des estuaires, un golfe*: *les grandes divisions hydrographiques du Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent».

DANEAU, M. 1991. *Les pêches maritimes au Québec, enjeux économiques et intervention de l'état*. Les Presses de l'Université Laval, Québec.

DOSTIE, S. 1993. Communication personnelle. Transports Canada, Garde côtière canadienne, Service de la statistique.

DUBÉ, P. 1986. *Deux cents ans de villégiature dans Charlevoix*. Les Presses de l'Université Laval, Québec.

DUCHARME, J.-L. 1989. *Rapport de l'enquête sur la pêche récréative au Québec en 1985*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la ressource faunique, Québec. Version préliminaire.

DUCHARME, J.-L., G. GERMAIN et J. TALBOT. 1992. *Bilan de la faune 1992*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la ressource faunique, Québec.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1989a. *Banque de données MUD. Prélèvement et déversement des eaux municipales*. Direction de la planification et de la gestion des eaux, Division socio-économique.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1989b. *Banque de données MUNDAT. Prélèvement et déversement des eaux municipales par usine de traitement et municipalité.* Direction générale des systèmes et de l'informatique.

ENVIRONNEMENT CANADA et *LA REVUE MARITIME L'ESCALE*. 1990. *Le Saint-Laurent : usages et environnement*. Supplément à *La revue maritime l'Escale*, nº 30.

FACE – FÉDÉRATION DES ASSOCIATIONS CANADIENNES SUR L'ENVIRONNEMENT. 1987. *Inventaire national des équipements en eau des municipalités du Canada, 1986*. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa.

FÉDÉRATION DE VOILE DU QUÉBEC ltée. 1984. *Guide nautique du Saint-Laurent*. Montréal.

FOURNIER, P., M. BEAUDOIN et L. CLOUTIER. 1987. *Suivi de la pêche sportive dans les eaux de la région de Montréal en 1985*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Montréal. Rapport technique, nº 06-42.

GARDE CÔTIÈRE CANADIENNE. 1992. Chenal maritime du Saint-Laurent – Dragage d'entretien entre 1978 et 1991. Transports Canada. Données non publiées.

GARDE CÔTIÈRE CANADIENNE. 1991. *Localisation des ports de la région des Laurentides*. Transports Canada. Carte.

GARDE CÔTIÈRE CANADIENNE. 1990a. *Le système canadien d'aides à la navigation*. Transports Canada, Direction des services à la navigation maritime.

GARDE CÔTIÈRE CANADIENNE. 1990b. *Statistiques annuelles sur les incidents de recherche et sauvetage*. Transports Canada, Région des Laurentides, Direction Recherche et sauvetage.

GASTON ST-PIERRE et associés inc. 1988. *Projet de mise en valeur du Saint-Laurent. Élaboration d'un plan d'action. Dossier d'activité : Schémas d'aménagement des municipalités régionales de comtés*. Préparé pour le ministère de l'Environnement du Québec.

GAZ MÉTROPOLITAIN. 1991. *Rapport annuel 1991*.

GOUVERNEMENT DU CANADA. 1992. *Plan d'action Saint-Laurent. Rapport annuel 1991-1992*.

GOUVERNEMENT DU CANADA. 1989. *Plan d'action Saint-Laurent. Rapport annuel 1988-1989*.

GRATTON, L. et C. DUBREUIL. 1990. *Portrait de la végétation et de la flore du Saint-Laurent*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la conservation du patrimoine écologique, Québec.

GRAVEL, Y. et G. PAGEAU. 1976. «Les ressources biologiques et récréatives du Saint-Laurent sont-elles inépuisables?» *L'Ingénieur*, *314* : 21-36.

HYDRO-QUÉBEC. 1991. *Rapport annuel 1990*.

HYDRO-QUÉBEC. 1990. *Hydro-Québec et l'environnement. Proposition de plan de développement d'Hydro-Québec 1990-1992. Horizon 1999*.

JEAN BÉLAND et associés inc. 1989. *Optimisation paramétrologique du contrôle bactériologique des zones coquillières et du développement de l'aquaculture*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal.

L'ÉCART-TYPE inc. 1992. *Étude de marché. Parc marin du Saguenay*. Préparé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Service canadien des parcs, Région du Québec, Québec. Rapport final.

LEGAULT, G. et M. VILLENEUVE. 1993. *Le CHIMIOTOX : résultats d'évaluation chimiotoxique des établissements industriels du Plan d'action Saint-Laurent. Vol. II*. Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec, Équipe d'intervention Saint-Laurent, Montréal.

LEGRIS, A.M. et H. LÉVESQUE. 1991. *Prises d'oiseaux migrateurs, au Canada, pendant la saison de chasse 1990*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec. Cahiers de biologie, nº 197.

MAPAQ – MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DES PÊCHERIES ET DE L'ALIMENTATION DU QUÉBEC. 1993. *Recueil de données historiques sur les pêches et l'aquiculture au Québec*.

MAPAQ – MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DES PÊCHERIES ET DE L'ALIMENTATION DU QUÉBEC. 1991. *Recueil de données historiques sur les pêches et l'agriculture commerciales au Québec*.

MAPAQ – MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DES PÊCHERIES ET DE L'ALIMENTATION DU QUÉBEC. 1990. *Bilan 1990 et perspectives, Pêches et agricultures commerciales*.

MÉDIA SCIENCE (Le Groupe). 1991. *Comité d'implantation d'un centre national d'interprétation sur le Saint-Laurent. Étude d'opportunité*. Québec. Rapport final.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1992a. Banque de données – Eau potable.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1992b. *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*. Coll. «Assainissement de l'environnement », nº 59.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1991a. *Guide pour l'aménagement des lieux d'élimination des neiges usées.* Direction de la planification et de la coordination. Coll. «Assainissement de l'environnement», nº 53.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1991b. *Portrait sommaire des milieux naturels protégés au Québec.* Direction de la conservation et du patrimoine écologique, Québec. Coll. «Sauvegarde du patrimoine écologique», nº 12.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1990. *Critères de qualité de l'eau*. Direction de la qualité des cours d'eau, Service d'évaluation des rejets toxiques. Coll. «Assainissement de l'eau», nº 88-9.

MENVIQ – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1988. *Contribution des activités agricoles à la pollution de certains tributaires du fleuve Saint-Laurent*. Direction de l'assainissement agricole, Québec. Coll. «Assainissement de l'eau», nº 88-3.

MICT – MINISTÈRE DE L'INDUSTRIE, DU COMMERCE ET DE LA TECHNOLOGIE. 1991. *Le secteur manufacturier et le commerce au Québec en 1991*. Direction de l'analyse de la conjoncture industrielle, Québec.

MLCP – MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE. 1992a. *Inventaire de la récolte pour la saison 1991-1992*. Liste informatisée.

MLCP – MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE. 1992b. *La chasse au Québec. Principales règles. 1er avril 1992 au 31 mars 1993*. Québec.

MLCP – MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE. 1992c. *Nombre de trappeurs en zone libre ayant au moins une transaction en 1991-1992*. Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec. Liste informatisée.

MLCP – MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE. 1991a. *Les activités reliées à la faune au Québec – Profil des participants et impact économique en 1990*. Québec.

MLCP – MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE. 1991b. *Liste des ensemencements effectués par le Service d'aménagement et de l'exploitation de la faune en 1990*. Direction régionale de Montréal, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune.

MLCP – MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE. 1991c. *Services journaliers de pêche dans la région de Montréal*. Direction régionale de Montréal.

NOBERT, M. 1990. *Études sur la pêche au Poulamon atlantique à Sainte-Anne-de-la-Pérade.* Hydro-Québec, Vice-présidence Environnement, Montréal.

PARCS CANADA. 1986. *Réserve de parc national de l'Archipel de Mingan. Plan de gestion préliminaire*.

PARCS CANADA. 1985. *Politique de Parcs Canada*.

PÊCHES ET OCÉANS. 1991a. *Les pêches maritimes du Québec – Revue statistique annuelle 1989-1990*. Direction de l'économique, de la statistique et de l'informatique, Division de la statistique et de l'informatique, Québec.

PÊCHES ET OCÉANS. 1991b. *Région du Québec*. Direction de la gestion des pêches et de l'habitat, Québec. Carte à l'échelle de 1 : 1 400 000 des principales espèces débarquées dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent.

PORTS CANADA. 1991. *Tour d'horizon et répertoire*. Services de la Société de Ports Canada, Ottawa.

ROGEL, J.-P. 1990. «Montréal : il n'est pas trop tard...» *Franc-Nord*, supplément Stratégies Saint-Laurent, pp. 3-6.

SERVICE CANADIEN DES PARCS. 1990. *Rapport statistique 1990. Région du Québec. Parcs nationaux, lieux historiques nationaux et canaux historiques nationaux*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Québec.

SERVICE DE LA FAUNE. 1975. *Le rat musqué*. Environnement Canada, Information Canada, Ottawa. Coll. «La faune de l'arrière-pays».

SHOONER inc. (Groupe Environnement). 1991. *Étude exploratoire technico-économique relative à l'exploitation, l'utilisation et la transformation de la biomasse piscicole des réservoirs hydroélectriques*. Préparé pour Hydro-Québec, Vice-présidence Environnement. Vol. 1 : Premier volet de l'étude.

SOCIÉTÉ DES TRAVERSIERS DU QUÉBEC. 1991. *Rapport d'activités 1990-1991*. Québec.

STATISTIQUE CANADA. 1991. *Profil agricole du Québec. Partie 1, Recensement 1991*. Division de l'agriculture. Catalogue 95-335.

SYLVAIN, G. 1991. *La pêche blanche : rétrospective de la saison 1990-1991*. Ville de La Baie, Service des loisirs.

SYLVAIN, G. 1988. *La pêche blanche à ville de La Baie – Étude du milieu environnemental et rétrospective de l'année 1987-1988*. Ville de La Baie.

THÉRIAULT, J. 1991. «La mise en marché des produits biologiques au Québec». Conférence présentée en février 1991.

UQCN – UNION QUÉBÉCOISE POUR LA CONSERVATION DE LA NATURE. 1989. *Inventaire et compilation cartographique d'usages socialement valorisés le long du Saint-Laurent. Rapport d'accompagnement de la mise à jour des cartes intitulées : ressources et usages à proximité des sites aquatiques contaminés ou potentiellement contaminés.* Plan d'action Saint-Laurent et Stratégies Saint-Laurent. Annexe I : Tableaux de relevés. Inventaire d'usages socialement valorisés le long du Saint-Laurent et de la rivière Saguenay.

YOUDE, L. 1990. «Saguenay : se prendre en main». *Franc-Nord*, supplément Stratégies Saint-Laurent, pp. 15-18.

PARTIE 4

Méthode d'intégration et principaux résultats



Centre Saint-Laurent, S. Lalonde

RÉALISATION ET RÉDACTION

Méthode d'intégration et principaux résultats

CONSORTIUM GAUTHIER & GUILLEMETTE CONSULTANTS ET COMMUNICATIONS SCIENCE-IMPACT

Conseiller scientifique :	Pierre Fréchette[1, 2]
Collaboratrices et collaborateurs :	Jean Lebel[2] Jean-Hugues Bédard[1, 2] Serge Lepage[1, 2] Sylvie Trépanier[2] Jean-Marc Gagnon[2] Raynald Chassé Anne Bédard[2]

Avec la collaboration spéciale de Louis Désilets, Edwin Bourget, Pierre Boucher, Gilles Gauthier, Benoît Massicotte, Paul Villeneuve, Marcel Daneau, Gaston Cadrin, et François Lupien, pour la validation des résultats de l'exercice Delphi.

ENVIRONNEMENT CANADA – RÉGION DU QUÉBEC

Centre Saint-Laurent

Conception et orientation :	Nicole Lavigne Hélène Bouchard Michel-A. Provencher
Rédaction :	Hélène Bouchard Jean-François Bibeault

AUTRES CONSULTANTS

Rédactrice :	Mariette Tremblay
Collaborateur spécial :	Pierre Legendre

[1] Intégrateurs des parties socio-économie, biologie et physico-chimie respectivement.

[2] Participants à l'exercice Delphi.

Remarque.- Les membres du comité aviseur présents à l'atelier tenu à Saint-Paulin en juin 1994 ont également participé à la validation des résultats de l'exercice Delphi.

TABLE DES MATIÈRES

Liste des figures v

Liste des tableaux vi

Introduction 1

4.1 Approche méthodologique 3

4.1.1 Sélection des principales caractéristiques du Saint-Laurent 7

4.1.2 Étude du réseau d'influences entre les caractéristiques retenues 8

4.1.2.1 Interprétation de la matrice d'influences 9

4.1.2.2 Interprétation de la matrice d'influences à l'échelle du Saint-Laurent 9

4.1.2.3 Limites d'interprétation liées à la méthode d'intégration 12

4.1.3 Sélection des indicateurs d'état de l'environnement associés à chacune des caractéristiques retenues 13

4.2 Analyse des principaux résultats 15

4.2.1 Caractéristiques retenues 15

4.2.1.1 Le lit du fleuve 16

4.2.1.2 L'eau 16

4.2.1.3 Les ressources biologiques 16

4.2.1.4 Les usages associés aux activités humaines 16

4.2.2 Résultats d'analyse des matrices d'influences 17

4.2.2.1 Résultats par secteur du fleuve 17

4.2.2.2 Résultats à l'échelle du Saint-Laurent 17

4.2.3 Liste d'indicateurs d'état de l'environnement pour chacune des caractéristiques retenues 25

4.2.3.1 Qualité des sédiments 27

4.2.3.2 Qualité de l'eau du fleuve 29

4.2.3.3 Qualité de l'eau des tributaires 30

4.2.3.4 Biodiversité 31

4.2.3.5 Milieux naturels et espèces protégés 31
4.2.3.6 Condition des ressources biologiques 32
4.2.3.7 Transport maritime 33
4.2.3.8 Modifications du fond et de l'hydrodynamique ... 33
4.2.3.9 Modifications des rives 34
4.2.3.10 Rejets d'eaux urbaines usées 35
4.2.3.11 Rejets d'eaux industrielles usées 35
4.2.3.12 Pêche commerciale 36
4.2.3.13 Chasse et pêche sportives 36
4.2.3.14 Accessibilité aux rives et au fleuve 37

Conclusion 39

Références 41

LISTE DES FIGURES

4.1 Démarche suivie pour réaliser le *Rapport-synthèse sur l'état du Saint-Laurent* 2

4.2 Régions hydrographiques du Saint-Laurent 6

4.3 Guide de lecture d'une matrice d'influences 10

4.4 Identification de l'importance relative des caractéristiques du Saint-Laurent 11

LISTE DES TABLEAUX

4.1 Liste des caractéristiques retenues par composante du Saint-Laurent 15

4.2 Matrice des influences directes entre les caractéristiques retenues - Tronçon fluvial 18

4.3 Matrice des influences directes entre les caractéristiques retenues - Estuaire fluvial 19

4.4 Matrice des influences directes entre les caractéristiques retenues - Moyen estuaire et Saguenay 20

4.5 Matrice des influences directes entre les caractéristiques retenues - Estuaire maritime et golfe 21

4.6 Liste des caractéristiques de l'écosystème fluvial les plus influencées par région hydrographique 22

4.7 Liste des caractéristiques de l'écosystème fluvial les plus influentes par région hydrographique..... 23

4.8 Matrice-synthèse des influences directes entre les caractéristiques retenues - Régions hydrographiques et fleuve 26

4.9 Réseau d'interactions à l'échelle du Saint-Laurent: représentation de l'intensité des influences 27

4.10 Indicateurs de l'état de l'environnement associés à chacune des 14 caractéristiques retenues..... 38

Introduction

La démarche adoptée pour réaliser ce bilan de l'état du Saint-Laurent a pour but de dépasser le stade d'une présentation strictement descriptive des données touchant les divers aspects du fleuve. Comme l'indique la figure 4.1, cette étape essentielle a été faite dans les trois premières parties de l'ouvrage où les données les plus récentes sur les aspects physico-chimiques, biologiques et socio-économiques du fleuve ont été présentées. La prochaine étape consiste à mieux cerner les principales composantes affectant le fonctionnement du fleuve et à identifier un nombre limité d'indicateurs pour faciliter l'établissement d'un diagnostic et soutenir le suivi environnemental du Saint-Laurent.

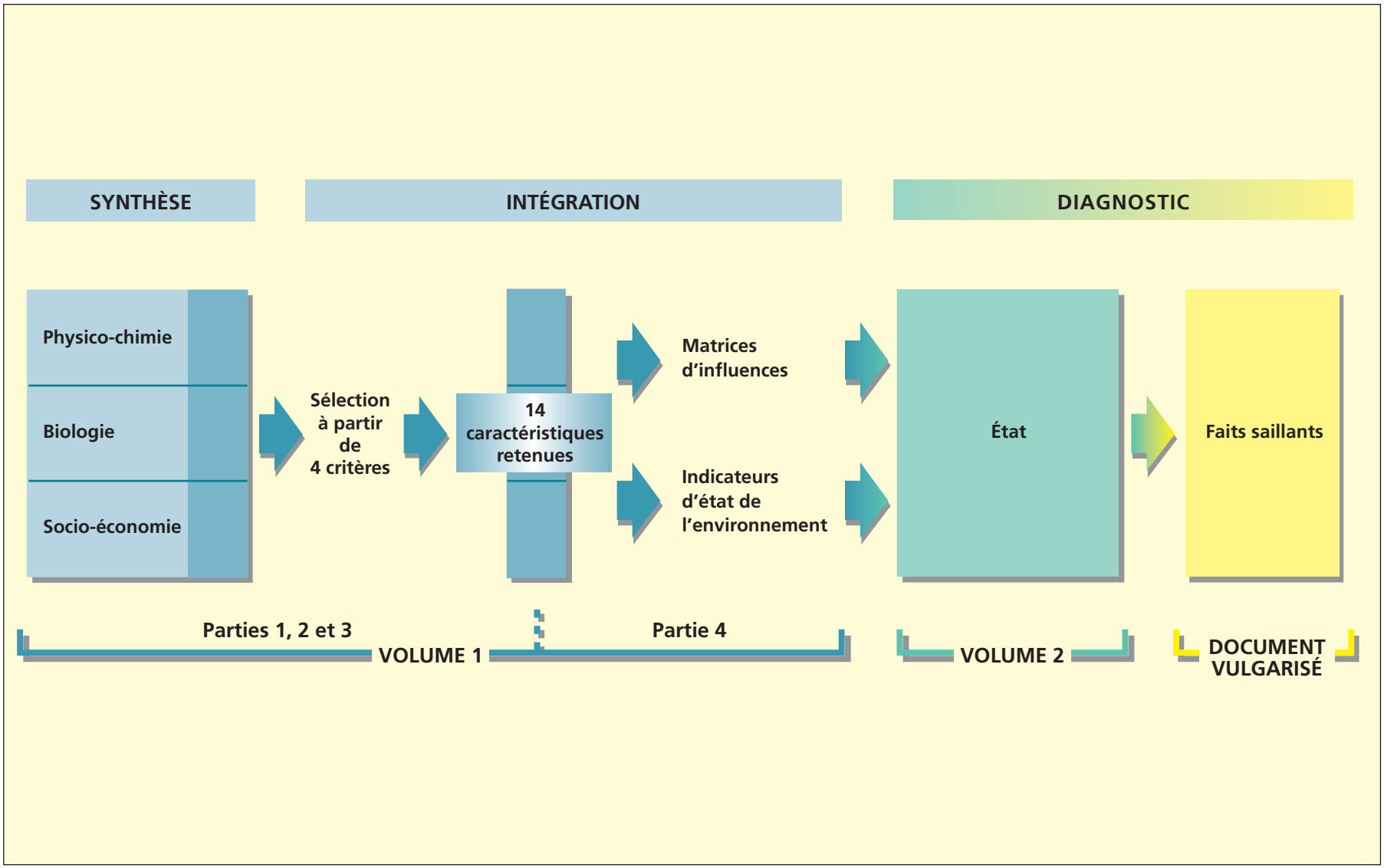
La partie 4 comprend deux chapitres. Le premier chapitre explique tout d'abord l'approche méthodologique qui a été suivie pour atteindre trois objectifs : sélectionner, parmi la somme considérable d'informations, les 14 caractéristiques du Saint-Laurent jugées les plus utiles pour diagnostiquer son état; mieux comprendre le réseau d'influences ou les liens entre les caractéristiques retenues à l'aide d'un outil appelé «matrice d'influences»; et identifier des indicateurs d'état de l'environnement permettant de mesurer l'état de chacune des caractéristiques.

Le second chapitre présente les résultats associés à chacun des objectifs visés par cette démarche : les caractéristiques retenues; celles qui sont les plus influentes et les plus influencées, et ce, pour chaque secteur et à l'échelle du Saint-Laurent; et les indicateurs d'état de l'environnement sélectionnés pour chacune des caractéristiques.

Le diagnostic sur l'état du fleuve, présenté dans le second volume de l'ouvrage, *L'état du Saint-Laurent*, se fonde sur les résultats des matrices d'influences et l'analyse des tendances dégagées à partir des indicateurs d'état de l'environnement qui ont été sélectionnés.

FIGURE 4.1

Démarche suivie pour réaliser le *Rapport-synthèse sur l'état du Saint-Laurent*



4.1

Approche méthodologique

L'étude de la dynamique d'un écosystème est une tâche pour laquelle aucune méthodologie exacte n'est présentement disponible, principalement à cause de la multiplicité et de la nature des interactions en présence. L'analyste doit se positionner entre deux tendances extrêmes que sont, d'une part, la considération de tous les facteurs, mesurables ou non, et, d'autre part, la réduction du problème à un très petit nombre de facteurs plus facilement mesurables. Ces extrêmes reposent sur des conceptions opposées quant à la définition de la meilleure approche scientifique pour réaliser un bilan environnemental le plus complet possible. En fait, le débat qui anime ce type de discussions oppose l'approche analytique ou mécaniste (Lévy, 1989), dont les influences multiples trouvent sans doute leur racine chez le penseur Descartes et son célèbre discours sur la méthode scientifique, élaboré il y a plus de 350 ans, et l'approche systémique ou holiste (Morin, 1982), influencée notamment par la théorie générale des systèmes au cours des années 1945 et 1950. Brièvement, et comme le souligne Le Moigne (1991), ces deux approches s'opposent par rapport à quatre grands éléments définissant la science et le processus d'acquisition et d'utilisation de la connaissance : l'objectif visé par l'observation des faits, le niveau d'analyse, l'identification des liens de causalité et la sélection des éléments à considérer.

Selon l'approche analytique, le premier élément qui définit la connaissance des phénomènes réside dans la capacité de la méthode à énoncer des «vérités» universelles et objectives, indépendamment de l'observateur. L'approche systémique, pour sa part, estime que toute forme de connaissance est issue d'un projet ou d'un intérêt préalable à la recherche. Cette seconde approche remplace le critère de l'évidence des «faits» par celui de la pertinence des résultats. Le présent bilan qui veut apporter un éclairage sur l'état du fleuve s'appuie sur des connaissances scientifiques reconnues mais va plus loin dans la mesure où il est question de dresser un **diagnostic**, c'est-à-dire une évaluation de l'état

du fleuve, de ses ressources et de ses usages. En ce sens, ce rapport s'inspire de l'approche systémique pour compléter une présentation strictement factuelle.

Le second élément, conformément à l'approche analytique, consiste à «découper» la réalité en ses plus petites parties possibles (réductionnisme) afin de mieux les comprendre individuellement, pour les rassembler par la suite sous la forme de théories générales et «universelles». L'approche systémique s'oppose à cette perspective dans la mesure où on reconnaît l'impossibilité de comprendre la totalité d'un système uniquement à partir de ses parties (globalisme). Dans cette perspective, le présent rapport mise sur la compréhension globale du fleuve, soit sur une **intégration** des connaissances relatives à l'état du fleuve, de ses ressources et de ses usages, qui permet de mieux comprendre la dynamique du Saint-Laurent.

Pour sa part, le troisième élément vu sous l'angle de l'approche analytique consiste à établir des rapports de causalité entre les phénomènes observables (déterminisme). Si cette approche est féconde lorsqu'on effectue de la recherche en milieu contrôlé (par exemple, en laboratoire), elle l'est toutefois moins lorsqu'on tente de raisonner en tenant compte des effets de rétroaction et de synergie entre les phénomènes. L'approche systémique tente plutôt d'appréhender le fonctionnement du système dans son ensemble, tout en tenant compte de l'intervention humaine dont les finalités demeurent déterminantes quant à l'évolution même du système. La mise en évidence des **pressions**, de leurs **effets** sur l'écosystème et des **réponses de ce dernier** veut, à ce titre, rendre compte non seulement des connaissances, mais également de leur interprétation dans l'optique d'**un suivi et d'une anticipation** de l'évolution du système du Saint-Laurent qui serviront à une **meilleure gestion** de ce système.

Enfin, l'approche analytique vise l'exhaustivité, c'est-à-dire la recherche d'un nombre toujours croissant de variables et de données afin de mieux comprendre les phénomènes. L'approche systémique reconnaît, pour sa part, une hiérarchie dans ces variables qui n'ont pas toutes le même poids sur le devenir du système. L'approche systémique tente dès lors de définir des variables «agrégats» qui résument la dynamique des sous-variables qui interagissent. Dans l'optique du *Rapport-synthèse sur l'état du Saint-Laurent*, la sélection de **caractéristiques**, puis d'**indicateurs** nous semble répondre à cette idée d'«agrégats» utiles à la compréhension d'un aspect de la complexité du système Saint-Laurent. Nous demeurons toutefois conscients que ces caractéristiques et indicateurs pourront être améliorés, compte tenu qu'ils reflètent nos connaissances et notre compréhension actuelles du système Saint-Laurent. L'approche systémique, qui tient compte des multiples composantes d'un système et des liens entre elles, est donc appliquée à titre exploratoire à l'évaluation de l'état du système complexe qu'est le Saint-Laurent.

L'échelle d'analyse utilisée correspond à celle de la partie québécoise du Saint-Laurent soit de Cornwall jusqu'à Blanc-Sablon sur la rive nord et Gaspé sur la rive sud, en incluant la région des Îles-de-la Madeleine. L'intégration des études sectorielles effectuées sur l'ensemble des caractéristiques physico-chimiques, biologiques et socio-économiques du Saint-Laurent à cette échelle d'analyse constitue un défi à plusieurs points de vue. D'abord, ces études possèdent peu de dénominateurs communs. Ensuite, le milieu étudié est complexe, ses composantes sont hétérogènes, et leurs interactions sont multiples et connues à des degrés variables. Pour tenir compte de ces éléments lors de notre analyse, il a fallu découper le Saint-Laurent en quatre grands secteurs : le tronçon fluvial, l'estuaire fluvial, le moyen estuaire et le Saguenay et finalement l'estuaire maritime et le golfe (figure 4.2).

Méthode d'intégration des informations environnementales

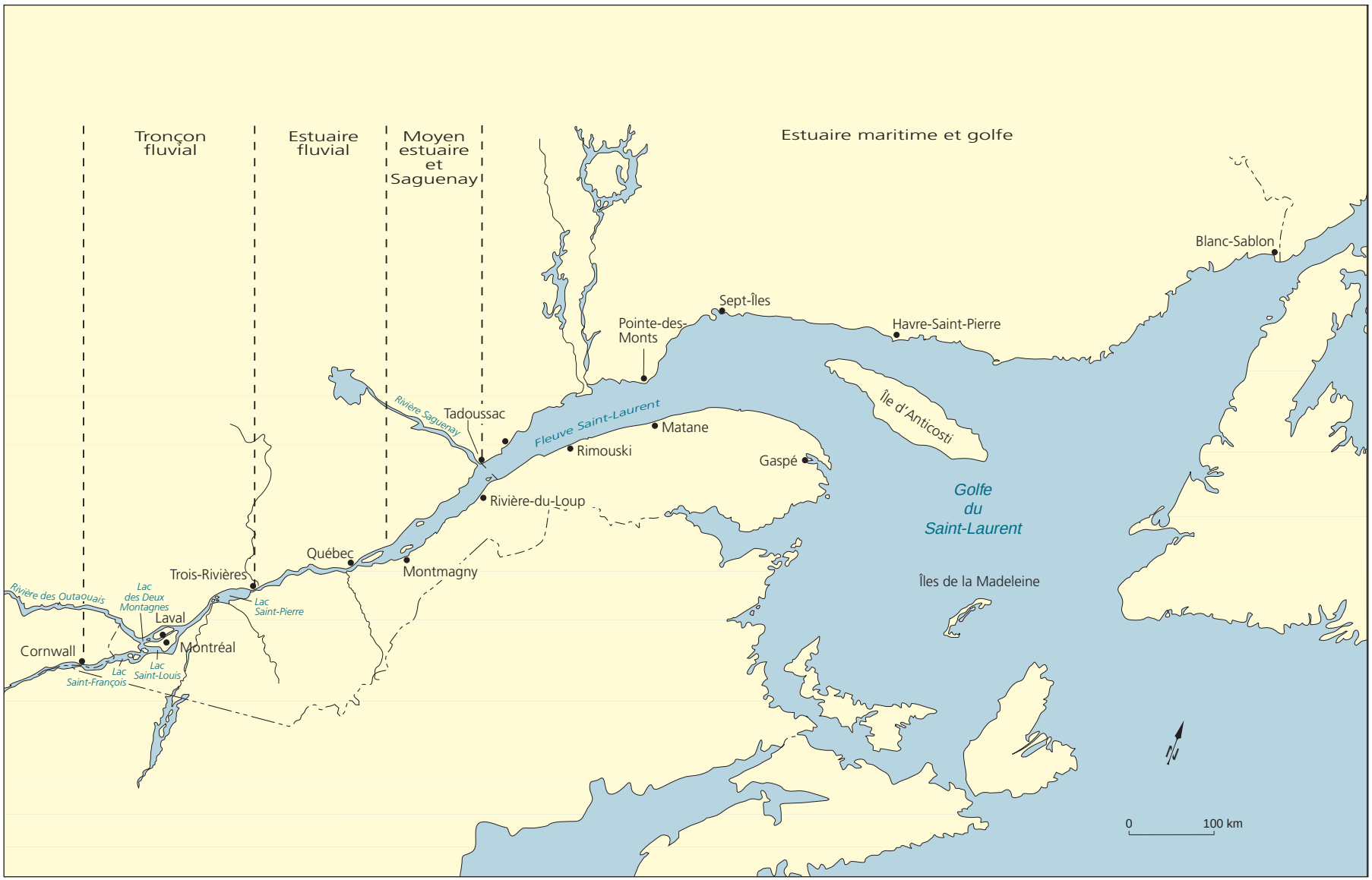
Une équipe multidisciplinaire de scientifiques a collaboré à la rédaction de chacune des trois premières parties de ce volume. Afin de poser un diagnostic clair, les principales caractéristiques physico-chimiques, biologiques et socio-économiques du fleuve qui sont le plus directement liées à son état ont été retenues. Le nombre de caractéristiques identifiées dans chacun des domaines variait, puisqu'il résultait de l'avis des experts qui ont participé à dégager toutes les caractéristiques susceptibles d'avoir une influence, en fonction des connaissances disponibles et sans limite préalablement établie.

Pour déterminer les caractéristiques les plus importantes pour le diagnostic de l'état du fleuve et afin de saisir la portée de leur influence, les auteurs ont adopté la méthode Delphi, souvent utilisée dans les situations où la multiplicité des variables et des interrelations oblige à intégrer de vastes connaissances et des considérations parfois contradictoires d'experts. La méthode Delphi consiste en une méthode qualitative qui a été élaborée pour traiter l'opinion afin d'affiner les analyses dans le but d'améliorer l'appréhension de problèmes complexes et la prise de décision (Prades, 1993). En reconnaissant qu'une part de jugement intuitif entre en jeu dans la gestion des problèmes complexes, la méthode Delphi permet d'assister le jugement en fournissant une technique de capture et d'intégration d'opinions individuelles. On suppose dès lors qu'en mettant en commun le jugement de plusieurs, la réponse du groupe sera meilleure que la meilleure réponse individuelle.

Sachant que le Saint-Laurent constitue un système complexe et étant donné le nombre et la diversité de ses aspects, auxquels s'ajoute la complexité des liens existant entre eux, nous avons fait appel à la méthode Delphi pour sélectionner les caractéristiques jugées les plus utiles et pour analyser le réseau d'interactions de ces caractéristiques.

FIGURE 4.2

Régions hydrographiques du Saint-Laurent



Dans sa forme classique, la méthode Delphi a pour objectif principal de rassembler les opinions d'un groupe d'experts afin d'obtenir leur consensus sur l'importance relative d'un facteur causal concernant un problème particulier. Il faut noter qu'on retrouve plusieurs variantes de la méthode Delphi, compte tenu de la diversité des problèmes abordés. Celle utilisée ici s'inspire davantage de la «Delphi de groupe» (Prades, 1993); les intervenants informés et expérimentés (panel d'experts) ont répondu en sous-groupes aux questions touchant les caractéristiques du fleuve. Par la suite, les résultats ont été discutés collectivement entre les répondants qui ont défendu leurs positions respectives. L'accent a été mis sur l'atteinte d'un consensus. La méthode Delphi a été utilisée pour répondre à deux questions :

a) Quelles sont les caractéristiques principales qui doivent être retenues pour déterminer l'état du fleuve à une échelle globale ?

b) Comment ces caractéristiques s'influencent-elles directement ?

Un noyau de personnes, constitué des responsables de l'intégration des informations pour chacune des trois autres parties du présent volume, a été assisté par une quinzaine d'autres représentants de la communauté scientifique afin de valider leurs conclusions (le lecteur pourra se référer à la liste des crédits de la partie 4 pour connaître les participants à cet exercice).

4.1.1 SÉLECTION DES PRINCIPALES CARACTÉRISTIQUES DU SAINT-LAURENT

Les experts ont d'abord répondu à la première question. Non seulement le choix des caractéristiques les plus pertinentes n'est-il pas chose facile, mais le nombre de caractéristiques retenues doit aussi être restreint afin de pouvoir poser un diagnostic concret et réaliste. Les résultats obtenus sont basés sur les quatre critères de sélection suivants :

a) *La caractéristique doit évoluer dans le temps et dans l'espace; elle ne doit pas être une constante*. En vertu de ce critère, il a fallu se concentrer sur les caractéristiques sensibles aux changements à court terme (environ cinq ans) pour diagnostiquer l'état du fleuve et en améliorer le suivi environnemental. Ainsi, des caractéristiques comme le débit, le niveau de l'eau, les masses d'eau, les courants et la salinité, qui sont les éléments structurants de l'écosystème, ont été rejetées. Ces éléments, de nature physico-chimique, présentent des variations naturelles prévisibles et relativement constantes à long terme; ils sont essentiels à la compréhension du fonctionnement du Saint-Laurent mais ne reflètent pas son état.

b) *La caractéristique doit être présente à l'échelle du Saint-Laurent*. À titre d'exemple, la qualité de l'eau et la biodiversité ont été retenues parce qu'elles sont présentes sur tout le territoire d'étude considéré. De plus, il s'agit de caractéristiques fondamentales de l'écosystème, et en ce sens, il faut tenter de les mesurer et d'en suivre l'évolution. Par contre, une caractéristique beaucoup plus spécifique comme l'érosion des berges par le batillage

a été rejetée parce qu'elle ne peut être observée que dans des zones restreintes du fleuve.

c) *La caractéristique doit influencer l'écosystème fluvial directement.* À titre d'exemple, la qualité de l'eau affecte directement les ressources biologiques qui en dépendent et les usages qu'elle supporte, notamment la baignade. À l'opposé, les rejets agricoles n'ont pas été retenus parce que leur présence dans le Saint-Laurent découle surtout des activités agricoles qui surviennent dans les bassins versants des tributaires. À titre de source diffuse de pollution, ils ont donc été considérés par le biais de la qualité de l'eau des tributaires pour leur contribution à la charge toxique au fleuve.

d) *L'existence de données historiques favorisait mais n'excluait pas le choix d'une caractéristique par rapport à l'autre*. Les données sont parfois disponibles pour de longues périodes permettant d'établir des tendances et de déterminer l'évolution d'une caractéristique donnée. C'est le cas par exemple pour la pêche commerciale, la condition de certaines espèces exprimée par leur abondance et les rejets industriels. Dans le cas d'autres caractéristiques, les données ne sont diponibles que pour une seule année et deviennent alors le point de départ pour suivre leur évolution. C'est ce qui s'est produit notamment avec les superficies de milieux humides qui servent à évaluer la caractéristique «modifications des rives».

Ces critères ont guidé les efforts afin de restreindre le nombre de caractéristiques à considérer. Ils ont permis de retenir en tout 14 caractéristiques qui décrivent utilement, chacune à leur façon, la majorité des dimensions importantes de l'écosystème du Saint-Laurent afin de mieux comprendre son fonctionnement, d'évaluer sa condition et d'en améliorer le suivi environnemental.

Les experts qui ont participé à cet exercice sont d'avis qu'une évaluation de la condition de chacune de ces caractéristiques permettra aux décideurs et à la population d'avoir une image relativement juste et précise de la condition du système. Obtenue à intervalles périodiques, cette image prendra une dimension dynamique et deviendra un outil important dans nos efforts pour suivre et anticiper l'évolution des conditions environnementales du fleuve. De plus, l'évolution des connaissances et la disponibilité de nouvelles informations permettront de modifier dans de prochains bilans cette liste de caractéristiques. On pense, entre autres, aux apports atmosphériques et aux rejets agricoles en rives qui prennent de plus en plus d'importance dans notre compréhension du fonctionnement du fleuve.

4.1.2 ÉTUDE DU RÉSEAU D'INFLUENCES ENTRE LES CARACTÉRISTIQUES RETENUES

Par la suite, les efforts ont porté pour répondre à la seconde question formulée. Une façon pratique d'y voir clair dans le réseau de relations mutuelles entre les caractéristiques retenues est de regrouper les informations dans une matrice d'influences. Cette matrice présente un double intérêt. D'une part, elle rassemble les caractéristiques retenues comme hypothèses causales des variations spatiales et temporelles de l'état du fleuve; elle réunit donc les éléments qui

structurent la réflexion et permet d'établir des points de référence pour réaliser le suivi environnemental. D'autre part, elle décrit un réseau de relations causales et peut ainsi devenir elle-même un objet d'analyse comme nous le verrons plus loin.

4.1.2.1 Interprétation de la matrice d'influences

La matrice d'influences livre deux types d'information. Dans un premier temps, elle permet d'identifier s'il y a ou non une influence directe d'une caractéristique sur une autre. Puis, elle fournit une indication sur l'importance relative d'une caractéristique donnée par rapport aux autres.

Identification des influences entre les caractéristiques

Dans un premier temps, l'influence *directe*, ou de *premier niveau*, de chacune des caractéristiques sur les autres a été identifiée pour chacun des quatre secteurs du Saint-Laurent (figure 4.3). Les influences ont été comptabilisées indépendamment, secteur par secteur. Une hypothèse est sous-jacente à cet exercice : chacune des caractéristiques doit avoir une importance équivalente dans la grille. C'est seulement à cette condition qu'il sera possible de faire la sommation des interactions. Effectivement, dans l'état actuel des connaissances, on ne peut accorder une importance relative aux diverses caractéristiques, parce qu'il y a trop d'impondérables et d'écarts de connaissances entre chacune d'elles. Sachant que parmi la masse d'informations disponibles pour chacun des aspects du fleuve, ces caractéristiques sont toutes ressorties significatives, on leur octroie donc une pondération égale.

Pondération qualitative des influences directes entre les caractéristiques

Après avoir identifié les influences directes entre les caractéristiques, l'intensité de ces influences est ensuite évaluée sur une échelle qualitative : 0 (non significative), 1 (faible), 2 (moyenne) et 3 (forte). Un point d'interrogation (?) signale que l'intensité est inconnue. Enfin, une cellule vide indique que les deux caractéristiques considérées n'ont pas d'influence mutuelle directe connue. Les résultats des sommations servent à indiquer l'importance relative des liens entre chacune des caractéristiques et, par conséquent, l'importance des stress et des effets qui leur sont associés. Ainsi, l'information livrée par une matrice peut se lire de deux façons. En ligne (à l'horizontale), la lecture de la matrice de gauche à droite révèle l'influence subie par chacune des caractéristiques, donc un effet. En colonne (à la verticale), la lecture de la matrice de haut en bas révèle l'influence exercée par chacune des caractéristiques en tête de colonne sur chacune des autres caractéristiques, donc une source de stress (figure 4.4).

4.1.2.2 Interprétation de la matrice d'influences à l'échelle du Saint-Laurent

Les quatre matrices - une par secteur du fleuve - résultant de l'identification et de la pondération des influences directes sont réunies en une seule pour extraire une vision globale du réseau de relations entre les 14 caractéristiques dans l'ensemble de l'écosystème du Saint-Laurent. Cette matrice apporte un niveau supplémentaire à notre compréhension. Il devient alors possible d'ordonner les caractéristiques les unes par rapport aux autres en fonction de deux totaux pour chaque ligne et chaque colonne : le nombre d'influences et le total des pondérations.

FIGURE 4.3

Guide de lecture d'une matrice d'influences

COMPOSANTES		Lit	Eau		Ressources biologiques			Usages		
	CARACTÉRISTIQUES	A	B	C	D	E	F	G	H	. . .
Lit	A	■ ■ ■ ■	3 3 2 0	□ □ □ □	. . .					
Eau	B	0 0 1 1	■ ■ ■ ■	? ? ? ?	. . .					
	C	2 3 3 0	□ □ □ □	■ ■ ■ ■	. . .					
Ressources biologiques	D	⋮	⋮	⋮						
	E									
	F									
Usages	G									
	H									
	. . .									

Légende. – □ Aucune influence directe.

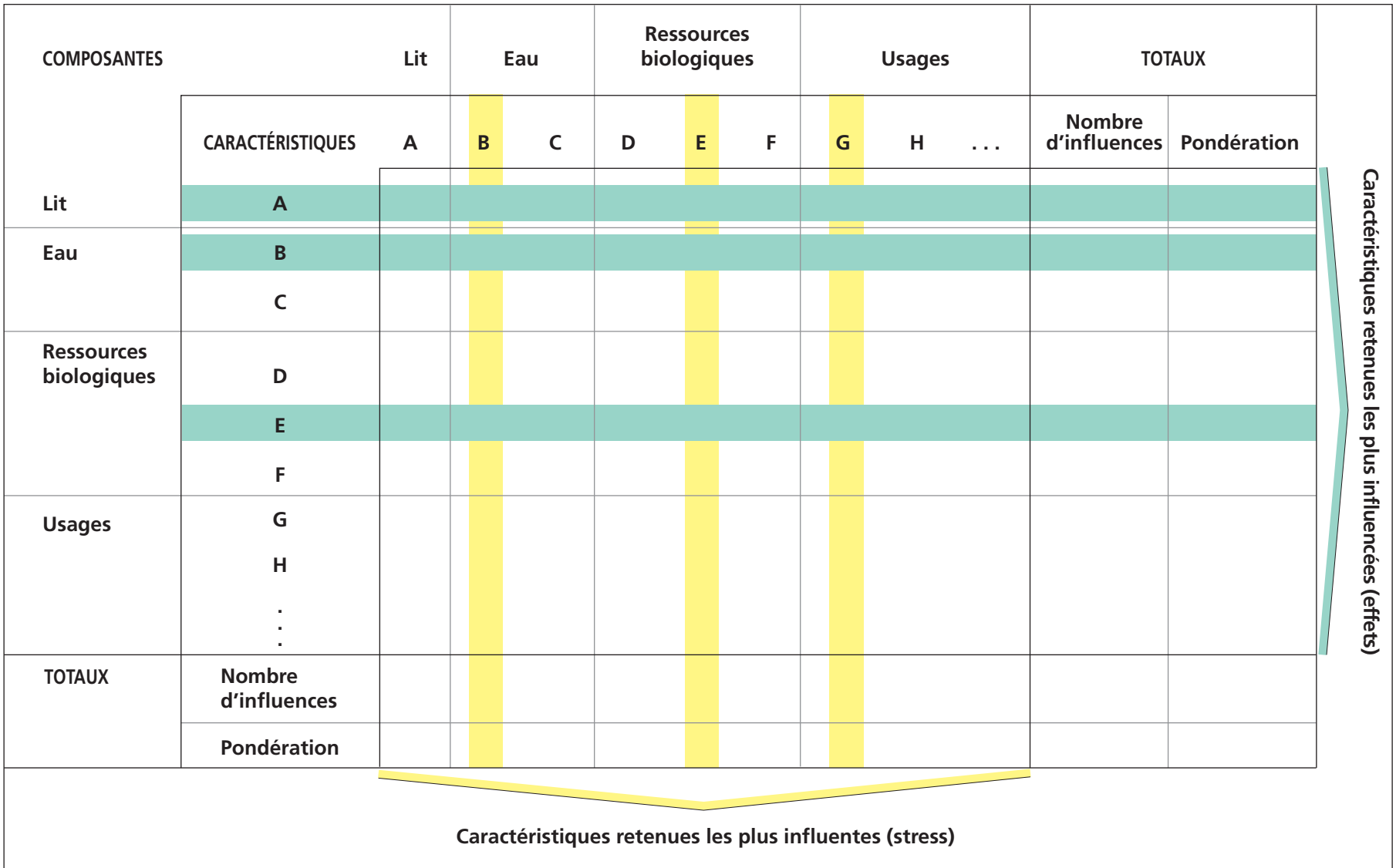
2 Influence directe : 0 non significative; 1 faible; 2 moyenne; 3 forte; ? intensité inconnue.

■ Ne s'applique pas.

Remarque. – Dans tous les cas, les cases réfèrent aux quatre secteurs du fleuve de l'amont vers l'aval : tronçon fluvial; estuaire fluvial; moyen estuaire et Saguenay; estuaire maritime et golfe.

FIGURE 4.4

Identification de l'importance relative des caractéristiques du Saint-Laurent



Les caractéristiques obtenant un pointage dans le sens horizontal (lignes) - caractéristiques influencées - sont liées aux constats environnementaux et à l'évaluation globale de l'état du fleuve dans un certain intervalle de temps. En effet, une amélioration de l'état de ces caractéristiques indiquera une amélioration de l'état de santé de l'écosystème et, par conséquent, pourra signaler que l'effet cumulé ou global de l'ensemble des interventions réalisées auront eu un effet positif sur l'environnement; toutefois, le suivi de ces caractéristiques ne permet pas de faire de liens de cause à effet entre l'évolution observée dans l'état de la caractéristique et une intervention précise.

Les caractéristiques obtenant un pointage dans le sens vertical (colonnes) - caractéristiques influentes - représentent les pressions exercées sur l'écosystème et peuvent ainsi servir à orienter les actions et les interventions, incluant celles sur lesquelles des décideurs peuvent agir.

Notons que certaines caractéristiques sont à la fois influencées et influentes; ce sont des caractéristiques «hybrides». En raison de leurs interactions marquées et combinées dans l'écosystème fluvial, l'amélioration générale de l'état de ces caractéristiques signifiera l'amélioration de la condition générale du Saint-Laurent. Inversement, des indices de perturbation observés pour l'ensemble de ces caractéristiques constitueront une source d'inquiétude. L'ampleur des détériorations combinées pourra signifier que l'équilibre de l'écosystème fluvial est menacé. La conséquence serait la perte cumulée de ressources naturelles et d'usages associés au Saint-Laurent.

4.1.2.3 Limites d'interprétation liées à la méthode d'intégration

Les limites d'interprétation liées à la méthode d'intégration utilisée sont, d'une part, le tamisage des caractéristiques mêmes et, d'autre part, l'attribution d'une valeur d'intensité à chacune des interactions qui reflètent la convergence des opinions des experts ayant participé à la rédaction et ayant été consultés dans le cadre de l'exercice de type Delphi mentionné antérieurement. Certes, l'hypothèse initiale qui attribue un poids relatif identique à chacune des caractéristiques peut être sujette à discussion. Mais il faudrait des pondérations s'éloignant beaucoup de l'unité pour en arriver à des résultats sensiblement différents. Malgré ces limites, nous sommes confiants qu'une autre équipe d'experts ferait sensiblement les mêmes choix de caractéristiques, les mêmes évaluations et atteindrait les mêmes conclusions.

L'approche systémique, l'application de la méthode Delphi et l'utilisation de matrices d'influences nous ont permis de synthétiser et d'intégrer les connaissances actuelles sur le Saint-Laurent d'une manière inédite. L'image générale obtenue constitue une représentation du fonctionnement global du fleuve.

4.1.3 SÉLECTION DES INDICATEURS D'ÉTAT DE L'ENVIRONNEMENT ASSOCIÉS À CHACUNE DES CARACTÉRISTIQUES RETENUES

L'état de chacune des 14 caractéristiques significatives varie dans le temps et dans l'espace. Il est très rare que l'état d'une caractéristique puisse se définir à l'aide d'une seule mesure ou, selon la terminologie que nous utiliserons, d'un seul indicateur d'état de l'environnement (ÉDE). Par exemple, dans le cas des rejets d'eaux industrielles usées, le volume cumulé des émissaires par période ne renseigne que très peu sur la nature et l'importance du stress causé par les rejets. Un indicateur plus complexe qui tiendrait compte de la toxicité relative des substances contenues dans chacun des émissaires et de la charge de chacun (en kilogrammes de substances toxiques par jour) renseignerait davantage.

L'utilisation des indicateurs présente un intérêt pour les décideurs et la population puisqu'ils permettent, avec le temps, de présenter des tendances dans les changements observés dans l'état de l'environnement du Saint-Laurent, de préciser le diagnostic de son état de santé et de supporter les prises de décision liées au fleuve.

La sélection des indicateurs d'ÉDE utilisés pour diagnostiquer l'état du Saint-Laurent a été faite sur la base des critères suivants (Ghanimé, 1990) :

- justesse et rigueur scientifique;
- clarté et facilité de compréhension et d'interprétation;
- compatibilité avec les données existantes;
- utilité ou pertinence en fonction de buts, d'objectifs et des besoins des utilisateurs;
- capacité d'être synthétique et intégrateur;
- sensibilité au changement dans le temps et dans l'espace sur une période d'environ cinq ans;
- capacité de prévision;
- facilité de collecte et de mesure;
- lien explicite et logique à des activités humaines;
- capacité de déterminer des limites d'interprétation;
- facilité d'agrégation (possibilité de générer un indice).

La réponse aux quatre premiers critères a constitué la condition minimale de sélection des indicateurs. Par ailleurs, l'existence de normes, de critères de qualité ou de directives a aussi été retenue comme élément à considérer lors du choix des indicateurs. Les indicateurs retenus n'ayant pas tous la même pertinence à l'échelle du fleuve, nous avons alors procédé à un ajustement de certains indicateurs en fonction des réalités propres à chaque secteur. Par exemple, l'abondance des populations sera considérée pour des espèces différentes entre l'amont (eaux douces) et l'aval (eaux salées) du Saint-Laurent; il en est de même pour les espèces dont on évaluera les prélèvements.

L'application de ces critères a permis de retenir plus d'une vingtaine d'indicateurs d'état de l'environnement permettant de mesurer l'état des 14 caractéristiques du Saint-Laurent retenues pour diagnostiquer son état de santé. Bien que les indicateurs sélectionnés présentent certaines limites spatiales ou temporelles et qu'ils ne répondent pas à toutes les préoccupations relatives à l'état du Saint-Laurent, ils demeurent des outils de communication utiles pour transmettre les informations les plus récentes qui sont disponibles sur les diverses caractéristiques retenues. De plus, ils pourront être améliorés, et dans certains cas remplacés, par des mesures plus efficaces, au fur et à mesure qu'évolueront les connaissances sur le fleuve.

4.2

Analyse des principaux résultats

La méthode d'intégration des informations environnementales a permis d'obtenir une liste des principales caractéristiques du Saint-Laurent et des indicateurs d'état de l'environnement qui leur sont associés. Elle a aussi favorisé une meilleure connaissance du réseau d'influences des caractéristiques retenues. Le présent chapitre montre ces résultats qui constituent le fondement du diagnostic de l'état de santé du fleuve établi dans le second volume *L'état du Saint-Laurent*.

4.2.1 CARACTÉRISTIQUES RETENUES

Au nombre de 14, les caractéristiques du Saint-Laurent qui ont été retenues pour poser le diagnostic de son état de santé se regroupent en quatre grandes composantes de l'écosystème fluvial : le lit du fleuve, l'eau, les ressources biologiques et les usages associés aux activités humaines (tableau 4.1).

TABLEAU 4.1
Liste des caractéristiques retenues par composante du Saint-Laurent

Composante	Caractéristique retenue
Lit du fleuve	Qualité des sédiments
Eau	Qualité de l'eau du fleuve Qualité de l'eau des tributaires
Ressources biologiques	Biodiversité Milieux naturels et espèces protégés Condition des ressources biologiques
Usages associés aux activités humaines	Transport maritime Modifications du fond et de l'hydrodynamique Modifications des rives Rejets d'eaux urbaines usées Rejets d'eaux industrielles usées Pêche commerciale Chasse et pêche sportives Accessibilité aux rives et au fleuve

4.2.1.1 Le lit du fleuve

La qualité des sédiments est une caractéristique déterminante de la condition du fleuve. Les substances toxiques sont presque toujours transportées par ces sédiments ou encore y aboutissent tôt ou tard. En ce sens, les sédiments sont un élément-clé dans le réseau écologique fluvial, et l'établissement de l'état du Saint-Laurent passe par une connaissance détaillée de cette caractéristique.

4.2.1.2 L'eau

Deux caractéristiques faisant partie de cette composante ont été retenues : la *qualité de l'eau du fleuve et la qualité de l'eau des tributaires*. Dans un cas comme dans l'autre, la notion de qualité se heurte à des difficultés de mesure. Néanmoins, des propositions sont faites pour contourner ces problèmes et pour obtenir, à l'aide de divers paramètres, une caractérisation satisfaisante de la qualité des eaux du Saint-Laurent.

4.2.1.3 Les ressources biologiques

La *biodiversité* aurait pu être l'unique caractéristique retenue car elle constitue une notion intégratrice de la qualité des communautés vivantes. Cependant, des difficultés méthodologiques alourdissent les tentatives pour apprécier cet aspect des communautés vivantes, mais l'effort pour le faire demeure indispensable. Compte tenu de l'état des connaissances actuelles, on conserve cette notion comme caractéristique distincte pour assurer la présence de ce concept dans l'évaluation de l'état du fleuve. On identifie également d'autres caractéristiques. Les *milieux naturels et les espèces protégés* ont été retenus malgré le lien de cette caractéristique avec une décision d'intervention. L'adoption de mesures influençant cette caractéristique pourrait avoir de fortes conséquences sur l'état du Saint-Laurent puisque des espèces et des habitats pourraient être plus ou moins exposés aux pressions selon, notamment, le statut de protection accordé. Enfin, la *condition des ressources biologiques* est une autre caractéristique qui en dit long sur la condition du milieu. Le dynamisme démographique et la condition des animaux mêmes (état de santé, degré de contamination, fréquence de malformations et de tumeurs, etc.) vont renseigner sur la qualité de leur habitat.

4.2.1.4 Les usages associés aux activités humaines

Pas moins de huit caractéristiques appartiennent à cette composante. Le *transport maritime* est une caractéristique importante avec les risques qu'il représente pour l'écosystème du Saint-Laurent. Les *modifications du fond et de l'hydrodynamique* est une caractéristique qui peut avoir des effets considérables sur l'écosystème, même si ces derniers sont rarement mis en évidence sans équivoque; on y inclut le dragage d'entretien, la régularisation des niveaux d'eau et la production d'énergie. Les *modifications des rives* constituent aussi une caractéristique majeure quand on sait que le Saint-Laurent de cette fin de siècle ne compte plus qu'une fraction des milieux littoraux qui le caractérisaient au début de la colonie. Plusieurs ressources biologiques sont fortement liées à ces milieux littoraux à l'une ou l'autre des phases de leur cycle vital. Les *rejets d'eaux urbaines usées et les rejets d'eaux industrielles usées* peuvent affecter les communautés vivantes, empoisonner les organismes qui les composent et, dans les cas extrêmes, rendre leurs habitats impropres à leur survie. Ces rejets peuvent aussi affecter la qualité

physico-chimique et bactérienne de l'eau à un degré tel que l'homme lui-même est menacé. Enfin, deux catégories d'activités de prélèvements, la *pêche commerciale* et la *chasse et la pêche sportives* ont été retenues en raison des interactions multiples que ces caractéristiques entretiennent avec divers aspects du milieu fluvial. Des modifications importantes dans les quantités ou les modes de prélèvement par l'une ou l'autre de ces activités peuvent influencer fortement l'ensemble des communautés biologiques. Finalement, *l'accessibilité aux rives et au fleuve* a été identifiée comme un des usages les plus sensibles de la condition du Saint-Laurent. L'ensemble des activités récréatives ou autres, impliquant l'utilisation des rives ou des ressources du fleuve, sont très influencées par la condition de l'eau en général mais aussi par plusieurs autres éléments tels que les aspects esthétiques et la facilité d'accès aux rives et au fleuve.

4.2.2 RÉSULTATS D'ANALYSE DES MATRICES D'INFLUENCES

Comme nous l'avons mentionné précédemment, l'analyse des matrices d'influences résultant de l'application de la méthode Delphi nous renseigne, d'une part sur les nombreux liens directs existant entre les caractéristiques et, d'autre part sur l'importance relative de ces liens, et ce, pour chaque région hydrographique et à l'échelle du Saint-Laurent.

4.2.2.1 Résultats par secteur du fleuve

Les résultats par région hydrographique sont présentés aux tableaux 4.2, 4.3, 4.4 et 4.5, où les influences directes et leurs pondérations sont identifiées pour chacune des caractéristiques. Quant aux tableaux 4.6 et 4.7, ils identifient respectivement, par ordre décroissant d'importance, les caractéristiques les plus influencées et les plus influentes de chacune des quatre régions hydrographiques.

En ce qui concerne les caractéristiques influencées, il ressort que leur ordre d'importance est semblable d'un secteur à l'autre du fleuve. Ainsi, la condition des ressources biologiques et l'accessibilité aux rives et au fleuve sont les deux caractéristiques les plus influencées, peu importe le secteur considéré. On note également que plus on se déplace vers l'aval, plus la pêche commerciale est influencée. Quant au transport maritime, son influence se fait sentir dans les deux premiers tronçons.

Quant aux caractéristiques influentes, on constate que les rejets d'eaux industrielles usées arrivent au premier rang d'importance dans tous les secteurs, suivis de près par la qualité de l'eau des tributaires et la qualité de l'eau du fleuve. En allant de l'amont vers l'aval, on constate que la condition des ressources biologiques devient de plus en plus influente, étant donné que les autres caractéristiques sont moins présentes et qu'elles exercent, par conséquent, moins d'influence.

4.2.2.2 Résultats à l'échelle du Saint-Laurent

Les quatre matrices présentées pour chacune des régions hydrographiques ont été réunies en une seule pour extraire une vision globale du réseau de relations entre les 14 caractéristiques dans l'ensemble de l'écosystème du Saint-Laurent. Cette matrice apporte un niveau additionnel d'information. Il devient alors possible d'ordonner les caractéristiques en fonction de la somme totale des influences que chacune d'entre elles peut subir (effet) ou causer (stress) à l'échelle

TABLEAU 4.2

Matrice des influences directes entre les caractéristiques retenues – Tronçon fluvial

Composantes de l'écosystème fluvial	Numéro	Caractéristiques	Caractéristiques														TOTAUX (EFFETS)	
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	Nombre de caractéristiques influentes	Pondération des effets
Lit du fleuve	1	Qualité des sédiments		3	3					0		1	3				5	10
Eau	2	Qualité de l'eau du fleuve			3				1	1		2	3				5	10
	3	Qualité de l'eau des tributaires																
Ressources biologiques	4	Biodiversité					2	?	3		?						4	5 + ?
	5	Milieux naturels et espèces protégés						?									1	?
	6	Condition des ressources biologiques	3	3	3	2	2		2	1	3		3	3	2		11	27
Usages associés aux activités humaines	7	Transport maritime								1							1	1
	8	Modifications du fond et de l'hydrodynamique																
	9	Modifications des rives							0								1	0
	10	Rejets d'eaux urbaines usées																
	11	Rejets d'eaux industrielles usées																
	12	Pêche commerciale						3							1		2	4
	13	Chasse et pêche sportives					1	2						2		1	4	6
	14	Accessibilité aux rives et au fleuve		3	3		2		1		3	3	3				7	18
TOTAUX (STRESS)	**Nombre de caractéristiques influencées**		1	3	4	1	4	4	5	4	3	3	4	2	2	1	41/41	
	Pondération des stress		3	9	12	2	7	5 + ?	7	3	6 + ?	6	12	5	3	1		(81 + ?)/(81 + ?)

Légende

Case vide : aucune influence directe
Influence directe : 0 (non significative)
Influence directe : 1 (faible)
Influence directe : 2 (moyenne)
Influence directe : 3 (forte)
Influence directe : ? (intensité inconnue)

TABLEAU 4.3

Matrice des influences directes entre les caractéristiques retenues – Estuaire fluvial

Composantes de l'écosystème fluvial	Numéro	Caractéristiques	Caractéristiques														TOTAUX (EFFETS)	
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	Nombre de caractéristiques influentes	Pondération des effets
Lit du fleuve	1	Qualité des sédiments		3	2					0		1	3				5	9
Eau	2	Qualité de l'eau du fleuve			2				0	1		2	3				5	8
	3	Qualité de l'eau des tributaires																
Ressources biologiques	4	Biodiversité					1	?	3		?						4	4 + ?
	5	Milieux naturels et espèces protégés						?									1	?
	6	Condition des ressources biologiques	3	3	3	1	1		1	1	3		3	3	1		11	23
Usages associés aux activités humaines	7	Transport maritime								1							1	1
	8	Modifications du fond et de l'hydrodynamique																
	9	Modifications des rives							0								1	0
	10	Rejets d'eaux urbaines usées																
	11	Rejets d'eaux industrielles usées																
	12	Pêche commerciale						3							1		2	4
	13	Chasse et pêche sportives					1	2						2		1	4	6
	14	Accessibilité aux rives et au fleuve		3	3		2		0		2	3	3				7	16
TOTAUX (STRESS)	**Nombre de caractéristiques influencées**		1	3	4	1	4	4	5	4	3	3	4	2	2	1	41/41	
	Pondération des stress		3	9	10	1	5	5 + ?	4	3	5 + ?	6	12	5	2	1		(71 + ?)/(71 + ?)

Légende

Case vide : aucune influence directe
Influence directe : 0 (non significative)
Influence directe : 1 (faible)
Influence directe : 2 (moyenne)
Influence directe : 3 (forte)
Influence directe : ? (intensité inconnue)

TABLEAU 4.4

Matrice des influences directes entre les caractéristiques retenues – Moyen estuaire et Saguenay

Composantes de l'écosystème fluvial	Numéro	Caractéristiques	Caractéristiques														TOTAUX (EFFETS)	
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	Nombre de caractéristiques influentes	Pondération des effets
Lit du fleuve	1	Qualité des sédiments		2	0					0		0	2				5	4
Eau	2	Qualité de l'eau du fleuve			1				0	0		1	1				5	3
	3	Qualité de l'eau des tributaires																
Ressources biologiques	4	Biodiversité					0	0	0		?						4	0 + ?
	5	Milieux naturels et espèces protégés						?									1	?
	6	Condition des ressources biologiques	2	2	2	0	0		0	0	1		2	3	0		11	12
Usages associés aux activités humaines	7	Transport maritime								0							1	0
	8	Modifications du fond et de l'hydrodynamique																
	9	Modifications des rives							0								1	0
	10	Rejets d'eaux urbaines usées																
	11	Rejets d'eaux industrielles usées																
	12	Pêche commerciale						3							0		2	3
	13	Chasse et pêche sportives					1	1						0		0	4	2
	14	Accessibilité aux rives et au fleuve		1	1		2		0		1	2	2				7	9
TOTAUX (STRESS)	**Nombre de caractéristiques influencées**		1	3	4	1	4	4	5	4	3	3	4	2	2	1	41 / 41	
	Pondération des stress		2	5	4	0	3	4 + ?	0	0	2 + ?	3	7	3	0	0		(33 + ?) / (33 + ?)

Légende

Case vide : aucune influence directe
Influence directe : 0 (non significative)
Influence directe : 1 (faible)
Influence directe : 2 (moyenne)
Influence directe : 3 (forte)
Influence directe : ? (intensité inconnue)

TABLEAU 4.5

Matrice des influences directes entre les caractéristiques retenues – Estuaire maritime et golfe

Composantes de l'écosystème fluvial	Numéro	Caractéristiques	Caractéristiques														TOTAUX (EFFETS)	
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	Nombre de caractéristiques influentes	Pondération des effets
Lit du fleuve	1	Qualité des sédiments		1	0					0		0	1				5	2
Eau	2	Qualité de l'eau du fleuve			0				0	0		1	1				5	2
	3	Qualité de l'eau des tributaires																
Ressources biologiques	4	Biodiversité					0	0	0		?						4	0 + ?
	5	Milieux naturels et espèces protégés						?									1	?
	6	Condition des ressources biologiques	1	1	1	0	0		0	0	1		1	3	0		11	8
Usages associés aux activités humaines	7	Transport maritime								0							1	0
	8	Modifications du fond et de l'hydrodynamique																
	9	Modifications des rives							0								1	0
	10	Rejets d'eaux urbaines usées																
	11	Rejets d'eaux industrielles usées																
	12	Pêche commerciale						3							0		2	3
	13	Chasse et pêche sportives					1	0						1		0	4	2
	14	Accessibilité aux rives et au fleuve		1	1		2		0		1	1	1				7	7
TOTAUX (STRESS)	**Nombre de caractéristiques influencées**		1	3	4	1	4	4	5	4	3	3	4	2	2	1	41 / 41	
	Pondération des stress		1	3	2	0	3	3 + ?	0	0	2 + ?	2	4	4	0	0		(24 + ?) / (24 + ?)

Légende

Case vide : aucune influence directe
Influence directe : 0 (non significative)
Influence directe : 1 (faible)
Influence directe : 2 (moyenne)
Influence directe : 3 (forte)
Influence directe : ? (intensité inconnue)

TABLEAU 4.6
Liste des caractéristiques de l'écosystème fluvial les plus influencées par région hydrographique

Tronçon fluvial	Estuaire fluvial	Moyen estuaire et Saguenay	Estuaire maritime et golfe
1. Condition des ressources biologiques	1. Condition des ressources biologiques	1. Condition des ressources biologiques	1. Condition des ressources biologiques
2. Accessibilité aux rives et au fleuve	2. Accessibilité aux rives et au fleuve	2. Accessibilité aux rives et au fleuve	2. Accessibilité aux rives et au fleuve
3. a) Qualité des sédiments b) Qualité de l'eau du fleuve	3. Qualité des sédiments	3. Qualité des sédiments	3. Pêche commerciale
4. Chasse et pêche sportives	4. Qualité de l'eau du fleuve	4. a) Qualité de l'eau du fleuve b) Pêche commerciale	4. a) Qualité des sédiments b) Qualité de l'eau du fleuve c) Chasse et pêche sportives
5. Biodiversité	5. Chasse et pêche sportives	5. Chasse et pêche sportives	5. Biodiversité
6. Pêche commerciale	6. Biodiversité	6. Biodiversité	
7. Transport maritime	7. Pêche commerciale		
	8. Transport maritime		

Remarque. – Les caractéristiques sont présentées par ordre décroissant d'importance, en fonction du nombre et de l'intensité des liens directs entre elles.

du fleuve. Ceci permet de les ordonner les unes par rapport aux autres. Si on lit cette matrice d'influences (tableau 4.8) de gauche à droite (en ligne), on peut identifier les caractéristiques (en tête de ligne) qui sont soumises au plus grand nombre d'influences. À titre d'exemple, à la ligne 1 de la matrice, on voit que la qualité des sédiments est influencée par cinq caractéristiques (en tête de colonne) : la qualité de l'eau du fleuve (nº 2), la qualité de l'eau des tributaires (nº 3), les modifications du fond et de l'hydrodynamique (nº 8), les rejets d'eaux urbaines usées (nº 10) et les rejets d'eaux industrielles usées (nº 11).

Des points d'interrogation dans la matrice soulignent notre compréhension partielle ou nulle d'une interrelation de deux caractéristiques. Par exemple, nous présumons que les modifications des rives par diverses activités humaines auront des conséquences sur la biodiversité. En affectant des habitats, en restreignant leur superficie et en y faisant disparaître des ressources, les communautés seront sans doute influencées : toutefois, nous ne savons pas clairement comment cette interaction va s'exprimer. Il en est de même pour l'influence exercée par la condition des ressources biologiques. Pour cette raison, bien que la biodiversité subisse l'influence de quatre caractéristiques, l'intensité de cette influence totalise 9 unités auxquelles s'ajoute un point d'interrogation. On la classe toutefois parmi les sept caractéristiques qui subissent le plus d'influences à cause, principalement, des limites de nos connaissances.

TABLEAU 4.7

Liste des caractéristiques de l'écosystème fluvial les plus influentes par région hydrographique

Tronçon fluvial	Estuaire fluvial	Moyen estuaire et Saguenay	Estuaire maritime et golfe
1. a) Rejets d'eaux industrielles usées b) Qualité de l'eau des tributaires	1. Rejets d'eaux industrielles usées	1. Rejets d'eaux industrielles usées	1. a) Rejets d'eaux industrielles usées b) Pêche commerciale
2. Qualité de l'eau du fleuve	2. Qualité de l'eau des tributaires	2. Qualité de l'eau du fleuve	2. a) Condition des ressources biologiques b) Milieux naturels et espèces protégés c) Qualité de l'eau du fleuve
3. a) Transport maritime b) Milieux naturels et espèces protégés	3. Qualité de l'eau du fleuve	3. a) Condition des ressources biologiques b) Qualité de l'eau des tributaires	3. a) Qualité de l'eau des tributaires b) Modifications des rives c) Rejets d'eaux urbaines usées
4. a) Modifications des rives b) Rejets d'eaux urbaines usées	4. Rejets d'eaux urbaines usées	4. a) Milieux naturels et espèces protégés b) Rejets d'eaux urbaines usées c) Pêche commerciale	4. Qualité des sédiments
5. a) Condition des ressources biologiques b) Pêche commerciale	5. a) Condition des ressources biologiques b) Modifications des rives c) Milieux naturels et espèces protégés d) Pêche commerciale	5. a) Modifications des rives b) Qualité des sédiments	
6. a) Chasse et pêche sportives b) Qualité des sédiments	6. Transport maritime		
7. Accessibilité aux rives et au fleuve	7. a) Modifications du fond et de l'hydrodynamique b) Qualité des sédiments		
	8. Chasse et pêche sportives		
	9. a) Biodiversité b) Accessibilité aux rives et au fleuve		

Remarque. – Les caractéristiques sont présentées par ordre décroissant d'importance, en fonction du nombre et de l'intensité des liens directs entre elles.

À l'échelle du Saint-Laurent, les caractéristiques les plus influencées (en tête de ligne) sont, dans un ordre décroissant :

- la condition des ressources biologiques (influencée par 11 caractéristiques, 70 unités d'intensité);
- l'accessibilité aux rives et au fleuve (par sept caractéristiques, 50 unités);

- la qualité des sédiments (par cinq caractéristiques, 25 unités);
- la qualité de l'eau du fleuve (par cinq caractéristiques, 23 unités);
- la chasse et la pêche sportives (par quatre caractéristiques, 16 unités);
- la pêche commerciale (par deux caractéristiques, 14 unités);
- la biodiversité (par quatre caractéristiques, 9 + ? unités).

Parmi les autres caractéristiques, le transport maritime n'est influencé que par une seule caractéristique, soit les modifications du fond et de l'hydrodynamique. On ne peut pas pour le moment qualifier l'influence de la condition des ressources biologiques sur les milieux naturels et les espèces protégés. Enfin, cinq caractéristiques de l'écosystème fluvial ne font l'objet d'aucune influence; elles ressortent avec une absence de pointage : la qualité de l'eau des tributaires (influences subies hors de notre contexte d'étude), les modifications du fond et de l'hydrodynamique, les modifications des rives, les rejets d'eaux urbaines usées et les rejets d'eaux industrielles usées.

En lisant la matrice d'influences de haut en bas (en colonne), il est possible d'identifier par ordre décroissant d'importance les huit caractéristiques les plus influentes (en tête de colonne) de l'écosystème fluvial :

- les rejets d'eaux industrielles usées (influencent quatre caractéristiques, 35 unités d'intensité);
- la qualité de l'eau des tributaires (quatre caractéristiques, 28 unités);
- la qualité de l'eau du fleuve (trois caractéristiques, 26 unités);
- les milieux naturels et les espèces protégés (quatre caractéristiques, 18 unités);
- la condition des ressources biologiques (quatre caractéristiques, 17 unités + ?);
- les rejets d'eaux urbaines usées (trois caractéristiques, 17 unités);
- la pêche commerciale (deux caractéristiques, 17 unités);
- les modifications des rives (trois caractéristiques, 15 unités).

La qualité des sédiments n'apparaît pas dans cette liste parce qu'elle influence une seule caractéristique, soit la condition des ressources biologiques. À noter cependant que cette influence est importante puisque les organismes benthiques, maillons d'une chaîne alimentaire, constituent une voie de transfert des contaminants entre les sédiments et les niveaux trophiques supérieurs. Elle diminue à mesure qu'on se déplace vers l'aval du fleuve, à partir du moyen estuaire, à cause des conditions hydrodynamiques et physiographiques qui y prévalent.

Certaines particularités ne ressortent pas à l'échelle du fleuve, mais uniquement par secteur. L'influence du transport maritime sur la biodiversité, par exemple, est accentuée seulement dans le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial. La chasse et la pêche sportives de même que la biodiversité agissent surtout dans le tronçon fluvial. Enfin, les modifications du fond et de l'hydrodynamique ainsi que l'accessibilité aux rives et au fleuve exercent en général de faibles influences ou des influences non significatives.

Quand on examine le réseau de relations entre les caractéristiques secteur par secteur, en allant de l'amont vers l'aval (tableau 4.8), on voit diminuer l'intensité des influences (de 81 dans le tronçon fluvial à 71 dans l'estuaire fluvial, à 33 dans le moyen estuaire et le Saguenay et à 24 dans l'estuaire maritime et le golfe). Il semble clair que les interactions des caractéristiques retenues s'intensifient dans la partie amont de l'écosystème. Les choses se passent comme si, en aval, l'écosystème avait une plus grande capacité d'absorption des effets négatifs et était moins influencé par l'homme, ou probablement les deux à la fois. Le tableau 4.9 fait ressortir le réseau d'interactions des caractéristiques les plus influencées avec les caractéristiques les plus influentes à l'échelle du Saint-Laurent en fonction de l'intensité des influences directes qui ont été identifiées.

Finalement, à l'échelle du fleuve, on remarque que quatre caractéristiques sont fortement influencées mais exercent en parallèle des influences marquées sur l'écosystème; étant à la fois influencées et influentes, ce sont des caractéristiques dites «hybrides». En voici la liste, par ordre décroissant d'importance :

- la condition des ressources biologiques;
- la qualité de l'eau du fleuve;
- la pêche commerciale;
- la qualité des sédiments.

Dans une perspective de suivi environnemental, ces caractéristiques offrent un intérêt particulier.

4.2.3 LISTE D'INDICATEURS D'ÉTAT DE L'ENVIRONNEMENT POUR CHACUNE DES CARACTÉRISTIQUES RETENUES

Nous présentons ici diverses mesures pour chacune des 14 caractéristiques et le choix qui a été fait pour s'en servir comme indicateur dans le cadre du présent bilan sur l'état de l'environnement du Saint-Laurent. En cours de route, nous signalerons celles qui sont déjà utilisées dans différents contextes. Le cas échéant, nous ferons des recommandations afin d'améliorer celles qui existent ou encore sur l'avantage qu'il y aurait à les remplacer par d'autres plus robustes ou plus précises. L'analyse des tendances résultant de l'utilisation de ces indicateurs sera faite dans le volume 2 du présent ouvrage.

TABLEAU 4.8
Matrice-synthèse des influences directes entre les caractéristiques retenues – Régions hydrographiques et fleuve

| Composantes de l'écosystème fluvial | Numéro | Caractéristiques | 1 Qualité des sédiments | | | | 2 Qualité de l'eau du fleuve | | | | 3 Qualité de l'eau des tributaires | | | | 4 Biodiversité | | | | 5 Milieux naturels et espèces protégés | | | | 6 Condition des ressources biologiques | | | | 7 Transport maritime | | | | 8 Modifications du fond et de l'hydrodynamique | | | | 9 Modifications des rives | | | | 10 Rejets d'eaux urbaines usées | | | | 11 Rejets d'eaux industrielles usées | | | | 12 Pêche commerciale | | | | 13 Chasse et pêche sportives | | | | 14 Accessibilité aux rives et au fleuve | | | | TOTAUX PAR RÉGION HYDROGRAPHIQUE | | | | | | | | TOTAUX À L'ÉCHELLE DU FLEUVE (EFFETS) | |
|---|---|---

TABLEAU 4.9

Réseau d'interactions à l'échelle du Saint-Laurent : représentation de l'intensité des influences

Caractéristiques les plus influencées

Fleuve	TF	EF	ME	EM
1. Condition des ressources biologiques	27	23	12	8
2. Accessibilité aux rives et au fleuve	18	16	9	7
3. Qualité des sédiments	10	9	4	2
4. Qualité de l'eau du fleuve	10	8	3	2
5. Chasse et pêche sportives	6	6	2	2
6. Pêche commerciale	4	4	3	3
7. Biodiversité	5 + ?	4 + ?	0 + ?	0 + ?

Caractéristiques les plus influentes

Fleuve	TF	EF	ME	EM
1. Rejets d'eaux industrielles usées	12	12	7	4
2. Qualité de l'eau des tributaires	12	10	4	2
3. Qualité de l'eau du fleuve	9	9	5	3
4. Milieux naturels et espèces protégés	7	5	3	3
5. Condition des ressources biologiques	5 + ?	5 + ?	4 + ?	3 + ?
6. Rejets d'eaux urbaines usées	6	6	3	2
7. Pêche commerciale	5	5	3	4
8. Modifications des rives	6 + ?	5 + ?	2 + ?	2 + ?

Légende. – TF : tronçon fluvial; EF : estuaire fluvial; ME : moyen estuaire et Saguenay; EM : estuaire maritime et golfe.

4.2.3.1 Qualité des sédiments

a) Teneur absolue en substances toxiques (métaux et composés organiques);

b) toxicité dynamique des sédiments;

c) indice de dépassement de seuils d'effets sur les organismes benthiques.

Pour le moment, nous possédons une banque considérable de données descriptives sur la charge de matières toxiques des sédiments. Cette information, même cartographiée (nous en avons donné plusieurs exemples dans la partie 1 du présent volume), a une utilité restreinte puisqu'elle ne tient pas compte, entre autres, de la granulométrie des sédiments ni de la profondeur à laquelle sont enfouies les substances toxiques. Les mesures actuelles ne tiennent pas compte non plus de la dynamique du site. Par exemple, les sédiments littoraux à la frontière de

l'estuaire fluvial et du moyen estuaire sont continuellement déposés et arrachés aux rives dans un cycle qui a des composantes tidales, saisonnières et annuelles et peut-être même supra-annuelles. Ces sédiments ne doivent pas être considérés au même titre que des sédiments stabilisés, emprisonnant un ou des éléments toxiques à plusieurs centimètres de profondeur, où ils sont virtuellement éliminés de l'écosystème. Dans certains ports, le passage des navires remet en suspension une partie des sédiments chargés de contaminants toxiques, alors qu'un tel effet n'a jamais été observé dans d'autres ports.

La position (profondeur) des substances toxiques dans le substrat, sa granulométrie, la toxicité relative des substances en question sont autant d'éléments de pondération qu'il faudrait faire intervenir dans la mise au point d'un indicateur de toxicité dynamique des sédiments. Cette mesure complexe, intégrant un facteur de pondération toxique, une mesure de la charge (en grammes ou en unités toxiques par kilogramme de sédiments), une description de la mobilité des sédiments (selon la taille des particules) et une caractérisation du site d'un point de vue hydrodynamique (risque de transport), fournirait des informations utiles pour améliorer notre connaissance de la qualité des sédiments. Il conviendrait donc de s'inspirer de la démarche mise au point pour l'élaboration de l'indice BEEP (barème d'effets écotoxiques potentiels) dans le but d'établir une mesure intégratrice de la qualité des sédiments.

Une autre approche consisterait à jauger la qualité des sédiments par rapport à une série de seuils adoptés récemment par l'ensemble des intervenants en utilisant un indice de dépassement de critères semblable à celui appliqué à la qualité de l'eau. Une notation pondérée selon que l'échantillon dépasse l'un ou l'autre des seuils intérimaires (seuil sans effet, seuil d'effets mineurs, seuil d'effets néfastes) donne une évaluation globale de la qualité des sédiments. On pourrait même caractériser l'échantillon quant à sa granulométrie et à sa stabilité pour donner plus de poids à la description que nous tentons de faire de cette caractéristique. Enfin, l'élément hydrodynamique pourrait aussi être ajouté à l'algorithme qui donnerait une mesure de la caractéristique.

Dans le second volume du présent ouvrage, *L'état du Saint-Laurent*, le pourcentage de dépassement du Seuil d'effets néfastes (SEN) sur les organismes benthiques a été retenu comme indicateur de la qualité des sédiments. Le SEN représente la concentration qui provoque des effets nuisibles pour la majorité des organismes benthiques. Il sert à identifier les zones de sédimentation les plus contaminées et les plus affectées par les substances toxiques. Sept contaminants ont été considérés dans cette évaluation : le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb et le zinc.

4.2.3.2 Qualité de l'eau du fleuve

Eaux douces

a) Pour la vie aquatique :
- indice de dépassement des critères de toxicité chronique relatifs aux substances inorganiques et organiques.

b) Pour la consommation humaine directe :
- indice de dépassement des critères relatifs aux substances inorganiques et organiques;
- fréquence des dépassements du critère relatif aux coliformes fécaux.

c) Pour les activités récréatives de contact primaire (baignade, véliplanchisme) :
- indice de dépassement des critères relatifs aux substances inorganiques;
- fréquence des dépassements du critère relatif aux coliformes fécaux.

d) Autres indicateurs :
- mesure des paramètres conventionnels;
- indice intégré sur la perte cumulée des usages.

Eaux salées

e) Pour la cueillette de mollusques :
- nombre de stations dépassant les normes relatives aux coliformes fécaux.

f) Autres indicateurs :
- mesure des paramètres conventionnels;
- indice intégré sur la perte cumulée des usages.

Apprécier la qualité de l'eau constitue un défi majeur. Pourtant, les efforts des chercheurs n'ont pas manqué, et il existe un grand volume de documentation scientifique sur cette question. Autant l'eau est fluide et dynamique, autant le sont les caractéristiques qui pourraient nous servir à la décrire. L'un des problèmes vient de ce que l'usage qu'on veut en faire détermine sa qualité dans une très large mesure. En eaux douces, les indices de dépassement des critères (voir la Partie 1 du présent volume) sont des mesures directes qui renseignent sur la qualité de l'eau pour diverses utilisations. Pour la vie aquatique, par exemple, l'indice de dépassement de critères de toxicité chronique met en lumière la capacité d'un cours d'eau à accueillir et à maintenir la vie aquatique. Il est calculé pour les contaminants organiques et inorganiques. Pour les activités récréatives de contact, la fréquence des dépassements du critère de qualité bactérienne de l'eau reflète le risque de détecter dans l'eau certains éléments

pathogènes tels que les virus et les bactéries. En milieu marin, le seul réseau de suivi de la qualité de l'eau est le réseau des secteurs coquilliers, relié à la salubrité des eaux coquillières.

Il serait avantageux de mettre au point de meilleurs indicateurs de la qualité de l'eau et de les mettre à l'épreuve dans des bassins connus et de petite envergure. Pour l'instant, les mesures énumérées ci-dessus ont une indéniable utilité. Par ailleurs, la mesure des paramètres conventionnels (pH, MES, ions principaux) renseigne aussi. Cependant, l'interprétation qu'on peut faire des changements dans la valeur de ces paramètres n'est pas aisée. Une surcharge momentanée par des matières en suspension altère la qualité esthétique de l'eau, la quantité de lumière qui la traverse et les phénomènes biologiques qui peuvent y survenir. Mais ce changement ne s'accompagne pas nécessairement d'une chute de qualité chiffrable ou de la perte d'un ou de plusieurs usages. La mise au point d'un indice intégré sur la perte cumulée des divers usages de l'eau reste à faire.

4.2.3.3 Qualité de l'eau des tributaires

a) Indice de dépassement des critères physico-chimiques de qualité de l'eau;

b) indice de dépassement des critères de la qualité bactérienne de l'eau;

c) mesure des paramètres conventionnels;

d) indice Chimiotox appliqué aux tributaires (contribution à la charge toxique).

Si l'on fait exception de la rivière des Outaouais qui transporte près de 2000 m^3/s d'eau (soit 20 p. 100 du débit du Saint-Laurent quand il atteint la frontière du Québec) et du Saguenay (avec 1760 m^3/s), la plupart des tributaires qui atteignent le Saint-Laurent dans les basses terres qu'il traverse sont de petite ou de moyenne envergure. Avec des débits moyens annuels variant de 20 m^3/s à 360 m^3/s (voir la Partie 1 du présent volume), ces tributaires introduisent dans le cours principal du Saint-Laurent des eaux dont la qualité est extrêmement variable. Certains composés comme les pesticides utilisés dans l'industrie agricole atteignent presque uniquement le Saint-Laurent par l'entremise de ces tributaires.

La contribution des tributaires à la charge toxique du fleuve (avec l'indice Chimiotox) est évaluée à titre d'indicateur pour suivre cette caractéristique. Cet indice tient compte de cinq classes de composés organiques (HAP, BPC, DDT, BHC et chlordane), de cinq substances organiques (atrazine, diazinon, hexachlorobenzène, tétrachlorophénol et pentachlorophénol) et de neuf métaux (cadmium, cobalt, chrome, cuivre, fer, magnésium, nickel, plomb et zinc). La qualité de l'eau des tributaires a été évaluée le plus près possible de l'embouchure des tributaires considérés.

4.2.3.4 Biodiversité

a) Indices standard de biodiversité (indices de Shannon, de Simpson, de Brillouin, etc.);

b) déséquilibre dans l'abondance relative des espèces (telle qu'elle est décrite par l'aspect des séries logarithmiques ou géométriques);

c) introduction d'espèces exotiques: densité au mètre carré;

d) structure des communautés;

e) perte (ou rétablissement) d'espèces menacées.

Le manque d'unanimité entre les chercheurs sur l'épineux problème de mesure de la biodiversité illustre bien la faiblesse des outils quantitatifs à leur disposition. Parmi les indices disponibles, tous ont une ou plusieurs faiblesses et ne reflètent ordinairement qu'un aspect de la diversité de la communauté (Magurran, 1988). Aussi faut-il miser davantage sur la lecture de plusieurs mesures de la biodiversité et sur la mise au point de divers indices complexes d'intégrité biologique. Il conviendrait de privilégier les communautés fauniques et végétales pour lesquelles on dispose déjà d'informations. C'est le cas, par exemple, de certaines communautés de poissons (Massicotte *et al.*, 1990; Gagnon *et al.*, 1992) et d'invertébrés benthiques.

Dans le cadre du second volume du *Rapport-synthèse sur l'état du Saint-Laurent*, deux aspects ont été retenus. Le nombre d'espèces en difficulté reflète la situation précaire de certaines espèces fauniques et floristiques. L'introduction d'espèces exotiques est illustrée par des données sur la colonisation du Saint-Laurent par la Moule zébrée.

4.2.3.5 Milieux naturels et espèces protégés

a) Superficie des milieux naturels protégés;

b) qualité du statut de protection;

c) mesure de la productivité des milieux naturels protégés.

L'appréciation de la superficie absolue des espaces protégés le long du Saint-Laurent s'avère utile mais demeure une mesure rudimentaire. Le degré de protection accordée aux habitats et aux espèces qui les occupent déterminera dans une large mesure la destinée de l'écosystème. Dans les chapitres précédents, nous avons insisté sur le caractère incertain de la survie de plusieurs espèces et sur la disparition quasi complète de certains habitats. Par exemple, la disparition d'habitats nécessaires au Suceur cuivré (eaux limpides et profondes, courants modérés et fonds d'argile durcis), une espèce menacée d'extinction, a été jugée alarmante. Idéalement, il faudrait en arriver à considérer la productivité des milieux naturels protégés pour améliorer le suivi de la caractéristique «milieux naturels et espèces protégés».

La mise au point d'une mesure complexe du niveau de protection accordée aux habitats par tronçon, tenant compte de critères importants comme le statut légal accordé et la représentativité des habitats et des espèces protégés, permettrait une évaluation plus satisfaisante. Dans cet exercice, il ne faudrait pas oublier que la protection des ressources biologiques ne doit pas seulement protéger les communautés les plus riches et les habitats les plus complexes mais toute une gamme d'habitats et de formes vivantes représentatifs de l'écosystème.

Pour évaluer l'état des milieux naturels et des espèces protégés, nous avons utilisé la superficie (en hectares) des milieux naturels protégés par catégorie de protection.

4.2.3.6 Condition des ressources biologiques

a) Abondance de certaines espèces;

b) tendances démographiques et productivité chez un cortège d'espèces témoins (exploitées et non exploitées);

c) contamination de certaines espèces;

d) fréquence des malformations congénitales et des tumeurs chez des espèces témoins;

e) taille moyenne des sujets et proportion des rejets chez des espèces exploitées.

Un jugement sur la condition des ressources biologiques devra se fonder sur l'examen de plusieurs variables, comme celles énoncées ci-haut. Des tendances convergentes à la baisse ou à la hausse chez plusieurs espèces ont beaucoup plus de poids quand elles sont prises simultanément. La mesure de la variable relative à la contamination des tissus chez les espèces récoltées gagnerait beaucoup si l'on pouvait pondérer l'importance de la contamination par le type de substance toxique. Par exemple, une contamination importante par certains hydrocarbures aromatiques polycycliques pourrait s'avérer moins dangereuse qu'une contamination faible ou modérée par certaines formes de biphényles polychlorés.

Dans le cadre du présent bilan, l'abondance et la contamination de certaines espèces appartenant à divers groupes animaux sont les deux indicateurs retenus pour diverses substances.

4.2.3.7 Transport maritime

a) Tonnage brut et tonnage de matières dangereuses manutentionnées dans les ports commerciaux;

b) proportion de voyages maritimes effectués par des navires marchands et des navires-citernes dont le tirant d'eau excède la profondeur d'eau garantie dans le chenal maritime;

c) autres indicateurs de risque.

Les principaux risques environnementaux liés au transport maritime sont les risques de déversements de matières dangereuses, les effets du batillage sur les rives situées à moins de un kilomètre et l'introduction d'espèces étrangères lors du déballastage.

Nous avons retenus trois de ces indicateurs qui sont, d'une part, le nombre d'accidents répertoriés et, d'autre part, des éléments à considérer dans l'évaluation du risque de déversement accidentel dans le chenal maritime ou dans les ports commerciaux : le tonnage de marchandises dangereuses manutentionnées et le nombre de voyages maritimes effectués par des navires dont le tirant d'eau excède la profondeur d'eau garantie.

Les registres tenus par les compagnies d'assurance maritime révèlent l'existence d'un lien manifeste entre l'âge du navire et la probabilité d'une avarie majeure menant à un naufrage et à une catastrophe. Les navires de 20 ans sont deux fois plus susceptibles d'être impliqués dans une catastrophe que les vaisseaux de construction récente (Hamer, 1993). Ce lien serait un autre élément à considérer dans l'évaluation du risque de déversement accidentel dans le Saint-Laurent. Les incidents n'ayant pas résulté en catastrophe seraient un autre élément utile dans l'analyse du risque.

Tout accroissement de volume ou de la jauge des navires influencera aussi les modifications du fond et de l'hydrodynamique, une autre caractéristique liée à celle-ci mais que nous avons considérée comme indépendante du risque. La mise au point d'une telle mesure devrait inclure la disponibilité de remorqueurs dans un rayon donné, les difficultés relatives de la navigation dans chacun des tronçons, la présence de structures ou d'équipements d'intervention dans le cas de catastrophes, etc.

4.2.3.8 Modifications du fond et de l'hydrodynamique

a) Volume moyen de sédiments dragués par année;

b) effets négatifs pondérés du dragage d'entretien dans la voie maritime et dans les ports commerciaux.

Le dragage d'entretien dans le chenal au niveau de la traverse du Nord ou dans le lac Saint-Pierre a probablement moins d'effets sur les autres caractéristiques du

Saint-Laurent que le dragage d'un volume équivalent dans un port de la rive sud comme à Berthier ou à Cacouna. Dans le premier cas, les sédiments déposés sont de nature généralement grossière et ils sont dispersés dans un milieu où la teneur en matières en suspension est déjà très élevée, alors que, dans le second, les sédiments sont de texture fine. La capacité d'adsorber les substances toxiques diffère énormément dans les deux cas. Aussi conviendrait-il de pondérer les effets d'un épisode de dragage par un ensemble de critères liés à la granulométrie, à la composition ou à la teneur en substances toxiques, à une évaluation du risque pour les ressources biologiques en aval ou dans le voisinage, et ce, tant sur le site de prélèvement que sur le site de rejet. Une description pure et simple du volume de sédiments dragués constitue une statistique dont l'intérêt est limité, mais c'est pourtant la seule dont nous disposons pour le moment. Cette mesure informe de façon générale sur les régions hydrographiques où le lit du fleuve et l'hydrodynamique subissent des modifications.

D'autres éléments à inclure dans l'évaluation de cette caractéristique devraient toucher aux activités de régularisation des niveaux d'eau et à la production d'énergie.

4.2.3.9 Modifications des rives

a) Superficies des milieux humides;

b) perte ou gain de superficies d'habitats;

c) ampleur des projets modifiant les rives.

Le Saint-Laurent a perdu de grandes superficies de milieux humides dans le passé (1945-1976), surtout en raison des empiétements. À partir des données existantes et des différences méthodologiques, il est impossible d'évaluer si d'autres pertes ont eu lieu depuis 1976. Les données actuelles sur les superficies de milieux humides permettent cependant d'établir un niveau de référence pour l'évaluation future des pertes ou des gains de superficies.

Les effets des empiétements sur les stocks de poissons par exemple (par une mortalité induite dans certaines classes d'âge à la suite de travaux ou par la destruction d'habitats essentiels) sont parfois hors de proportion avec l'empiétement même (voir les rapports de Marquis *et al.*, 1991, et de Pelletier *et al.*, 1990, pour plusieurs constatations en ce sens). Une information additionnelle pourrait donner plus de poids à la mesure : les effets négatifs d'un empiétement sur les ressources n'augmentent probablement pas de façon linéaire avec la superficie. La nature du site perdu devrait être considérée; un ouvrage sur un littoral rocheux aura des effets moins importants qu'un ouvrage bouleversant un marais à spartine ou à scirpe par exemple. Une évaluation de la superficie des projets modifiant les rives ainsi qu'une meilleure connaissance de leurs effets sur l'environnement contribueraient à mieux définir l'évolution de cette caractéristique.

4.2.3.10 Rejets d'eaux urbaines usées

a) Nombre de municipalités traitant leurs eaux usées et proportion de la population riveraine desservie (ou non) par une station d'épuration;

b) valeur des paramètres physico-chimiques et bactériologiques et volume de l'émissaire;

c) valeur des paramètres conventionnels;

d) contribution de substances choisies à la charge toxique.

Les données existantes sur les rejets d'eaux urbaines usées sont incomplètes ou difficilement accessibles. C'est donc en compilant le nombre de municipalités riveraines traitant leurs eaux usées et en évaluant la proportion de la population desservie par une station d'épuration que l'on peut estimer pour le moment l'évolution de cette caractéristique.

Pour les évaluations futures, une compilation des statistiques volumétriques pour tous les émissaires atteignant le Saint-Laurent informerait davantage. La valeur des paramètres physico-chimiques et bactériologiques devrait aussi être prise en considération. Dans certains cas, l'émissaire d'eaux usées sortant de l'étang aéré ou de l'étang à boues activées peut transporter encore une charge de matières organiques dissoutes, de bactéries et de plusieurs substances toxiques. En plus, on ne connaît pas précisément la contribution des émissaires urbains – avec ou sans assainissement – à la charge de plomb, de cuivre, de zinc, d'hydrocarbures, de surfactants et de solvants qui atteint le bassin récepteur; elle peut être considérable.

4.2.3.11 Rejets d'eaux industrielles usées

a) Indice Chimiotox (pour les 50 usines jugées prioritaires par le PASL en 1988);

b) indice BEEP (pour les 50 usines jugées prioritaires par le PASL en 1988);

c) les indices ci-dessus additionnés de mesures des paramètres conventionnels (pH, MES, etc.).

La caractéristique que nous arrivons à mesurer avec le plus de précision mais seulement pour un nombre limité d'établissements industriels est le rejet d'eaux industrielles usées. Les indicateurs mis au point (les indices Chimiotox et BEEP) sont sensibles et donnent une mesure objective et pondérée des effets toxiques; ils sont utilisés dans le cadre du bilan.

Une faiblesse des indices actuels est qu'ils sont entièrement subordonnés à la charge toxique. D'autres paramètres importants de ces rejets, comme leur charge de matières dissoutes ou en suspension et leur pH, sont des éléments non considérés par les mesures Chimiotox et BEEP. Dans le futur, il serait utile

d'intégrer à ces deux indices une mesure de ces paramètres. Élargir le cadre de mesures et viser les 100 ou 200 industries les plus polluantes plutôt que les 50 dominantes améliorerait également l'évaluation de cette caractéristique.

4.2.3.12 Pêche commerciale

a) Volume des débarquements pour des espèces choisies;

b) rendement par unité d'effort.

La pêche est entrevue ici sous le jour d'un prélèvement des ressources. Cette caractéristique est largement liée à la caractéristique nº 6, la condition des ressources biologiques; elle est aussi influencée par des politiques et des décisions de gestion. En plus, la pêche commerciale va réagir à des conditions internes (des facteurs de nature économique par exemple, comme la valeur au débarquement). La mesure du rendement par unité d'effort serait plus révélatrice de l'état de cette caractéristique, mais à l'heure actuelle nous disposons seulement de données sur les débarquements.

4.2.3.13 Chasse et pêche sportives

a) Nombre de permis de chasse et de pêche;

b) récolte totale de canards et d'oies, nombre de tonnes de poissons pêchés par année;

c) effort (nombre total de jours) ou pression (nombre total de jours par hectare) de chasse et de pêche;

d) restrictions à la consommation de poissons d'eau douce.

L'importance de cette caractéristique naît du fait que le nombre de personnes directement concernées est très élevé (voir la Partie 3 du présent volume pour des statistiques sur le nombre de permis vendus chaque année et sur l'importance considérable des prélèvements par la pêche sportive). C'est aussi une caractéristique qui fournit des informations uniques et qui décrit l'étroitesse du lien que certains riverains établissent avec le fleuve. Cette forme de récréation décrit une relation d'utilisation du milieu qui diffère de celle qui est faite par les baigneurs et les pêcheurs commerciaux. Le piégeage n'a pas été retenu comme faisant partie de cette caractéristique. Seul le Rat musqué fait l'objet de cette activité, et les statistiques, quand elles sont disponibles, sont fragmentaires et peu précises. Comme dans le cas de plusieurs autres caractéristiques, les tendances exprimées prendront plus de sens quand elles seront interprétées en conjugaison avec les tendances d'autres caractéristiques. Les mesures retenues dans le cadre du bilan sont les récoltes de sauvagine pour la chasse sportive et les prélèvements de certaines espèces et les restrictions à la consommation de poissons d'eau douce pour la pêche sportive.

4.2.3.14 Accessibilité aux rives et au fleuve

a) Nombre de plages publiques ouvertes;

b) nombre, superficie et étendue littorale de parcs riverains par habitant côtier;

c) nombre d'infrastructures permettant l'accès aux rives et au fleuve;

d) tenure des terres en bordure du fleuve;

e) indice intégrant les aspects esthétiques et qualitatifs des ressources fluviales.

L'accessibilité aux rives et au fleuve est probablement la caractéristique qui tient le plus compte du facteur «social». C'est celle que la population est en mesure d'apprécier plus concrètement puisqu'elle fait appel aux liens directs réguliers que celle-ci peut avoir avec le fleuve. Deux indicateurs concernant l'aspect récréo-touristique ont été retenus pour l'évaluer. Le premier est lié aux activités de contact primaire telles que la baignade et le véliplanchisme : le nombre de plages publiques ouvertes. Il fournit un élément d'information sur la qualité de l'eau, les aspects esthétiques et les infrastructures de support des plages publiques inscrites au Programme de plages du MENVIQ (maintenant le ministère de l'Environnement et de la Faune). Le deuxième se rapporte aux activités de contact secondaire : le nombre d'infrastructures permettant l'accès aux rives et au fleuve (rampes, marinas, quais, sites d'observation, belvédères, etc.).

Un indicateur tenant également compte des autres aspects de l'accessibilité tout en intégrant l'accès physique et la qualité des ressources dont l'usager veut jouir permettrait de mesurer plus adéquatement cette caractéristique. Cet indicateur devrait considérer la perte cumulée d'activités et être pondéré en fonction des activités particulières à chacune des régions hydrographiques. Par exemple, les croisières d'observation des baleines sont liées à l'estuaire maritime et au golfe : cette activité peut être affectée par la condition des mammifères et peut aussi influencer le milieu; l'activité de chasse à la sauvagine, davantage liée au tronçon fluvial et au moyen estuaire, est en étroite relation avec la condition des ressources, la disponibilité des sites de chasse et le nombre d'adeptes, etc. Les paysages valorisés du Saint-Laurent pourraient être considérés sous les aspects d'ordre esthétique.

Quant à l'évaluation de l'étendue littorale des parcs riverains par habitant côtier, elle permet d'avoir une meilleure estimation de l'accès au fleuve à partir de la disponibilité des sites, au même titre que la tenure des terres, et ce, en tenant compte des différents secteurs du Saint-Laurent.

Liste des indicateurs d'état de l'environnement retenus

Le tableau 4.10 présente les indicateurs environnementaux, ou mesures d'état, qui ont été sélectionnés pour déterminer l'état de chacune des 14 caractéristiques de l'écosystème du Saint-Laurent.

TABLEAU 4.10

Indicateurs de l'état de l'environnement associés à chacune des quatorze caractéristiques retenues

Caractéristiques retenues	Indicateurs de l'état de l'environnement
1. La qualité des sédiments	Le pourcentage de dépassements du seuil d'effets néfastes
2. La qualité de l'eau du fleuve	L'indice de dépassements de critères (IDC) pour quatre usages
3. La qualité de l'eau des tributaires	L'indice Chimiotox
4. La biodiversité	Le nombre d'espèces fauniques et floristiques en difficulté
	L'introduction d'espèces exotiques (densité de Moule zébrée sur les bouées)
5. Les milieux naturels et les espèces protégés	La superficie des milieux protégés par catégorie
6. La condition des ressources biologiques (abondance et contamination)	L'abondance de diverses espèces
	La contamination (chair, foie ou œufs) de diverses espèces (poissons, oiseaux, mammifères marins)
7. Le transport maritime	Le tonnage total et la proportion de marchandises dangereuses
	La proportion des voyages excédant la hauteur d'eau garantie
	Le nombre de déversements accidentels répertoriés
8. Les modifications du fond et de l'hydrodynamique	Le volume moyen annuel de matériaux dragués
9. Les modifications des rives	La superficie de milieux humides
10. Les rejets d'eaux urbaines usées	La proportion de municipalités riveraines avec traitement des eaux usées
	Le pourcentage de la population desservie par une station d'épuration
11. Les rejets d'eaux industrielles usées	L'indice Chimiotox
	Le barème d'effets écotoxiques potentiels (BEEP)
12. La pêche commerciale	Les débarquements (eaux douces et salées)
13. La chasse et la pêche sportives	La récolte
	Les prélèvements
	Les restrictions de consommation de poissons
14. L'accessibilité aux rives et au fleuve	Le nombre d'infrastructures récréotouristiques
	Le nombre de plages publiques ouvertes

Conclusion

L'évaluation périodique de la condition du Saint-Laurent nécessite une démarche systématique. Pas moins d'une quarantaine de mesures différentes ont été inventoriées pour évaluer les 14 caractéristiques du Saint-Laurent qui ont été retenues. Cette liste peut orienter la mise au point de nouvelles mesures et l'amélioration des indices existants. Dans certains cas, la mise au point de mesures complexes pourrait s'avérer ardue et coûteuse. Cependant, il est difficile de rejeter d'emblée cette option si on veut atteindre une compréhension plus intégrée de l'écosystème fluvial. De plus, l'évaluation de l'état du Saint-Laurent doit se faire sur une base régulière et sur une période suffisamment longue pour dégager des tendances et des changements dans le milieu.

L'écosystème du Saint-Laurent est complexe, il y a de nombreuses boucles de rétroaction, beaucoup d'interrelations de nature et d'intensité différentes de ses composantes. Une méthode simplifiée doit être supportée par des études approfondies qui pourront amener des ajustements à l'information présentée dans un bilan global au fur et à mesure de l'évolution des connaissances.

La façon de recueillir et de structurer l'information environnementale en provenance de plusieurs sources est aussi à établir. Le regroupement des connaissances par tronçon dans le Saint-Laurent facilite l'identification des problèmes particuliers d'une région hydrographique et l'évaluation globale. La division de l'écosystème fluvial en zones d'intervention prioritaire (ZIP) est une approche permettant d'intégrer les connaissances sur la totalité du fleuve en fonction des caractéristiques physico-chimiques, biologiques et socio-économiques (Burton, 1991). À ce jour, six zones ont été soumises au processus de synthèse, celles des lacs Saint-Pierre et Saint-Louis, Saint-François, de Montréal-Longueuil, de Québec-Lévis et du Saguenay. Le portrait détaillé d'une zone se veut un outil de planification important pour l'ensemble des intervenants. La zone d'intervention prioritaire (ZIP) nous semble une strate de présentation

de choix pour plusieurs des caractéristiques en vue de l'utilisation de cette information pour dégager les priorités environnementales à l'échelle locale. La présentation d'un bilan global de l'état du fleuve permettra d'introduire une vision plus écosystémique et d'intégrer aux observations locales le bénéfice des considérations globales et relatives entre différentes zones.

RÉFÉRENCES

OUVRAGES CITÉS

BURTON, J. 1991. *L'intégration des aspects bio-physiques et socio-économiques à l'échelle régionale. Démarche retenue pour la préparation du document d'intégration ZIP*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal.

GAGNON, M., Y. MÉNARD et J.-M. COUTU. 1992. *Structure de la communauté ichtyenne intertidale de l'estuaire moyen du Saint-Laurent : cadre de référence pour le suivi à long terme de l'état de l'écosystème de l'estuaire du Saint-Laurent*. Pêches et Océans, Direction de la gestion des pêches et de l'habitat et Direction de l'habitat du poisson. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, nº 1870.

GHANIMÉ, L. 1990. *Étude sur le développement d'indicateurs de l'état du Saint-Laurent*. Préparée pour Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Version préliminaire.

HAMER, M. 1993. «Time to run tighter ships on the high seas». *New Scientist*, Vol. 137, nº 1856, p. 4(2).

LE MOIGNE, J.-L. 1991. *La théorie du système général, théorie de la modélisation*. 3e édition. Presses Universitaires de France.

LÉVY, R. 1989. *Epistemology, Axiomatics and System Theory*. The Canadian Institute for Advanced Research, Population Health Program, 16-17 octobre 1989, Montréal.

MAGURRAN, A.E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

MARQUIS, H., J. THERRIEN, P. BÉRUBÉ, G. SHOONER et Y. VIGNEAULT. 1991. *Modifications physiques de l'habitat du poisson en amont de Montréal et en aval de Trois-Pistoles de 1945 à 1988 et effets sur les pêches commerciales*. Pêches et Océans. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, nº 1830.

MASSICOTTE, B.G., G. VERREAULT et L. DÉSILETS. 1990. *Structure des communautés ichtyennes intertidales de l'estuaire du Saint-Laurent et possibilité d'utilisation pour un suivi environnemental*. Pêches et Océans. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, nº 1752.

MORIN, E. 1982. *La science avec conscience*. Fayard, Paris.

PELLETIER, M., R. VAILLLANCOURT, S. HÉBERT, R. GREENDALE et Y. VIGNEAULT. 1990. *Habitats côtiers perturbés dans le réseau Saint-Laurent en aval de l'île d'Orléans*. Pêches et Océans. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, nº 1754.

PRADES, J.A. 1993. *L'enquête Delphi*. Université du Québec à Chicoutimi. Coll. «Gestion éthique de l'environnement».

AUTRES OUVRAGES CONSULTÉS

BÉLAND, P., S. DE GUISE et R. PLANTE. 1992. *Toxicologie et pathologie des mammifères marins du Saint-Laurent*. Institut national d'Écotoxicologie du Saint-Laurent, Rimouski.

BORCARD, D., P. LEGENDRE et P. DRAPEAU. 1992. «Partialling out the spatial component of ecological variation». *Ecology*, 73(3): 1045-1055.

COMITÉ D'EXAMEN PUBLIC DU SYSTÈME DE SÉCURITÉ DES NAVIRES-CITERNES ET DE LA CAPACITÉ D'INTERVENTION EN CAS DE DÉVERSEMENTS EN MILIEU MARIN. 1990. *Protégeons nos eaux*. Rapport final.

CONSEIL DES GESTIONNAIRES DE LA RECHERCHE DES GRANDS LACS. 1991. *Un cadre proposé pour la formulation d'indicateurs de l'intégrité de l'écosystème pour la région des Grands Lacs*. Préparé pour la Commission mixte internationale, Ottawa.

DAVIS, H.C. 1984. *Toward the Integration of Economic and Social Impact Assessment*. U.B.C. Planning Papers, Discussion Paper Nº. 8. University of British Columbia, School of Community and Regional Planning.

DE LADURANTAYE, R., C. DESJARDINS, R. NADEAU, Y. VIGNEAULT et J.-F. LARUE. 1990. «Les contaminants dans le fleuve Saint-Laurent. Bilan des connaissances dans le système aquatique marin», dans D. MESSIER, P. LEGENDRE et C.-E. DELISLE (édit.), *Symposium sur le Saint-Laurent: un fleuve à reconquérir*. Comptes-rendus, 3-5 novembre 1989, Montréal, Association des biologistes du Québec. Université de Montréal. Coll. «Environnement et géologie», vol. 11, pp. 105-134.

DELISLE, A., Y. DESCÔTEAUX et J.-L. SASSEVILLE. 1979. *L'évaluation des répercussions environnementales. Une approche systémique au contrôle de la qualité des actions humaines*. INRS-EAU pour Environnement Canada. Rapport scientifique nº 111.

DE ROSNAY, J. 1975. *Le macroscope. Vers une vision globale*. Éditions du Seuil, Coll. Points, Paris.

FROMENTIN, J.-M., F. IBANEZ et P. LEGENDRE. 1993. «A phytosociological method for interpreting plankton data». *Marine Ecology Progress Series*, 93: 285-306.

GÉLINAS, R. et B. HANNA. 1988. *Spatial Frameworks for State of the Environment Reporting (draft)*. Environnement Canada, Service canadien de la faune, Direction de l'état de l'environnement, Stratégies et méthodes scientifiques. Rapport nº 2.

GÉLINAS, R. et J. SLAATS. 1989. *Selecting Indicators for State of the Environment Reporting (draft)*. Environnement Canada, Service canadien de la faune, Direction de l'état de l'environnement, Stratégies et méthodes scientifiques. Rapport nº 8.

GLYMOUR, C., R. SCHEINES, P. SPIRTES et K. KELLY.1987. *Discovering Causal Structure*. Academic Press, San Diego, Californie.

GOUVERNEMENT DU CANADA. *Déclaration sur l'information environnementale. Information environnementale pour le vingt et unième siècle*. Forum international. Montréal, Canada, 21-24 mai 1991.

GREAT LAKES RESEARCH ADVISORY BOARD. 1978. *The Ecosystem Approach. Scope and Implications of an Ecosystem Approach to Transboundary Problems in the Great Lakes Basin*. Special Report to the International Joint Commission, Windsor, Ontario.

GUBA, E.G. 1990. *The Paradigm Dialog*. SAGE Publications, London.

HODSON, P.V., C. DESJARDINS, É. PELLETIER, M. CASTONGUAY, R. MCLEOD et C.-M. COUILLARD. 1992. *Baisse de la pollution chimique des Anguilles d'Amérique (*Anguilla rostrata*) capturées dans l'estuaire du Saint-Laurent*. Pêches et Océans. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, nº 1876.

JONGMAN, R.H., C.J.F. TER BRAAK et O.F.R. VAN TONGEREN. 1987. *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Pudoc Wageningen, Pays-Bas.

KAY, J.J. 1994. *Some Notes on the Ecosystem Approach: Ecosystems as Complex Systems*. Universty of Waterloo, Environment and Resource Studies.

KERR, A. 1988. *Framework for State of the Environment Reporting Operations*. Environnement Canada, Service canadien de la faune, Direction de l'état de l'environnement, Stratégies et méthodes scientifiques, Ottawa. Rapport nº 1.

LAMARCHE, A. 1992. *Qualité de l'eau : consommation humaine directe. Évaluation de la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent. Tronçon Cornwall – île d'Orléans, entre 1978 et 1988*. Environnement Canada. Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Montréal. Coll. «BILAN Saint-Laurent». Rapport thématique sur l'état du Saint-Laurent.

LEGENDRE, P. 1994. «Spatial autocorrelation: Trouble or new paradigm?». Soumis à *Ecology*.

LINSTONE, H.A. et M. TUROFF. 1975. *The Delphi Method: Techniques and Applications*. Addison-Wesley Publishing Company, Reading, Massachusetts.

MEUNIER. P. 1989. *Rapport de la consultation publique sur les prochains bilans de l'environnement au Québec.* Ministère de l'environnement du Québec, Direction des stratégies et politiques environnementales. Coll. «Bilans de l'environnement du Québec».

MINISTÉRE DE L'ENVIRONNEMENT, DES TERRES ET DES PARCS DE LA COLOMBIE-BRITANNIQUE et ENVIRONNEMENT CANADA. 1993. *L'État de l'environnement en Colombie-Britannique*.

MINISTÈRE DES TRANSPORTS ET DES TRAVAUX PUBLICS. 1989. *L'eau aux Pays-Bas : une action immédiate. Résumé du plan d'aménagement des eaux*. Service d'Information, La Haye, Pays-Bas.

MINISTRY OF HOUSING, PHYSICAL PLANNING AND ENVIRONMENT. 1991. *Essential Environmental Information.* The Netherlands 1991. H. W. Kroes (édit.).

NATIONAL INSTITUTE OF PUBLIC HEALTH AND ENVIRONMENTAL PROTECTION. 1989a. *National Environmental Policy Plan: To Choose or to Lose*. Second Chamber of the States General, Session 1988-1989, 21 137. Nos 1-2. SDU Publishers, Pays-Bas.

NATIONAL INSTITUTE OF PUBLIC HEALTH AND ENVIRONMENTAL PROTECTION. 1989b. *National Environmental Survey 1985-2010. Concern for Tomorrow*. Research for Man and Environment, Pays-Bas.

OCDE – ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES. 1991a. *Données OCDE sur l'environnement compendium 1991*. OCDE, Paris.

OCDE – ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES. 1991b. *Indicateurs d'environnement. Une étude pilote*. OCDE, Paris.

OCDE – ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES. 1991c. *L'état de l'environnement*. OCDE, Paris. 3e édition.

PNUE – PROGRAMME DES NATIONS UNIES POUR L'ENVIRONNEMENT. 1990. *GEMS – Système mondial de surveillance continue de l'environnement*. PNUE Nations Unies, Nairobi, Kénya.

POTVIN, J.R. 1991. *Colloque sur les indicateurs d'un développement écologiquement durable : Synthèse*. Environnement Canada, Conseil consultatif canadien de l'environnement, Ottawa.

RUITENBEEK, H.J. 1991. *Indicateurs d'un développement écologiquement durable : vers de nouveaux principes fondamentaux*. Environnement Canada, Conseil consultatif canadien de l'environnement, Ottawa.

SASKACHEWAN ENVIRONMENT AND PUBLIC SAFETY. 1991. *Saskachewan State of the Environment Report*.

SHEEHY, G. 1989a. *Environmental Indicator Research: A Literature Review for State of the Environment Reporting (draft)*. Environnement Canada, Service canadien de la faune, Direction de l'état de l'environnement, Stratégies et méthodes scientifiques, Ottawa. Rapport no 7.

SHEEHY, G. 1989b. *Rapport sur l'état de l'environnement : cadres organisationnels et spatiaux*. Environnement Canada, Service canadien de la faune, Direction de l'état de l'environnement, Stratégies et méthodes scientifiques, Ottawa.

SPIRTES, P., C. GLYMOUR et R. SCHEINES. 1992. «Causation, prediction and search». Lecture notes in Statistics. Springer-Verlag, Berlin.

TER BRAAK, C.J.F. 1986. «Canonical correspondance analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis». *Ecology*, 67(5): 1167-1179.

THE STAKEHOLDER GROUP ON ENVIRONMENTAL REPORTING. 1987. *Une étude sur l'établissement d'un bilan de l'environnement au Canada*. Préparé pour Environnement Canada. Division de l'interprétation des données environnementales, Ottawa.

VICTOR, P.A., J.J. KAY et H.J. RUITENBEEK. 1991. *Écologie, économie et prise de décisions – Théories*. Indicateurs d'un développement durable. Environnement Canada, Conseil consultatif canadien de l'environnement, Ottawa.

WEINBERG, G.M. 1975. *An Introduction to General Systems Thinking*. John Wiley & Sons, New York.

WESTERN ENVIRONMENTAL AND SOCIAL TRENDS. 1990. *Indicateurs environnementaux : points de vue des usagers potentiels*. Préparé pour Environnement Canada, Direction de l'état de l'environnement, Ottawa. Rapport no 17.

BILAN *Saint-Laurent*

L'écosystème du Saint-Laurent dresse les portraits physico-chimique, biologique et socio-économique du fleuve. Il présente également la méthode d'intégration des informations environnementales les plus récentes utilisées pour poser un diagnostic sur l'état de santé du Saint-Laurent. Il est le premier d'une série de trois publications constituant le *Rapport-synthèse sur l'état du Saint-Laurent.*

Réalisée par le Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada, avec la participation de nombreux intervenants en provenance de la communauté scientifique, cette publication est un ouvrage de référence pour découvrir et mieux comprendre les différents aspects du fleuve et la complexité des liens entre eux.

Publié avec l'autorisation du ministre de l'Environnement.

Also available in English under the title:
State of the Environment Report on the St. Lawrence River. Volume 1: The St. Lawrence Ecosystem.

Saint-Laurent Vision 2000

Centre de recherche et d'information scientifique, le **Centre Saint-Laurent** met au point des outils d'analyse et de diagnostic des écosystèmes fluviaux et produit, dans le cadre du programme SLV 2000, le bilan de santé du Saint-Laurent.

Environnement Canada Environment Canada

Centre Saint-Laurent
105, rue McGill
Montréal (Québec)
H2Y 2E7

ISBN 2-921146-26-6

9 782921 146265

Canada