

**CARACTÉRISATION DES COMMUNAUTÉS
DE POISSONS ET DÉVELOPPEMENT D'UN
INDICE D'INTÉGRITÉ BIOTIQUE POUR
LE FLEUVE SAINT-LAURENT, 1995-1997**



Photo : Normand Gauthier, Réserve de la biosphère du lac Saint-Pierre

Direction de la recherche sur la faune

CARACTÉRISATION DES COMMUNAUTÉS DE POISSONS ET
DÉVELOPPEMENT D'UN INDICE D'INTÉGRITÉ BIOTIQUE
POUR LE FLEUVE SAINT-LAURENT, 1995-1997

par

Nathalie La Violette
Denis Fournier
Pierre Dumont
Yves Mailhot

Société de la faune et des parcs du Québec
Mars 2003

Cette étude a été réalisée par la Société de la faune et des parcs du Québec dans le cadre du programme Saint-Laurent Vision 2000.

Référence à citer :

LA VIOLETTE, N., D. FOURNIER, P. DUMONT, et Y. MAILHOT. 2003. Caractérisation des communautés de poissons et développement d'un indice d'intégrité biotique pour le fleuve Saint-Laurent, 1995-1997. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, 237 p.

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2003
ISBN : 2-550-40411-4

*Nous dédions ce rapport à la mémoire
de Réjean Fortin, décédé prématurément
avant d'avoir achevé la révision de ce rapport.
Au cours de sa carrière, Réjean a largement contribué
à accroître nos connaissances du Saint-Laurent.
Passionné comme il était, il avait offert de réviser ce
rapport avant même que le traitement des données
ne soit complété. Au-delà de sa carrière marquante, nous
nous souviendrons surtout de son côté humain, de
sa générosité, de son dynamisme et de sa modestie.*

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Traitement des données, recherche et rédaction

Nathalie La Violette, biologiste, M.Sc.¹

Conception et réalisation

Denis Fournier, technicien de la faune¹

Pierre Dumont, biologiste, Ph.D.²

Yves Mailhot, biologiste, D.Sc.³

Cartographie

Danielle Bédard

Marc-Olivier Jean

François Allaire

Denise Deschamps¹

Réalisation graphique

Denise Deschamps¹

Traitement de texte

Lise-Marie Pelletier¹

Christiane Picard¹

Révision scientifique

Réjean Fortin

Thierry Oberdorff⁴

Révision linguistique

Jacinthe Bouchard¹

Doris Cooper¹

COLLABORATEURS

Société de la faune et des parcs du Québec

Direction de la recherche sur la faune

Marc Mingelbier

Direction de l'aménagement de la faune

Chaudière-Appalaches

Guy Trecia

*Direction de l'aménagement de la faune de
la Gaspésie- Îles-de-la-Madeleine*

Stan Georges

*Direction de l'aménagement de la
faune de Lanaudière*

Bruno Bélanger

Réjean Dumas

*Direction de l'aménagement de la faune de
Montréal, de Laval et de la Montérégie*

Pierre Bilodeau

Fay Cotton

Ministère de l'Environnement du Québec

Direction du suivi de l'état de l'environnement

Yvon Richard

¹ Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, 675 boul. René-Lévesque Est, 11^e étage, boîte 92, Québec (Québec), G1R 5V7
Courriel : nathalie.laviolette@fapaq.gouv.qc.ca

² Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de Montréal, de Laval et de la Montérégie, 201, Place Charles-Lemoyne, bureau 2.05, Longueuil (Québec), J4K 2T5

³ Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune du Centre-du-Québec, 1579, boul. Louis-Fréchette, Nicolet (Québec) J3T 2A5

TABLE DES MATIÈRES

TABLE DES MATIÈRES	vii
LISTE DES TABLEAUX	xi
LISTE DES FIGURES	xiii
LISTE DES ANNEXES	xvii
RÉSUMÉ	xxi
1. INTRODUCTION	1
2. AIRE D'ÉTUDE	5
2.1 Lac Saint-François.....	5
2.2 Lac Saint-Louis	10
2.3 Lac Saint-Pierre et son archipel.....	13
2.4 Gentilly-Batiscan.....	18
2.5 Grondines–Saint-Nicolas.....	21
3. MATÉRIEL ET MÉTHODES	25
3.1 Terrain	25
3.1.1 Stratégie d'échantillonnage	25
3.1.2 Engins de pêche.....	33
3.1.2.1 Choix	33
3.1.2.2 Filet maillant.....	34
3.1.2.3 Seine de rivage	34
3.1.2.4 Sélectivité et efficacité	34
3.1.3 Effort d'échantillonnage.....	35
3.1.4 Habitat.....	35
3.1.4.1 Vitesse du courant	35
3.1.4.2 Profondeur	35
3.1.4.3 Température.....	35
3.1.4.4 Transparence	36
3.1.4.5 Substrat.....	36
3.1.4.6 Végétation	36

3.2	Laboratoire	36
3.2.1	Dénombrement, longueur et poids	36
3.2.2	Identification	37
3.2.3	Anomalies externes	37
3.3	Traitement des données	38
3.3.1	Communautés ichthyologiques	38
3.3.1.1	Segments	38
3.3.1.2	Exclusion de segments	39
3.3.1.3	Abondance.....	39
3.3.1.4	Biomasse	40
3.3.1.5	Richesse spécifique, diversité et équitabilité.....	40
3.3.1.6	Analyses de groupement	41
3.3.1.7	Classification tolérance, niveau trophique et type de reproduction.....	41
3.3.1.8	Anomalies externes	47
3.3.1.9	Indice d'intégrité biotique	48
	Richesse et composition spécifique	49
	Composition trophique.....	53
	Abondance, reproduction et santé des poissons.....	54
	Méthode originale (cotes discrètes 1,3,5)	56
	Stations de référence.....	57
	Macrohabitats	58
	Détermination des critères de référence.....	59
	Classes d'intégrité.....	64
	Autres méthodes	64
	IIB à cotes continues.....	64
	Indice composite normalisé (ICM)	67
4.	RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	69
4.1	Groupements	69
4.1.1	Segments homogènes	69
4.1.2	Associations ichthyologiques.....	70
4.1.2.1	Rive nord	70
4.1.2.2	Rive sud.....	73
4.2	Densité.....	73
4.2.1	Par segments.....	74
4.2.2	Par secteurs	81
4.3	Biomasse	84
4.3.1	Par segments.....	84
4.3.2	Par secteurs	92

4.4	Nombre d'espèces et diversité.....	94
4.4.1	Par segments.....	95
4.4.2	Par secteurs	98
4.5	Tolérance à la pollution.....	101
4.5.1	Par segments.....	101
4.5.2	Par secteurs	106
4.6	Composition trophique	106
4.6.1	Par segments.....	111
4.6.2	Par secteurs	113
4.7	Types de reproduction.....	113
4.7.1	Par segments.....	113
4.7.2	Par secteurs	118
4.8	Anomalies externes	118
4.8.1	Par segments.....	118
4.8.1.1	DELT.....	118
4.8.1.2	Déformations et érosions.....	129
4.8.1.3	Lésions	139
4.8.1.4	Tumeurs.....	139
4.8.1.5	Parasites.....	141
4.8.1.6	Enroulement ou patron irrégulier des écailles	143
4.8.1.7	Autres anomalies	145
4.8.2	Par secteurs	145
4.8.2.1	DELT.....	145
4.9	Indice d'intégrité biotique	145
4.9.1	Par segments.....	145
4.9.1.1	Méthode originale (cotes discrètes 1,3,5).....	145
	Évolution spatiale et signification environnementale	145
	Évaluation de la performance de l'indice	153
4.9.1.2	Autres méthodes	160
4.9.1.3	Corrélations entre l'IIB et ses variables	160
5.	CONCLUSIONS.....	163
5.1	Lac Saint-François.....	163
5.2	Lac Saint-Louis	164
5.3	Lac Saint-Pierre et son archipel.....	164
5.4	Gentilly-Batiscan.....	165
5.5	Grondines-Donnacona.....	165
5.6	Performance de l'IIB	166

6. RECOMMANDATIONS	167
6.1 Objectifs	167
6.2 Échantillonnage	167
6.2.1 Communautés de poissons	167
6.2.2 Habitat	168
6.3 Laboratoire	168
6.3.1 Poids et identification.....	168
6.3.2 Anomalies	169
6.4 Traitement des données	170
6.5 Nouveaux secteurs d'échantillonnage	170
REMERCIEMENTS	173
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	175
ANNEXES	195

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.	Stratégie d'échantillonnage pour le suivi ichthyologique du fleuve Saint-Laurent	26
Tableau 2.	Répartition spatio-temporelle de l'effort de pêche déployé pour le suivi ichthyologique du fleuve Saint-Laurent.....	27
Tableau 3.	Niveau de tolérance à la pollution, niveau trophique et type de reproduction des espèces capturées dans le fleuve Saint-Laurent entre 1995 et 1997 (tiré de Barbour et al. 1999 et Simon 1999)	42
Tableau 4a.	Critères et cotes associés aux variables des communautés ichthyologiques qui composent l'indice d'intégrité biotique du fleuve Saint-Laurent pour le macrohabitat 1	60
Tableau 4b.	Critères et cotes associés aux variables des communautés ichthyologiques qui composent l'indice d'intégrité biotique du fleuve Saint-Laurent pour le macrohabitat 2	61
Tableau 4c.	Critères et cotes associés aux variables des communautés ichthyologiques qui composent l'indice d'intégrité biotique du fleuve Saint-Laurent pour le macrohabitat 3	62
Tableau 4d.	Critères et cotes associés aux variables des communautés ichthyologiques qui composent l'indice d'intégrité biotique du fleuve Saint-Laurent pour le macrohabitat 4	63
Tableau 5.	Correspondance entre les classes d'intégrité biotique des indices développés pour le fleuve et celles de l'indice de Karr et leur signification environnementale (Karr et al. 1986).....	65
Tableau 6a.	Matrice des associations ichthyologiques selon les groupes de segments de la rive nord du fleuve Saint-Laurent obtenus par analyse de groupement	71
Tableau 6b.	Matrice des associations ichthyologiques selon les groupes de segments de la rive sud du fleuve Saint-Laurent obtenus par analyse de groupement	72
Tableau 7a.	Valeurs de chacune des variables et codification retenue [] pour le calcul de l'indice d'intégrité biotique à cotes discrètes (1, 3, 5) de la rive nord du fleuve Saint-Laurent	149
Tableau 7b.	Valeurs de chacune des variables et codification retenue [] pour le calcul de l'indice d'intégrité biotique à cotes discrètes (1, 3, 5) de la rive sud du fleuve Saint-Laurent	150
Tableau 8.	Comparaison des cotes obtenues lorsque les insectivores totaux sont utilisés en remplacement des cyprinidés insectivores dans le calcul de l'IIB pour les macrohabitats 2 et 3.....	157
Tableau 9.	Valeur de l'IIB avec ou sans le pourcentage de poissons affectés par des anomalies de type DELT pour les segments où des stations ont été rejetées	159

LISTE DES FIGURES

Figure 1.	Secteurs du fleuve Saint-Laurent échantillonnés entre 1995 et 1997 pour le suivi ichtyologique.....	6
Figure 2.	Emplacement des stations d'échantillonnage des communautés ichtyologiques pour les segments du lac Saint-François (1996).....	7
Figure 3a.	Délimitation des principales masses d'eau entre Cornwall et Lanoraie-d'Autray.....	8
Figure 3b.	Délimitation des principales masses d'eau entre Lanoraie-d'Autray et Québec.....	9
Figure 4.	Emplacement des stations d'échantillonnage des communautés ichtyologiques pour les segments du lac Saint-Louis (1997).....	11
Figure 5.	Emplacement des stations d'échantillonnage des communautés ichtyologiques pour les segments de l'archipel du lac Saint-Pierre et du lac Saint Pierre (1995 et 1997).....	15
Figure 6.	Emplacement des stations d'échantillonnage des communautés ichtyologiques pour les segments du secteur Gentilly-Batiscan (1996).....	19
Figure 7.	Emplacement des stations d'échantillonnage des communautés ichtyologiques pour les segments du secteur Grondines–Saint-Nicolas (1997).....	22
Figure 8.	Groupement des segments de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent selon la composition de leurs communautés ichtyologiques (chiffres romains). Les numéros entre parenthèses identifient les macrohabitats.....	50
Figure 9.	Variation spatiale de la densité ichtyologique pour les différents segments du fleuve Saint-Laurent.....	74
Figure 10.	Variation spatiale de la densité ichtyologique totale et par engin de pêche pour les différents segments de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent.....	75
Figure 11a.	Répartition spatiale de la densité des espèces de poissons pour les différents segments de la rive nord du fleuve Saint-Laurent (^a analyse de groupement sur les espèces).....	76
Figure 11b.	Répartition spatiale de la densité des espèces de poissons pour les différents segments de la rive sud du fleuve Saint-Laurent (^a analyse de groupement sur les espèces).....	78
Figure 12.	Variation spatiale de la densité ichtyologique pour les différents secteurs du fleuve Saint-Laurent.....	82
Figure 13.	Variation spatiale de la densité ichtyologique totale et par engin de pêche pour les différents secteurs de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent.....	83
Figure 14.	Variation spatiale de la biomasse ichtyologique pour les différents segments du fleuve Saint-Laurent.....	84

Figure 15.	Variation spatiale de la biomasse ichtyologique totale et par engin de pêche pour les différents segments de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent	85
Figure 16a.	Répartition spatiale de la biomasse des espèces de poissons pour les différents segments de la rive nord du fleuve Saint-Laurent (^a analyse de groupement sur les espèces; ^{b,c} espèces dont une partie ou la totalité de la biomasse est manquante (voir annexe 2)).....	87
Figure 16b.	Répartition spatiale de la biomasse des espèces de poissons pour les différents segments de la rive sud du fleuve Saint-Laurent (^a analyse de groupement sur les espèces; ^{b,c} espèces dont une partie ou la totalité de la biomasse est manquante (voir annexe 2)).....	89
Figure 17.	Variation spatiale de la biomasse ichtyologique pour les différents secteurs du fleuve Saint-Laurent.....	92
Figure 18.	Variation spatiale de la biomasse ichtyologique totale et par engin de pêche pour les différents secteurs de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent	93
Figure 19.	Variation spatiale du nombre d'espèces pour les différents segments du fleuve Saint-Laurent.....	95
Figure 20.	Variation spatiale du nombre d'espèces et de l'indice de diversité de Shannon-Weiner pour les différents segments de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent.....	97
Figure 21.	Variation spatiale du nombre d'espèces pour les différents secteurs du fleuve Saint-Laurent.....	99
Figure 22.	Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur tolérance à la pollution pour les différents segments de la rive nord du fleuve Saint-Laurent.....	102
Figure 23.	Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur tolérance à la pollution pour les différents segments de la rive sud du fleuve Saint-Laurent.....	103
Figure 24.	Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur tolérance à la pollution pour les différents secteurs de la rive nord du fleuve Saint-Laurent.....	107
Figure 25.	Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur tolérance à la pollution pour les différents secteurs de la rive sud du fleuve Saint-Laurent.....	108
Figure 26.	Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur niveau trophique pour les différents segments de la rive nord du fleuve Saint-Laurent .	109
Figure 27.	Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur niveau trophique pour les différents segments de la rive sud du fleuve Saint-Laurent ...	110
Figure 28.	Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur niveau trophique pour les différents secteurs de la rive nord du fleuve Saint-Laurent ...	114

Figure 29.	Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur niveau trophique pour les différents secteurs de la rive sud du fleuve Saint-Laurent	115
Figure 30.	Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur type de reproduction pour les différents segments de la rive nord du fleuve Saint-Laurent.....	116
Figure 31.	Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur type de reproduction pour les différents segments de la rive sud du fleuve Saint-Laurent.....	117
Figure 32.	Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur type de reproduction pour les différents secteurs de la rive nord du fleuve Saint-Laurent.....	119
Figure 33.	Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur type de reproduction pour les différents secteurs de la rive sud du fleuve Saint-Laurent.....	120
Figure 34.	Pourcentage des poissons de chaque segment de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent, capturés au filet maillant, affectés par une ou plusieurs anomalies de type DELT	121
Figure 35.	Pourcentage des poissons de chaque espèce de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent, capturés au filet maillant, affectés par une ou plusieurs anomalies de type DELT	128
Figure 36.	Pourcentage des poissons de chaque espèce de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du lac Saint-François, capturés au filet maillant, affectés par une ou plusieurs anomalies de type DELT	130
Figure 37.	Pourcentage des poissons de chaque espèce de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du lac Saint-Louis, capturés au filet maillant, affectés par une ou plusieurs anomalies de type DELT.....	131
Figure 38.	Pourcentage des poissons de chaque espèce de la rive nord de l'archipel du lac Saint-Pierre, capturés au filet maillant, affectés par une ou plusieurs anomalies de type DELT	132
Figure 39.	Pourcentage des poissons de chaque espèce de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du lac Saint-Pierre, capturés au filet maillant, affectés par une ou plusieurs anomalies de type DELT.....	133
Figure 40.	Pourcentage des poissons de chaque espèce de la rive nord (a) et de la rive sud (b) de Gentilly-Batiscan, capturés au filet maillant, affectés par une ou plusieurs anomalies de type DELT	134
Figure 41.	Pourcentage des poissons de chaque espèce de la rive nord (a) et de la rive sud (b) de Grondines-Donnacona, capturés au filet maillant, affectés par une ou plusieurs anomalies de type DELT	135

Figure 42a. Pourcentage des poissons de chaque segment du fleuve Saint-Laurent, capturés au filet maillant, affectés par différents types d'anomalies externes	136
Figure 42b. Pourcentage des poissons de chaque segment du fleuve Saint-Laurent, capturés au filet maillant, affectés par différents types d'anomalies externes	138
Figure 42c. Pourcentage des poissons de chaque segment du fleuve Saint-Laurent, capturés au filet maillant, affectés par différents types d'anomalies externes	140
Figure 42d. Pourcentage des poissons de chaque segment du fleuve Saint-Laurent, capturés au filet maillant, affectés par différents types d'anomalies externes	142
Figure 42e. Pourcentage des poissons de chaque segment du fleuve Saint-Laurent, capturés au filet maillant, affectés par différents types d'anomalies externes	144
Figure 42f. Pourcentage des poissons de chaque segment du fleuve Saint-Laurent, capturés au filet maillant, affectés par différents types d'anomalies externes	146
Figure 43. Pourcentage des poissons de chaque secteur de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent, capturés au filet maillant, affectés par une ou plusieurs anomalies de type DELT	147
Figure 44. Variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique à cotes discrètes (1, 3, 5) pour les différents segments du fleuve Saint-Laurent.....	148
Figure 45. Niveaux d'eau journaliers enregistrés à la station limnométrique de Sorel au cours des campagnes d'échantillonnage 1995, 1996 et 1997 en comparaison avec ceux de la période de référence 1960 à 1998 (Référence du niveau d'eau exprimée par rapport au système de référence international des Grands Lacs de 1985)	154
Figure 46. Variation spatiale de l'indice composite normalisé pour les différents segments du fleuve Saint-Laurent.....	160
Figure 47. Variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique à cotes continues pour les différents segments du fleuve Saint-Laurent	161

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1.	Type et précision des balances utilisées selon le poids du poisson et les secteurs échantillonnés	197
Annexe 2.	Nombre de poissons et biomasse par unité d'effort (BUE) des espèces pour lesquelles une partie ou la totalité de la biomasse est manquante	198
Annexe 3a.	Pourcentage des poissons (incluant ou excluant les espèces migratrices) de chaque segment de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent capturés au filet maillant, affectés par une ou plusieurs anomalies de type DELT	204
Annexe 3b.	Relation entre le pourcentage de poissons, incluant les espèces migratrices, affectées par des anomalies de type DELT et celui excluant les espèces migratrices pour les segments de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent	205
Annexe 4a.	Emplacement des stations de pêche au filet du lac Saint-François retenues et rejetées pour le traitement des anomalies	206
Annexe 4b.	Emplacement des stations de pêche au filet du lac Saint-Louis retenues et rejetées pour le traitement des anomalies	207
Annexe 5a.	Critères de référence pour la variable No 1 de l'IIB : <i>Nombre d'espèces indigènes</i> . Le centile 95 (---) et la plage des valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentés pour chaque macrohabitat, de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent	208
Annexe 5b.	Critères de référence pour la variable No 4 de l'IIB : <i>Nombre d'espèces de catostomidés</i> . Le centile 95 (---) et la plage des valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentés pour chaque macrohabitat, de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent..	209
Annexe 5c.	Critères de référence pour la variable No 5 de l'IIB : <i>Nombre d'espèces intolérantes à la pollution</i> . Le centile 95 (---) et la plage des valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentés pour chaque macrohabitat, de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent.....	210
Annexe 5d.	Critères de référence pour la variable No 6 de l'IIB : <i>Abondance relative des poissons tolérants à la pollution</i> . Le centile 95 (---) et la plage des valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentés pour chaque macrohabitat, de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent.....	211
Annexe 5e.	Critères de référence pour la variable No 7 de l'IIB : <i>Abondance relative des onnivores</i> . Le centile 95 (---) et la plage des valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentés pour chaque macrohabitat, de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent..	212
Annexe 5f.	Critères de référence pour la variable No 8 de l'IIB : <i>Abondance relative des cyprinidés insectivores</i> . Le centile 95 (---) et la plage des valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentés pour chaque macrohabitat, de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent.....	213

Annexe 5g. Critères de référence pour la variable No 8 de l'IIB : <i>Abondance relative des insectivores</i> . Le centile 95 (---) et la plage des valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentés pour chaque macrohabitat, de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent.....	214
Annexe 5h. Critères de référence pour la variable No 9 de l'IIB : <i>Abondance relative des piscivores</i> . Le centile 95 (---) et la plage des valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentés pour chaque macrohabitat, de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent..	215
Annexe 5i. Critères de référence pour la variable No 10 de l'IIB : <i>Biomasse totale par unité d'effort des espèces indigènes capturées au filet, excluant les tolérants</i> . Le centile 95 (---) et la plage des valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentés pour chaque macrohabitat, de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent	216
Annexe 5j. Critères de référence pour la variable No 11 de l'IIB : <i>Abondance relative des poissons phytophiles</i> . Le centile 95 (---) et la plage des valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentés pour chaque macrohabitat, de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent.....	217
Annexe 5k. Critères de référence pour la variable No 12 de l'IIB : <i>Pourcentage de poissons affectés par des anomalies de type déformation, érosion, lésion ou tumeur (DELT)</i> . Les valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentées pour la rive nord (a) et la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent.....	218
Annexe 6a. Nombre total de captures et prise par unité d'effort (PUE) des différentes espèces de poissons de la rive nord du fleuve Saint-Laurent.....	219
Annexe 6b. Nombre total de captures et prise par unité d'effort (PUE) des différentes espèces de poissons de la rive sud du fleuve Saint-Laurent.....	222
Annexe 7a. Biomasse totale (g) et biomasse prélevée par unité d'effort (BUE (g)) des différentes espèces de poissons de la rive nord du fleuve Saint-Laurent.....	224
Annexe 7b. Biomasse totale (g) et biomasse prélevée par unité d'effort (BUE (g)) des différentes espèces de poissons de la rive sud du fleuve Saint-Laurent	226
Annexe 8. Densité relative et PUE des poissons en fonction de leur tolérance à la pollution pour les segments du fleuve Saint-Laurent	228
Annexe 9. Densité relative et PUE des poissons en fonction de leur tolérance à la pollution pour les secteurs du fleuve Saint-Laurent	229
Annexe 10. Densité relative et PUE des poissons en fonction de leur niveau trophique pour les segments du fleuve Saint-Laurent	230
Annexe 11. Densité relative et PUE des poissons en fonction de leur niveau trophique pour les secteurs du fleuve Saint-Laurent	231
Annexe 12. Densité relative et PUE des poissons en fonction de leur type de reproduction pour les segments du fleuve Saint-Laurent	232

Annexe 13. Densité relative et PUE des poissons en fonction de leur type de reproduction pour les secteurs du fleuve Saint-Laurent	233
Annexe 14. Relation entre l'IIB à cotes discrètes (1, 3, 5) et ses diverses variables pour les segments du fleuve Saint-Laurent.....	234
Annexe 15. Relation entre l'IIB à cotes continues et ses diverses variables pour les segments du fleuve Saint-Laurent.....	236

RÉSUMÉ

Instauré par la Société de la faune et des parcs du Québec, le Réseau de suivi ichtyologique du fleuve Saint-Laurent (RSI) vise à prélever, de façon standardisée et reproductible, des données quantitatives sur les communautés de poissons qui permettent d'évaluer l'état et l'évolution de l'écosystème du Saint-Laurent. Entre 1995 et 1997, les poissons du Saint-Laurent ont été échantillonnés dans cinq secteurs situés en amont de Québec (603 stations) : le lac Saint-François, le lac Saint-Louis, le lac Saint-Pierre et son archipel ainsi que Gentilly-Batiscan et Grondines–Saint-Nicolas. Les objectifs de cette étude sont de caractériser les communautés des divers secteurs du Saint-Laurent par la comparaison spatiale de différentes variables de communautés, de développer un indice d'intégrité biotique (IIB) pour mesurer l'état de santé du fleuve et de tenter d'établir des relations entre l'état des communautés de poissons et les sources de perturbations d'habitat et de pollution du Saint-Laurent.

Les rives nord et sud du Saint-Laurent sont constituées respectivement de trois et de deux communautés distinctes, selon la composition spécifique des poissons. Les secteurs montrant les plus fortes densités et diversités sont ceux du lac Saint-Louis et de l'archipel du lac Saint-Pierre (jusqu'à 1 494 prises par unité d'effort (PUE) et 38 espèces) tandis que les biomasses maximales sont observées pour certains segments du lac Saint-Louis, de la rive sud du lac Saint-Pierre et de Gentilly-Batiscan ainsi que de la rive nord de Grondines–Donnacona (jusqu'à 28 167 g de biomasse par unité d'effort (BUE)). En revanche, les secteurs du lac Saint-François, de la rive nord de Gentilly-Batiscan et de Grondines–Donnacona affichent les densités et nombres d'espèces parmi les plus faibles, avec un maximum de 133 PUE et de 21 espèces. Les biomasses les plus basses sont notées sur la rive sud du lac Saint-François, la rive nord de Gentilly-Batiscan et la rive sud de Grondines–Donnacona (< 8 000 BUE).

Dans l'ensemble, le Saint-Laurent est dans un état passablement dégradé, tel que mis en évidence par

l'IIB qui oscille généralement de moyen à faible. Le secteur le plus perturbé est le lac Saint-François, ce qui démontre l'impact négatif sur les communautés de l'érection de barrages à l'entrée et à la sortie du lac, du rehaussement et de la stabilisation du niveau d'eau ainsi que de l'élimination de la plaine d'inondation printanière et de zones de rapides. Malgré la grande diversité d'habitats et plusieurs facteurs favorables, les communautés des rives nord et sud du lac Saint-Louis sont perturbées localement en aval de la confluence de la rivière des Outaouais et en aval de la zone de confluence de la rivière Saint-Louis qui reçoit la pollution résiduelle de trois entreprises industrielles polluantes. La diminution de l'IIB en aval de la rivière Portneuf, sur la rive nord de Grondines–Donnacona, met aussi en évidence une dégradation ponctuelle. Par ailleurs, la récupération des communautés observée sur la rive nord de l'archipel du lac Saint-Pierre, un secteur caractérisé par une grande diversité d'habitats, pourrait refléter la dilution de la pollution associée aux rejets municipaux de Laval et de la ville de Montréal. La communauté distincte du secteur Grondines–Donnacona coïncide avec le début de la portion mésotidale, caractérisée par une amplitude marégraphique importante, un renversement du courant au flot et une moins grande diversité végétale. Ces facteurs naturels expliquent aussi les particularités observées pour plusieurs variables de communautés. Pour le lac Saint-Pierre et Gentilly-Batiscan, aucune convergence n'a pu être observée entre les diverses variables. L'IIB développé pour le Saint-Laurent s'est avéré, dans l'ensemble, un outil sensible pour déceler l'impact de certaines sources de pollution et de certaines perturbations d'habitat. Dans sa forme actuelle, il ne peut cependant être utilisé comme indicateur unique de l'état de santé du fleuve. Des recommandations proposées pour les futures campagnes d'échantillonnage devraient permettre de le raffiner et d'en faire un meilleur outil pour le suivi spatiotemporel des communautés de poissons du fleuve Saint-Laurent.

— CHAPITRE 1 —

INTRODUCTION

Les perturbations produites par les activités urbaines, industrielles et agricoles ont exercé et exercent toujours des pressions considérables sur les écosystèmes fluviaux, dont le fleuve Saint-Laurent, lesquelles se traduisent par une dégradation de la qualité de l'eau et des habitats dont dépend la vie aquatique (Tramer et Rogers 1973; Klein 1979; Gammon *et al.* 1990; Allan et Flecker 1993). Depuis sa création en 1994, le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) (maintenant la Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ), depuis juin 1999) a pour mission de « s'assurer, en plus d'assurer lui-même, dans une perspective de développement durable, de la protection de l'environnement ainsi que de la conservation et de la mise en valeur de la faune et de son habitat » notamment par « la protection des écosystèmes et de la biodiversité » (MEF 1994a, 1998a).

La surveillance de l'écosystème aquatique basée exclusivement sur la mesure de la concentration de polluants dans l'eau ne permet pas de mesurer la qualité de l'habitat. Elle ne permet pas non plus d'évaluer l'effet des polluants non mesurés ou présents à des seuils inférieurs aux limites de détection des méthodes analytiques, ni les effets synergiques, additifs et antagonistes de différents polluants, etc. C'est pourquoi des mesures au niveau de l'organisation du vivant sont nécessaires (Cairns et Dickson 1971; Gammon 1980; Ohio EPA 1988a; Oberdoff et Hughes 1992).

Le suivi des communautés biologiques constitue une approche holistique et systémique pour l'évaluation des cours d'eau (Ohio EPA 1988a). Les communautés biologiques reflètent les conditions du bassin versant parce qu'elles sont sensibles aux changements de nombreux facteurs environnementaux (Karr 1987). Plusieurs groupes taxinomiques permettent d'effectuer le suivi de la qualité des écosystèmes aquatiques, notamment

les algues (Whitton *et al.* 1991; Cattaneo *et al.* 1995; Vis *et al.* 1998; Barbour *et al.* 1999; Hill *et al.* 2000), les macrophytes (Thiébaud et Muller 1986; Haslam 1990; Small *et al.* 1996), les amphibiens et reptiles (Heyer *et al.* 1994), les macroinvertébrés benthiques (Hilsenhoff 1988; Ohio EPA 1989; AFNOR 1992; Willsie 1993; Kerans et Karr (1994); St-Onge et Richard (1994); Barbour *et al.* 1999; Pelletier 2002) et les poissons (Karr *et al.* 1986; Ohio EPA 1988b; Leclerc (1990); Richard (1994); Barbour *et al.* 1999; Simon 1999a; La Violette 1999). Parmi ces groupes, les poissons possèdent plusieurs attributs d'un bon indicateur environnemental (Hendricks *et al.* 1980; Berkman *et al.* 1986; Karr *et al.* 1986; Harris 1995): ils sont omniprésents dans la plupart des plans d'eau, quels qu'en soient la taille ou le niveau d'intégrité; ils occupent plusieurs niveaux trophiques, ce qui permet une intégration verticale des changements et perturbations qui surviennent dans la chaîne alimentaire; certaines espèces sont longévives et se déplacent, ce qui permet une intégration à la fois temporelle et spatiale; ils sont généralement faciles à échantillonner et à identifier; des connaissances étendues existent sur la biologie et les exigences de nombreuses espèces; ils se prêtent à la mesure des conditions chroniques ou aiguës induites par les substances toxiques; et finalement, ils ont l'intérêt du grand public et des décideurs en raison de leur valeur socio-économique, ce qui se traduit par un support important à la recherche dans ce domaine.

Plusieurs caractéristiques de la structure d'une communauté biologique tels la densité, la biomasse, la composition des espèces, le nombre d'espèces, l'organisation trophique, de même qu'une variété d'indices biotiques sont communément utilisées pour effectuer le suivi écologique (Spellerberg 1991). Les indices biotiques les plus appropriés et les plus intégrateurs englobent

plusieurs caractéristiques mesurables des communautés (Karr 1998). Ces caractéristiques par elles-mêmes ne sont pas toujours un indicateur fiable de la dégradation du milieu, mais lorsque agrégées dans un indice biotique à variables multiples, elles deviennent fortement corrélées à cette dégradation (Karr 1987). De plus, puisque l'information fournie par chacune des caractéristiques est préservée, celle-ci peut être utilisée pour démontrer un type particulier de dégradation à un site; par exemple, les anomalies externes peuvent indiquer une contamination par les substances toxiques (Harris 1995).

L'indice d'intégrité biotique (IIB) (Karr 1981; Karr *et al.* 1986) est une mesure synthétique colligeant plusieurs caractéristiques des communautés de poissons qui permet d'évaluer l'état de santé des cours d'eau, tant sur le plan spatial que temporel. Cet outil de suivi a été développé pour les ruisseaux du Midwest des États-Unis et adapté à plus d'une centaine de reprises pour les écosystèmes aquatiques de tous les continents (Simon et Lyons 1995; Hughes et Oberdoff 1999; Simon 1999a). Il a notamment été adapté pour les Grands Lacs (Minns *et al.* 1994; Thoma 1999) et au Québec, pour les affluents du Saint-Laurent (Richard 1994, 1996; La Violette et Richard 1996; Martel et Richard 1998; Saint-Jacques 1998; La Violette 1999; Rioux et Gagnon 2001; Saint-Jacques et Richard 2002). En ce qui a trait au fleuve Saint-Laurent comme tel, une tentative d'adaptation a été faite mais ne s'applique qu'à une portion très limitée du fleuve (Leclerc 1990).

Dans la portion québécoise des eaux douces du Saint-Laurent, les études systématiques les plus récentes des communautés de poissons datent d'une trentaine d'années et ne couvrent que certains secteurs du fleuve (Mongeau 1979; Massé et Mongeau 1974, 1976; Mongeau et Massé 1976; Paquet 1974, 1977). Dans tous les cas, le but visé étant d'inventorier les espèces présentes, les données recueillies se limitent par conséquent à des dénombrements par espèce. Par ailleurs, seul l'inventaire de Paquet (1974, 1977) a été répété (Fournier et Deschamps 1997). La seule série

temporelle de données qui existe sur l'abondance des communautés de poissons du fleuve couvre une période d'environ 30 ans et provient de la pêcherie fixe de l'Aquarium du Québec, sise à Saint-Nicolas (Robitaille *et al.* 1987), ce qui, sur le plan spatial, correspond à une portion limitée du fleuve. Plus récemment, d'autres études des communautés ichthyologiques ont été réalisées pour l'étude de problématiques spécifiques à certains secteurs (Cherradi 1987; Beaulieu 1988; Crabbé *et al.* 1997) et ne peuvent donc servir à établir des comparaisons spatiales.

Reconnaissant d'une part, l'absence de données récentes et représentatives de l'ensemble des eaux douces du fleuve Saint-Laurent qui puissent être mises à jour périodiquement et d'autre part, l'importance de ces données pour évaluer l'état actuel de l'écosystème du Saint-Laurent à la suite des nombreuses interventions de restauration réalisées depuis 1978 (assainissement des eaux usées municipales et industrielles, amélioration des pratiques agricoles, conservation et restauration d'habitats), la Société de la faune et des parcs du Québec (autrefois la section faune du MEF), dans le cadre du programme Saint-Laurent Vision 2000, a instauré le Réseau de suivi ichthyologique du fleuve Saint-Laurent (RSI).

Ce programme d'acquisition de connaissances sur les poissons du Saint-Laurent visait à prélever, de façon standardisée et reproductible, des données quantitatives sur les communautés de poissons, qui en retour, permettraient d'évaluer l'état de santé du fleuve. Simultanément, la cueillette de données sur certaines populations de poissons exploitées pour la pêche sportive ou commerciale avait pour but de suivre l'état des stocks et de mesurer l'efficacité des plans de gestion (Vachon et Dumont, en préparation). De plus, des analyses de substances toxiques contenues dans la chair d'espèces d'intérêt sportif et dans les meuniers noirs entiers, réalisées en collaboration avec le ministère de l'Environnement du Québec (autrefois la section environnement du MEF), permettaient d'évaluer les risques pour la santé humaine par la publication et la

mise à jour du Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce <<http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/guide/index.htm>> et d'effectuer un suivi du niveau de contamination du milieu aquatique (Laliberté, en préparation). Le RSI aurait aussi des bénéfices multiples, notamment en ce qui a trait à l'évaluation de la biodiversité (engagement du gouvernement du Québec, au Sommet de la Terre à Rio de Janeiro, en 1992, reconduit à Johannesburg, en 2002), au recensement des espèces menacées, vulnérables ou exotiques et à l'élaboration de plans d'action et de réhabilitation du milieu pour les diverses Zones d'intervention prioritaires (ZIP) réparties le long du Saint-Laurent. Enfin, un appel lancé aux directeurs de départements de biologie des différentes universités québécoises et à des chercheurs gouvernementaux a fourni la possibilité de recherches plus approfondies sur l'effet de la contamination chimique sur les mécanismes de stress des poissons (TOXEN-UQAM), le contenu en nutriments des poissons de pêche sportive du lac Saint-Pierre (Dewailly et Blanchet 2000), la prévalence de la douve de l'œil chez le doré jaune et le meunier noir (Marcogliese *et al.* 2001) ainsi que celle de papillomes labiaux chez le meunier noir (Mikaelian *et al.* 2000). Répété environ tous

les cinq ans, ce programme d'échantillonnage permettra de suivre l'évolution temporelle des communautés et des différents paramètres.

Pour la première campagne d'échantillonnage du RSI, qui s'est échelonnée de 1995 à 1997, cinq secteurs du fleuve Saint-Laurent situés en amont de Québec ont été couverts (603 stations) : le lac Saint-François, le lac Saint-Louis, le lac Saint-Pierre et son archipel ainsi que les secteurs de Gentilly-Batiscan et de Grondines–Saint-Nicolas.

De façon plus précise, les objectifs visés par ce rapport sont : (1) de caractériser les communautés de poissons des divers secteurs du Saint-Laurent par la comparaison spatiale de la densité, de la biomasse, du nombre d'espèces, de la tolérance à la pollution, de la composition trophique, des types de reproduction et de l'incidence d'anomalies; (2) de développer un indice d'intégrité biotique qui permette d'évaluer l'état de santé du Saint-Laurent; et (3) de tenter d'établir des relations entre l'état des communautés de poissons et les sources de pollution et de perturbations d'habitat du Saint-Laurent. Des recommandations sont aussi formulées pour la seconde campagne d'échantillonnage qui servira notamment à raffiner l'IIB.

— CHAPITRE 2 —

AIRE D'ÉTUDE

Le bassin Grands Lacs – Saint-Laurent couvre une superficie approximative de 720 000 km², dont les Grands Lacs avec 250 000 km² en occupent environ le tiers, et le fleuve avec 470 000 km², près des deux tiers (Frenette *et al.* 1989). Dans sa partie d'eau douce, entre Cornwall (Ontario) et les environs de Québec (île d'Orléans), le fleuve coule sur 424 km. Des caractéristiques hydrologiques et morphométriques distinctes permettent de le diviser en deux sections : le « *tronçon fluvial* » et l'« *estuaire fluvial* ». Le tronçon fluvial s'allonge sur 243 km de Cornwall jusqu'à l'exutoire du lac Saint-Pierre et est caractérisé par la présence de rapides, de lacs, d'îles et d'îlots. L'estuaire fluvial, marqué par l'influence des marées, s'étend sur 181 km entre l'extrémité est du lac Saint-Pierre et la pointe est de l'île d'Orléans, sous la forme d'un étroit corridor peu sinueux (CSL 1996). Le temps moyen de parcours des eaux dans le chenal maritime est de l'ordre de quatre à sept jours entre Cornwall et Portneuf (région non soumise au renversement de courant) et de deux jours entre Portneuf et l'île d'Orléans (Frenette *et al.* 1989). Le Saint-Laurent comporte cinq masses d'eau principales et plusieurs masses d'eau secondaires associées aux principaux affluents (CSL 1996).

La présente étude porte sur cinq secteurs du fleuve situés entre Cornwall et Québec (lac Saint-François, lac Saint-Louis, lac Saint-Pierre et son archipel, Gentilly-Batiscan et Grondines-Saint-Nicolas), lesquels couvrent une distance de 171 km (figure 1). Cette section du texte met en évidence les principales caractéristiques de chaque secteur, de même que les modifications physiques de l'habitat et les sources de pollution les plus importantes. Puisqu'il s'agit d'informations accessoires à l'étude des communautés de poissons, elles ont été colligées à partir de la littérature. Les références consultées n'étaient pas toutes de source primaire, dataient parfois de

plusieurs années et ne correspondaient pas toujours aux limites exactes des secteurs d'étude. Le but visé est donc uniquement d'offrir au lecteur un survol général des différents secteurs du fleuve pour lui permettre une meilleure compréhension des résultats relatifs aux communautés de poissons.

2.1 LAC SAINT-FRANÇOIS

Le lac Saint-François est un élargissement du fleuve Saint-Laurent de près de 7 km de largeur (Morin 2001) sur 57 km de longueur qui s'étend de Cornwall à la pointe ouest de l'île Salaberry (figure 2) et couvre une superficie de 272 km² dont 69 % est située au Québec. Son volume total est de 1,5 km³, sa profondeur maximale de 26,0 m et sa profondeur moyenne de 5,7 m (Morin 2001). On le qualifie de « *lac fluvial* » car sa superficie est caractéristique d'un lac mais son dynamisme d'écoulement est typique d'un fleuve. Le lac Saint-François présente un débit moyen de 7 500 m³/s, une vitesse moyenne du courant de 0,26 m/s (Morin 2001) et un temps de résidence moyen de 32 h dans le chenal maritime (Frenette *et al.* 1989) et de 12 jours, de part et d'autre (Lorrain et Carignan 1993). Par conséquent, la stratification thermique est presque inexistante. Le niveau d'eau du lac Saint-François est stabilisé artificiellement par des ouvrages de contrôle aux exutoires qui limitent les variations à moins de 15 cm annuellement (Morin 2001). Par ailleurs, à l'amont du lac Saint-François, le débit du fleuve est contrôlé par le barrage Moses-Saunders qui règle le niveau d'eau du lac Ontario depuis 1958.

La contribution des affluents est peu significative, représentant environ 2 % du débit du lac Saint-François. La quasi-totalité des eaux qui alimente le lac provient donc du lac Ontario (figure 3). Les principaux affluents sont situés sur la rive sud. Ils sont, d'ouest en est, les rivières

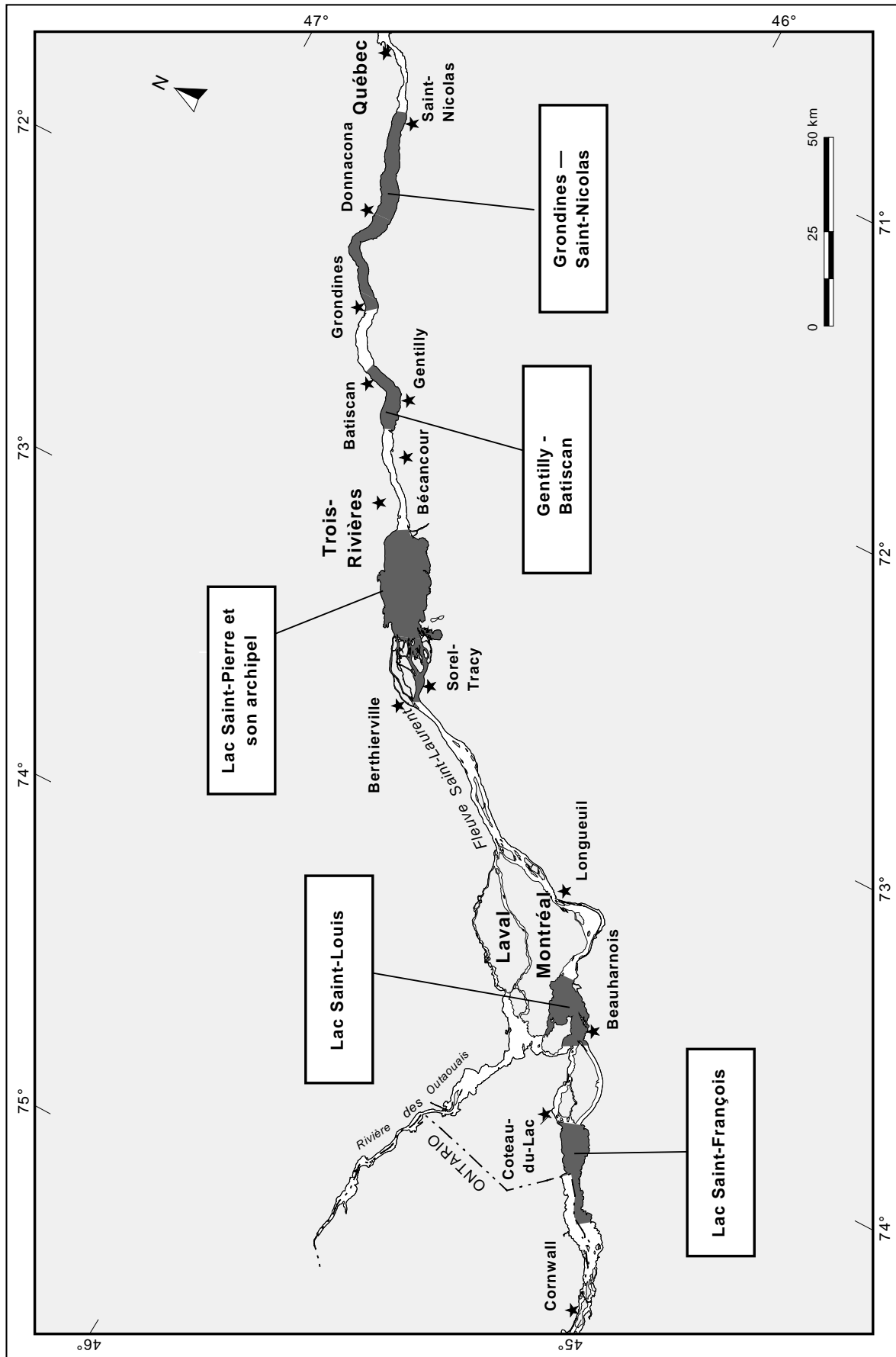


Figure 1. Secteurs du fleuve Saint-Laurent échantillonnés entre 1995 et 1997 pour le suivi ichthyologique

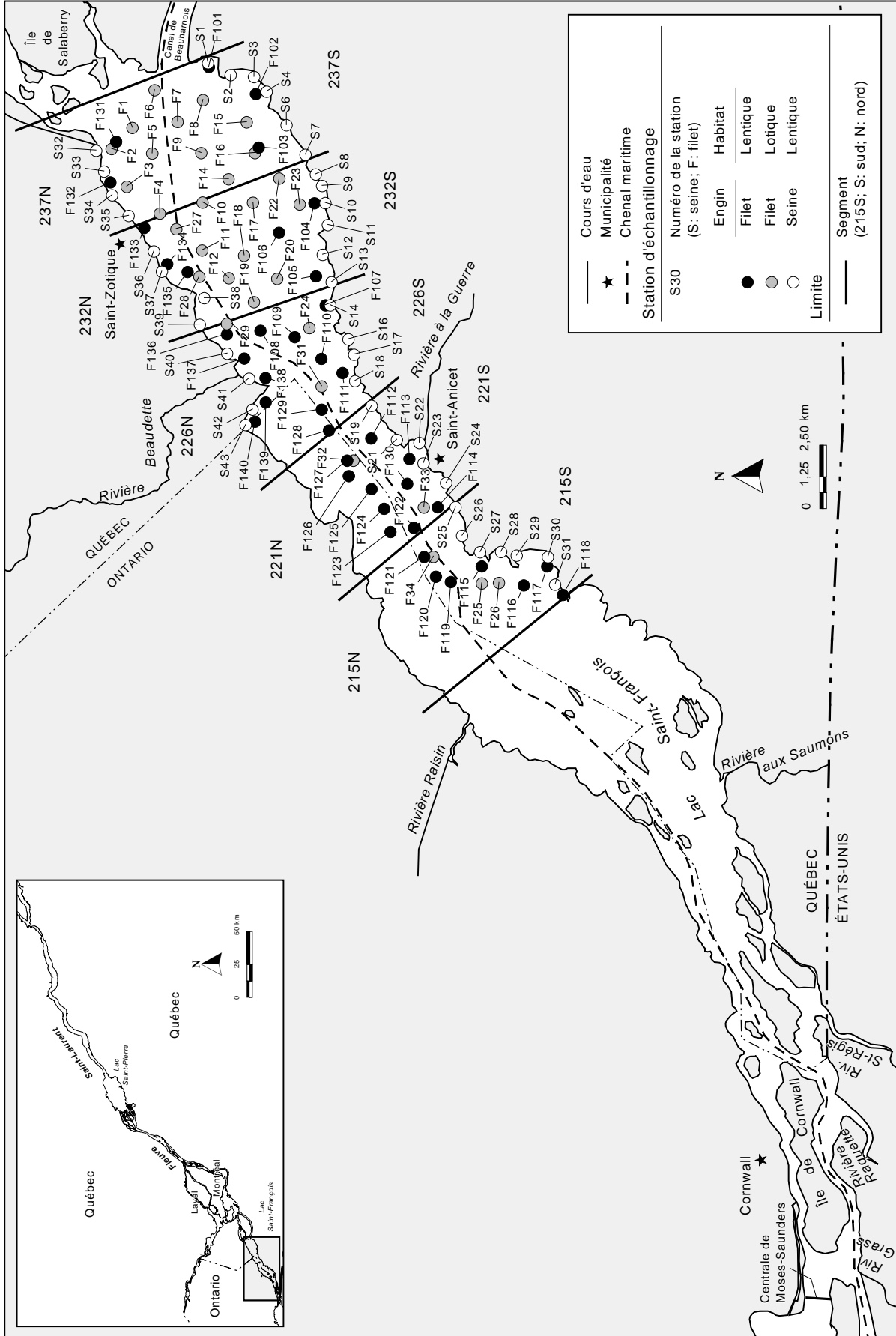


Figure 2. Emplacement des stations d'échantillonnage des communautés ichthyologiques pour les segments du lac Saint-François (1996)

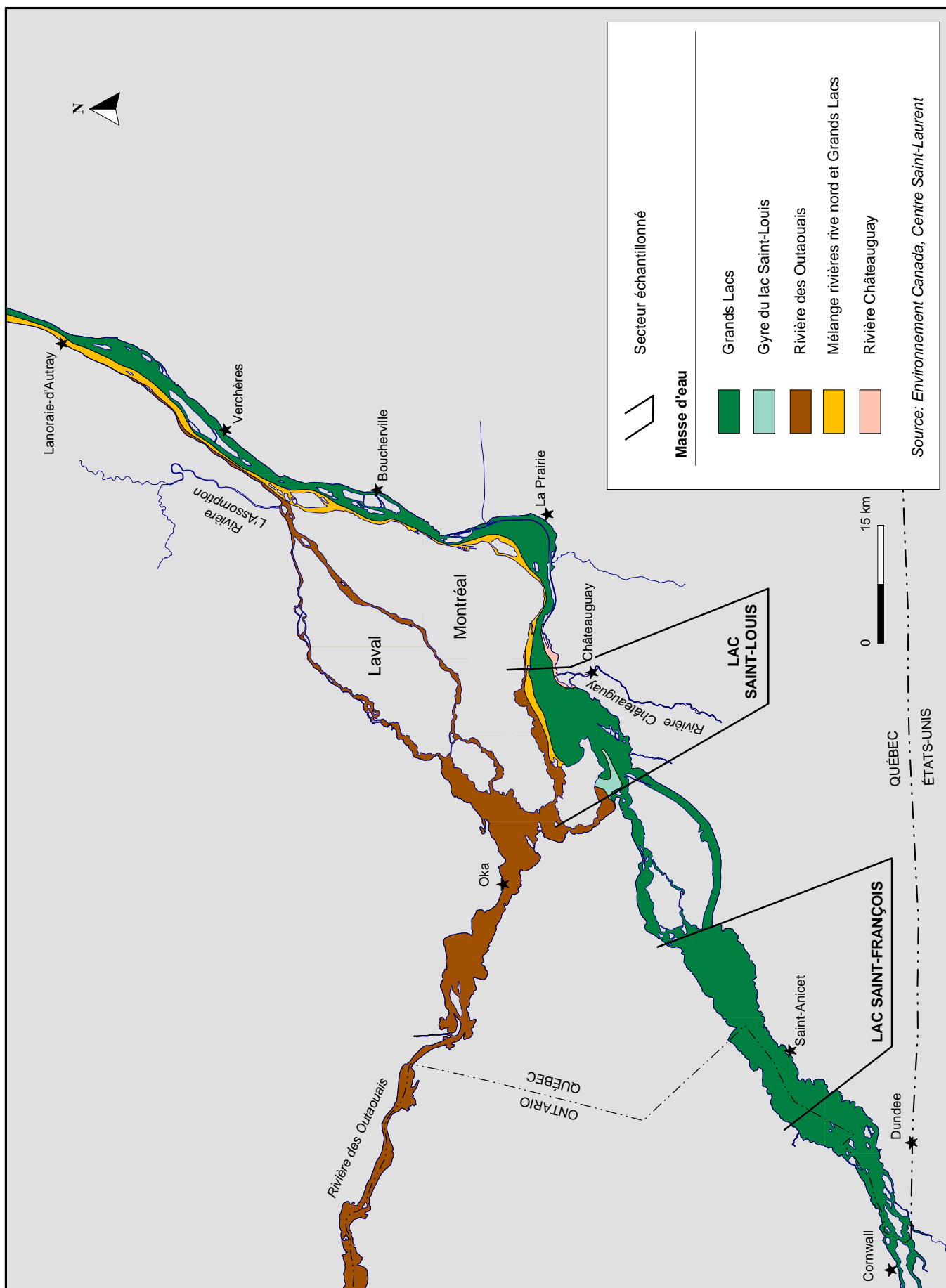


Figure 3a. Délimitation des principales masses d'eau entre Cornwall et Lanoraie-d'Autray

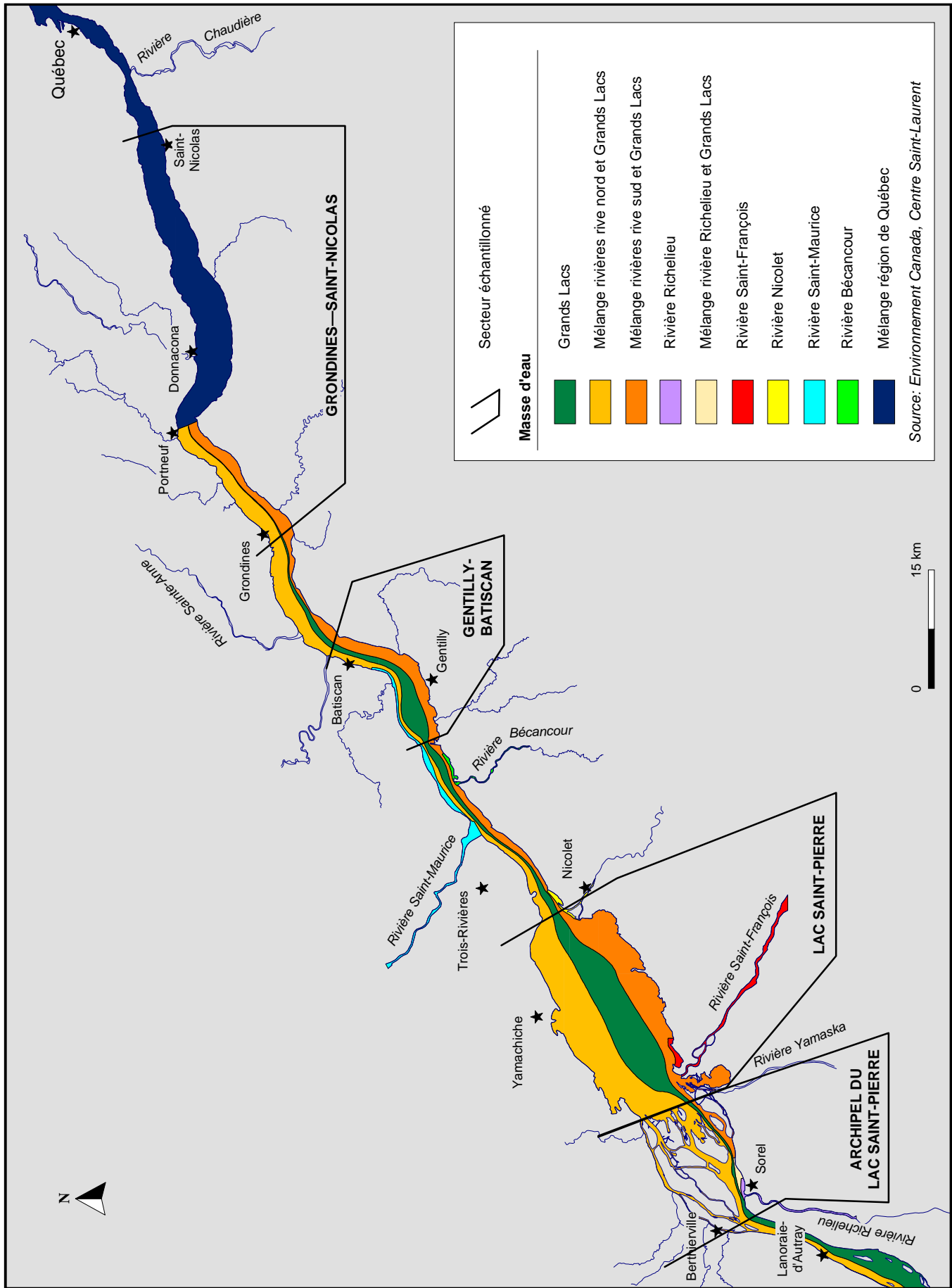


Figure 3b. Délimitation des principales masses d'eau entre Lanoraie-d'Autray et Québec

Grass (32 m³/s), Raquette (67 m³/s), Saint-Régis (31 m³/s), aux Saumons (19 m³/s) et à la Guerre (< 5 m³/s). Sur la rive nord, les rivières Raisin et Beaudette ont un débit annuel moyen inférieur à 5 m³/s chacune (Morin 2001).

Les premières modifications du milieu physique naturel du lac Saint-François remontent à 1842 avec la construction de l'ancien canal de Beauharnois (Morin 2001). D'autres travaux de canalisation et d'endiguement ont suivi avant l'inauguration de l'actuel canal de Beauharnois en 1932 et de la voie maritime du Saint-Laurent en 1955. L'ensemble des travaux a profondément modifié le régime des eaux du lac. L'évacuation des eaux qui s'effectuait, à l'origine, par les nombreux chenaux entre les îles de Valleyfield se fait maintenant presque uniquement par le canal artificiel de Beauharnois (Mongeau 1979). Des barrages construits à la sortie naturelle du lac assurent le maintien du niveau du lac et favorisent la dérivation de l'eau vers le canal de Beauharnois. Par ailleurs, avant les travaux, l'eau du fleuve chutait de 25 m, en quatre étapes, entre les lacs Saint-François et Saint-Louis; elle effectue désormais une seule chute verticale de 25 m à la centrale de Beauharnois (Mongeau 1979). La régularisation a aussi modifié la répartition annuelle des débits, les réduisant en été et les augmentant à l'automne et à l'hiver (Morin 2001). Les variations du niveau d'eau de 30 à 50 cm annuellement avant 1952, ont diminué progressivement à 20 cm vers 1960, puis à moins de 15 cm présentement (Morin 2001), éliminant ainsi les plaines inondables (Auclair 1994). En plus d'être strictement régularisé, le niveau actuel de l'eau est maintenant stabilisé autour de 46,5 m (Morin 2001), ce qui constitue un rehaussement de 0,4 m par rapport au niveau d'origine (Auclair 1994). Ce niveau plus élevé crée une inversion du courant de certains affluents (Mongeau 1979). Il a aussi contribué à modifier la végétation aquatique en remplaçant les émergentes des hauts-fonds par des submergées (Morin 2001).

La contamination du lac Saint-François par les métaux et les substances toxiques organiques

origine principalement du lac Ontario et de la partie internationale du Saint-Laurent où Cornwall (Ontario) et Massena (New York) constituent deux pôles industriels importants (Sloterdijk 1990; Carignan *et al.* 1994). La partie québécoise du lac Saint-François est très peu industrialisée; on n'y dénombre aucune industrie visée par le plan d'action Saint-Laurent (Fortin *et al.* 1994a). Les autres sources de pollution possibles sont les affluents et les eaux usées municipales (Auclair 1994). Dans les deux cas les débits en cause sont faibles. Au Québec, les municipalités de Les Coteaux et de Saint-Zotique traitent leurs eaux municipales depuis le printemps 1996.

2.2 LAC SAINT-LOUIS

Le lac Saint-Louis est un élargissement naturel du fleuve Saint-Laurent situé au sud-ouest de l'île de Montréal (figure 4). Long de 23 km et large d'au plus 11 km (Beaulieu 1988), il présente une superficie de 208 km², dont l'île Perrot en occupe le cinquième (41 km²). Les profondeurs maximales de 27 m se trouvent dans la fosse de Beauharnois; ailleurs dans le chenal, la profondeur dépasse rarement 12 m (Beaulieu 1988). La vaste étendue des zones peu profondes sur le pourtour du lac et des îles se traduit toutefois par une profondeur moyenne de 3,4 m (Carignan et Lorrain 2000). Ce « lac fluvial » a un débit moyen de 8 400 m³/s (Frenette *et al.* 1989). La vitesse du courant dépasse 0,6 m/s au centre du chenal de navigation et oscille entre 0 et 0,3 m/s, près des rives (Frenette *et al.* 1989). Le temps de résidence moyen varie de 12 h, dans le chenal maritime (Frenette *et al.* 1989), à 48 h, de part et d'autre (Lorrain et Carignan 1993). Le lac Saint-Louis reçoit la plus grande partie de ses eaux des Grands Lacs par l'intermédiaire du lac Saint-François (environ 7 500 m³/s) auxquelles s'ajoutent sur la rive nord, une portion du débit de la rivière des Outaouais (1 937 m³/s; Environnement Canada 1997), et sur la rive sud, les apports des rivières Saint-Louis (5,4 m³/s; Sérodes et Talbot 1980) et Châteauguay (33 m³/s; Environnement Canada 1997). En raison du contrôle de

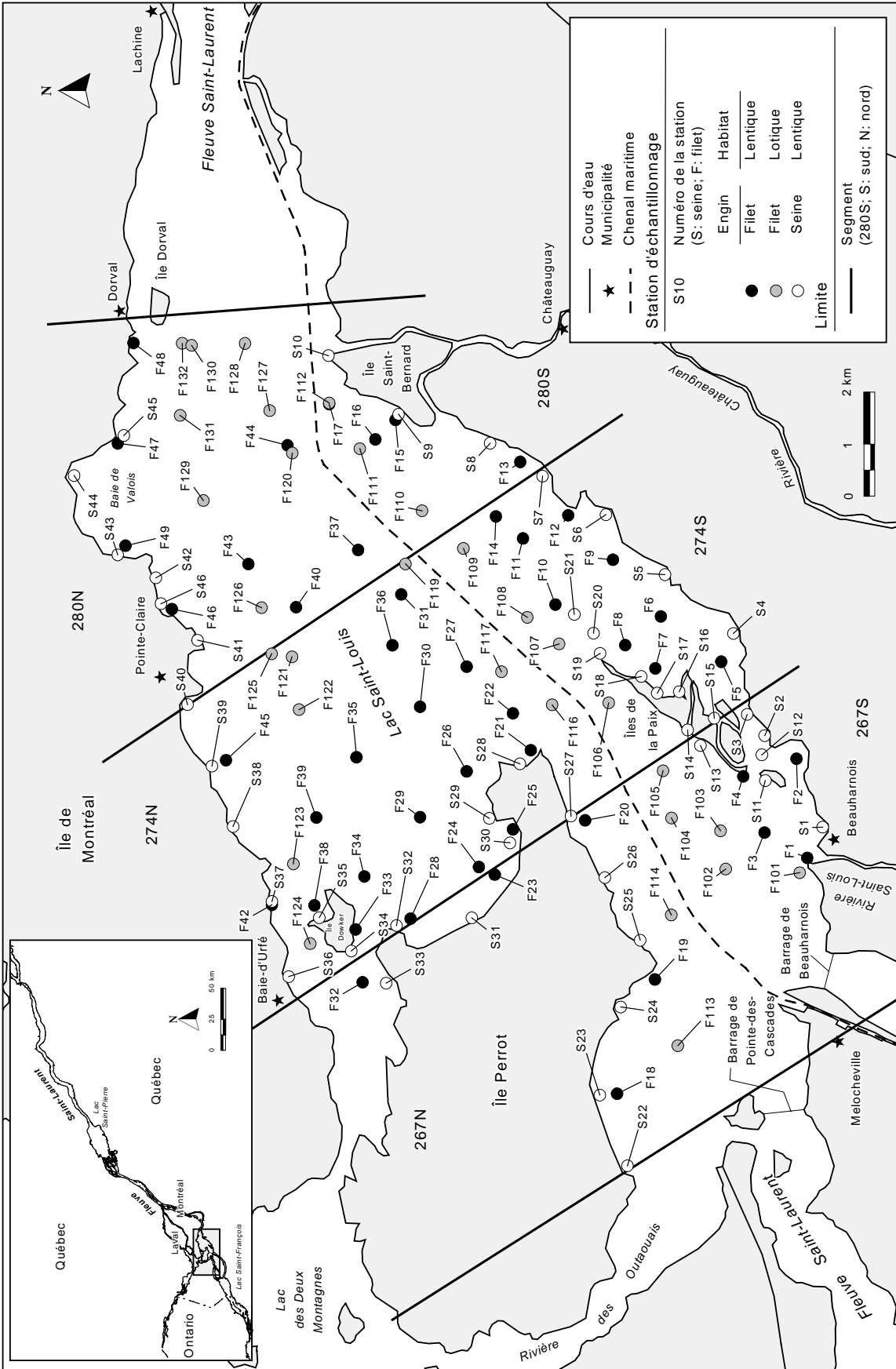


Figure 4. Emplacement des stations d'échantillonnage des communautés ichthyologiques pour les segments du lac Saint-Louis (1997)

l'écoulement en amont, les fluctuations de débit et de niveau d'eau du lac sont peu marquées. Cependant, en période de crue printanière, la rivière des Outaouais, dont le débit est alors d'environ 3 500 m³/s (MEF 1996), peut occasionnellement fournir jusqu'à 50 % des apports au fleuve (CSL et Université Laval 1991 cités par CSL 1996).

Le lac Saint-Louis se compose principalement de trois masses d'eau distinctes (Pageau et Lévesque 1970; Verrette 1990), auxquelles on réfère souvent par leur couleur (figure 3). Les eaux vertes en provenance des Grands Lacs occupent la quasi-totalité de la superficie du lac, à l'exception de deux étroites bandes qui longent la rive sud de l'île de Montréal et le sud-ouest de l'île Perrot. Les eaux brunes de la rivière des Outaouais accèdent au lac Saint-Louis, via le lac des Deux Montagnes, par deux exutoires situés au nord (rapides de Sainte-Anne) et au sud-ouest de l'île Perrot. Les eaux mixtes proviennent du mélange des deux masses d'origine. Les limites des masses d'eau illustrées à la figure 3 sont des médianes; des écarts importants sont observés en période de crue avec l'augmentation du débit de la rivière des Outaouais (Verrette 1990). Des différences physico-chimiques importantes existent entre les différentes masses d'eau. Par rapport aux eaux vertes, les eaux brunes sont plus acides, moins conductrices, moins dures et moins alcalines, plus colorées, plus turbides, moins riches en oxygène dissous et plus riches en éléments nutritifs (Pageau et Lévesque 1970; Germain et Janson 1984). On note l'absence généralisée de stratification thermique sauf en ce qui a trait à la superposition de masses d'eau différentes où, par exemple, dans la partie ouest du lac, en été, les eaux chaudes de la rivière des Outaouais coulent au-dessus des eaux des Grands Lacs (Pageau et Lévesque 1970; Carignan et Lorrain 2000).

La modification de l'écoulement des eaux liée à la dérivation progressive entre 1929 et 1958 de 84 % du débit du Saint-Laurent par le canal de Beauharnois et à la construction des ouvrages

hydroélectriques ont entraîné la perte d'environ 30 ha d'habitat dans les eaux profondes du lac Saint-Louis (Auclair 1995). Dans les années 1950, le dragage et le dépôt des déblais de dragage lors de la construction de la voie Maritime ont touché respectivement 130 ha et 138 ha propices à l'habitat du poisson. Il n'y a toutefois pas eu de dragage au lac Saint-Louis depuis 1959. Le batillage des navires commerciaux affecte les herbiers et la stabilité des rives et serait à l'origine de l'érosion observée sur la rive nord des îles de la Paix (Canards Illimités Canada 1985 cité par Auclair 1995). La dérivation des eaux par le canal de Beauharnois pourrait aussi contribuer au phénomène. Par ailleurs, en 1981, environ 68 % du périmètre du lac Saint-Louis était composé d'affectations de type urbain, la rive sud de l'île de Montréal et le nord-ouest de l'île Perrot étant les plus fortement urbanisés. La portion du périmètre riverain affectée à l'activité industrielle est de 1 % et est surtout concentrée à Melocheville et Beauharnois (Auclair 1995). Parmi les modifications d'habitat associées au développement urbain et à l'artificialisation des rives, on relève la réduction importante de la plaine inondable. De plus, la gestion des niveaux d'eau à la sortie des Grands Lacs combinée à la forte hydraulicité des décennies 1970 et 1980 ont entraîné des hausses des niveaux d'eau au lac Saint-Louis qui se sont traduites par des pertes de forêt riveraines et des modifications des milieux humides.

La majorité des entreprises industrielles sont situées sur la rive nord du lac Saint-Louis, principalement dans les municipalités de Pointe-Claire, Dorval, Lachine et Baie d'Urfé. Depuis 1988, ces entreprises sont raccordées au réseau d'égout municipal de la ville de Montréal et évacuent donc leurs eaux usées en aval du lac Saint-Louis. Les sources possibles de pollution sur cette rive sont donc la pollution résiduelle des stations d'épuration des eaux usées de l'île Perrot (3) et de Vaudreuil-Dorion ainsi que celle de la rivière des Outaouais. Dans cette dernière, les concentrations de plusieurs métaux, de certains pesticides et de BPC totaux dépassaient les critères de

toxicité chronique pour la vie aquatique en 1985 et 1991-1992. Sur la rive sud, le pôle industriel Melocheville-Beauharnois inclut quatre des 50 établissements industriels polluants visés par le plan d'action Saint-Laurent (PASL), dans les domaines de la métallurgie, des pâtes et papier et de la chimie organique. Établies entre 1936 et 1957, ces entreprises rejettent ou rejetaient leur effluents, traités ou non, directement dans le lac Saint-Louis ou indirectement par le biais de la rivière Saint-Louis. L'une d'elles est fermée depuis mai 1991. De plus, deux autres entreprises visées par le PASL (la troisième a fermé en 1992), déversent leurs eaux usées quelques kilomètres en amont du lac Saint-Louis, dans la rivière Saint-Charles et le canal de Beauharnois. La pollution résiduelle des stations d'épuration municipales de Beauharnois et de Melocheville, qui traitent leurs eaux depuis 1986, et des rivières Saint-Louis et Châteauguay affecte aussi la qualité de l'eau du lac Saint-Louis. Notons que depuis 1992, toutes les municipalités qui rejetaient leurs eaux usées brutes au lac Saint-Louis, se sont munies d'une station d'épuration. Par ailleurs, il existe au moins 14 sites contaminés dans les municipalités riveraines du lac Saint-Louis dont les eaux de lixiviation pourraient contaminer le lac (Fortin *et al.* 1994b).

2.3 LAC SAINT-PIERRE ET SON ARCHIPEL

Dernier élargissement majeur du fleuve Saint-Laurent avant l'estuaire, le lac Saint-Pierre et son archipel (figure 5) s'étendent approximativement de l'île aux Foins (Tracy) jusqu'à Pointe-du-Lac (rive nord) ou Nicolet (rive sud), sur une longueur de 48 km (Lessard 1991). Le secteur amont, l'archipel, comporte une multitude d'îles, dont les chenaux formeraient s'ils étaient aboutés 155 km de longueur. Le secteur aval, le lac Saint-Pierre, s'étend des rivières Maskinongé et Yamaska jusqu'à la rivière Nicolet et mesure 25,6 km de longueur sur 12,8 km de largeur (Massé et Mongeau 1974). La superficie de l'archipel est de 151 km², dont 58 % sont occupés par les îles (88 km²), celle du lac Saint-Pierre de 318 km², pour un total de 469 km² pour l'ensemble du réseau hydrographique. Le lac Saint-Pierre est

le moins profond des trois lacs fluviaux, avec une profondeur moyenne de 2,7 m (Carignan et Lorrain 2000). La profondeur maximale peut toutefois atteindre 13,7 m dans le chenal maritime (Massé et Mongeau 1974). La vitesse du courant est de l'ordre de 0,6 à 1 m/s dans le chenal de la voie maritime, et de moins de 0,3 m/s de part et d'autre (Environnement Canada 1981 cité par Sylvestre *et al.* 1992). Le temps de séjour moyen oscille entre 20 h dans le chenal maritime (Frenette *et al.* 1989) et 72 h de part et d'autre (Lorrain et Carignan 1993). L'une des principales caractéristiques du lac Saint-Pierre est la vaste étendue de sa plaine de débordement; pour une crue printanière récurrente aux deux ans, 14 000 ha peuvent être inondés pour une période de cinq à neuf semaines (Lessard 1991).

Le débit moyen annuel du fleuve est de 9 725 m³/s à l'entrée du lac Saint-Pierre et de 10 500 m³/s à la sortie (Lessard 1991). L'apport d'eau des nombreux affluents est donc important puisqu'il engendre un accroissement de 8 % du débit du fleuve. Les principaux affluents sont localisés sur la rive sud. D'ouest en est, ce sont les rivières Richelieu (374 m³/s), Yamaska (87 m³/s), Saint-François (219 m³/s) et Nicolet (77 m³/s) (Environnement Canada 1997). Sur la rive nord, on trouve les rivières la Chaloupe (2,1 m³/s), Bayonne (5,8 m³/s), Chicot (3,1 m³/s), Maskinongé (19 m³/s), du Loup (27 m³/s), Petite Yamachiche (1,6 m³/s) et Yamachiche (4,8 m³/s) (MLCP 1983). Au nord du chenal maritime, s'écoule la masse d'eaux mixtes « *des Outaouais-Grands Lacs* » à laquelle se sont mélangés graduellement les apports des rivières des Prairies, des Mille-Îles et L'Assomption (figure 3). Au centre, le flot rapide et laminaire des eaux vertes du fleuve en provenance des Grands Lacs empêche le mélange immédiat avec les eaux de la rive nord (Centreau 1974 cité par Lessard 1991). Le même phénomène se produit sur la rive sud où les eaux des principaux affluents sont rabattues le long de la rive, ne se mélangeant que lentement aux eaux du fleuve pour former la masse d'eaux mixtes « *Rivières de la rive sud-Grands Lacs* » (figure 3).

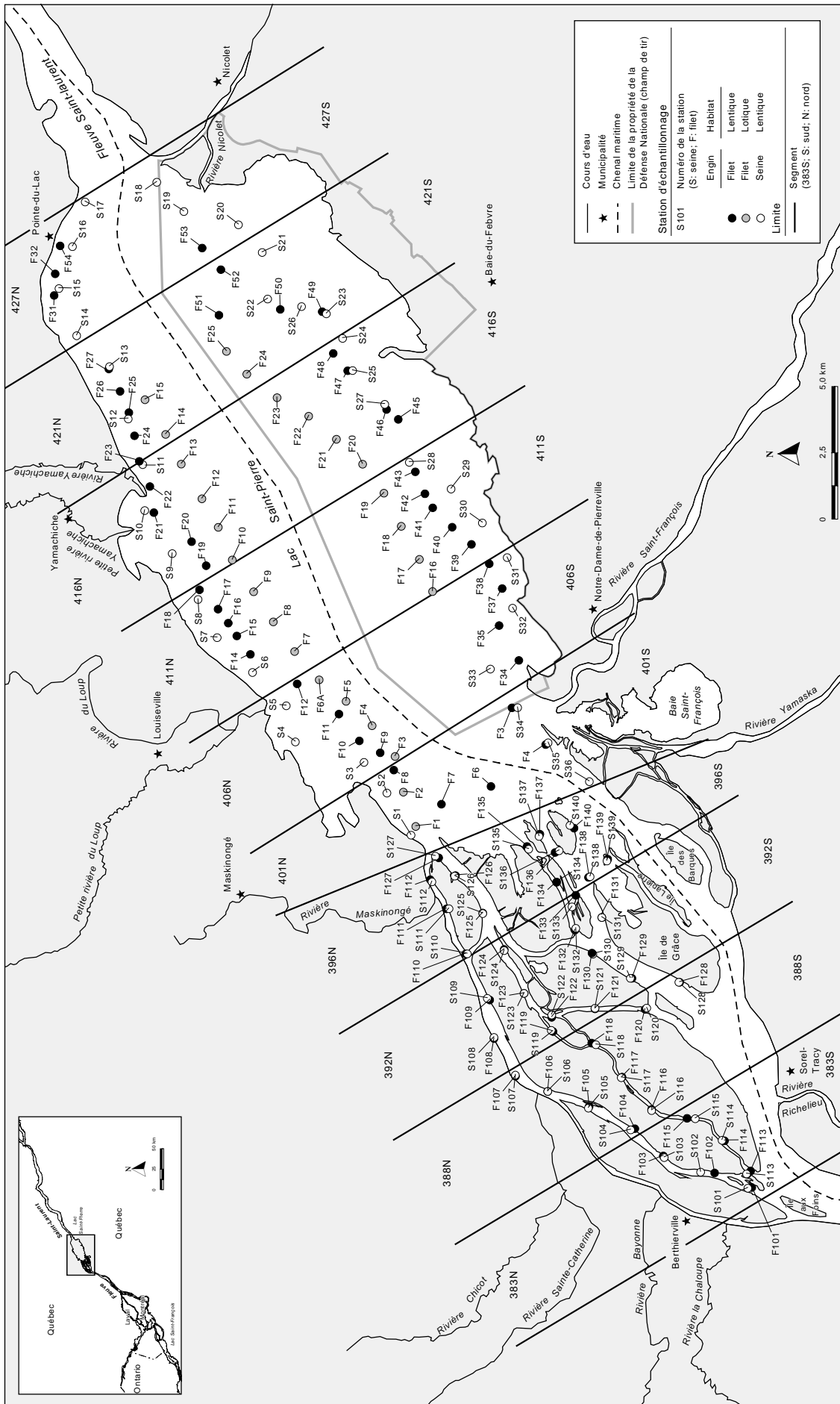


Figure 5. Emplacement des stations d'échantillonnage des communautés ichthyologiques pour les segments de l'archipel du lac Saint-Pierre et du lac Saint-Pierre (1995 et 1997)

Parmi les modifications d'habitat effectuées dans ce secteur, on compte la fermeture de cinq chenaux de l'archipel du lac Saint-Pierre par des barrages de pierre, érigés entre 1928 et 1931 (Lessard 1991). Ces structures ont pour but de maintenir le niveau des eaux en amont jusqu'au port de Montréal, en période d'étiage, et de concentrer les débits vers le chenal de navigation (Burton 1991). Elles ont modifié considérablement la dynamique d'écoulement du fleuve, la proportion des eaux empruntant le chenal s'étant accrue de 25 % à 85 %. Par ailleurs, avec les années, les eaux rapides ont effrité l'étanchéité des barrages, qu'elles franchissent maintenant, remaniant ainsi constamment les îles (Lessard 1991). D'autre part, lors de la construction de la voie maritime, l'île des Barques a été découpée afin d'assurer une meilleure circulation des bateaux. De plus, certaines îles ont été créées artificiellement à partir des sédiments dragués pour contrôler le mouvement des glaces (Germain et Janson 1984). De 1945 à 1984 au lac Saint-Pierre, le dragage et le dépôt des déblais de dragage ont touché, au total, respectivement environ 25 000 ha et 5 000 ha annuellement, en eau profonde surtout (Robitaille *et al.* 1988). Contrairement au lac Saint-Louis, des dragages d'entretien sont effectués régulièrement afin de maintenir la profondeur nécessaire pour les navires (Burton 1991). Par ailleurs, pour la même période, le remblayage et l'assèchement des habitats riverains sont responsables de la perte respective de 226 ha et 166 ha au lac Saint-Pierre (Robitaille *et al.* 1988). En dernier lieu, le ministère de la Défense nationale effectue régulièrement depuis 1952 des essais balistiques. La zone de tir occupe un territoire de 23 km de longueur sur 7 km de largeur dans la portion sud-est du lac. Jusqu'au 1^{er} janvier 2000, les projectiles étaient tirés dans le lac lui-même; ils sont depuis dirigés dans des buttes d'arrêt. On évalue à environ 300 000 le nombre de projectiles tombés dans le plan d'eau, dont 8 000 non détonés (Cusson et Latreille 2001). Jusqu'à tout récemment, l'impact de cette activité sur le milieu aquatique était inconnu mais elle avait été identifiée comme une source potentielle de

perturbation de la faune (Burton 1991). Une étude spécifique récente (printemps 2000) a cependant conclu que, mis à part un point chaud situé à l'extrémité est de la zone de tir, la qualité des sédiments n'était pas altérée en ce qui concerne les métaux et les principales substances chimiques organiques (Cusson et Latreille 2001). Les teneurs observées respectent toutefois les critères de qualité des sédiments. Une seconde campagne d'échantillonnage (automne 2000) comportant la réalisation de bioessais en laboratoire et une évaluation de la diversité des organismes benthiques confirme que les essais balistiques ont eu peu ou pas d'impacts sur la qualité des sédiments et les organismes qui y vivent (Cusson et Latreille, en préparation). Un suivi de la situation est néanmoins recommandé, compte tenu du potentiel de dégradation des projectiles.

Le principal apport de polluants dans le secteur du lac Saint-Pierre et de son archipel, en 1983, provenait des affluents, notamment les rivières Richelieu, Yamaska et Saint-François, localisées sur la rive sud (Hardy *et al.* 1991). Des études plus récentes montrent que ces trois affluents sont toujours fortement affectés par la pollution d'origine urbaine, industrielle et agricole (Berryman *et al.* 1996; MEF 1998b; MENV 1999). En revanche, les affluents de la rive nord du lac ne déversaient que de faibles quantités de polluants (Hardy *et al.* 1991). Le second apport en importance provenait du pôle industriel de Sorel-Tracy (Hardy *et al.* 1991) qui inclut quatre entreprises industrielles visées par le PASL, dans les domaines de la métallurgie et de la chimie (Sylvestre *et al.* 1992). Les principales municipalités riveraines constituent une autre source de pollution. Au moment de l'étude, seule Sorel (rive sud) traitait ses eaux usées (depuis juin 1990). Berthierville (rive nord) et Nicolet (rive sud) se sont dotées d'une station d'épuration respectivement durant l'échantillonnage des milieux lenticques (septembre 1995) et deux mois avant celui des milieux lotiques (juin 1997) (MAM 2000). Par ailleurs, les eaux usées de Laval, non traitées au moment de l'étude en 1995, et la pollution résiduelle de la

station d'épuration de la ville de Montréal sont perceptibles sur la rive nord de l'archipel (1990-1995) de même qu'à l'exutoire du lac Saint-Pierre (1990-1996) (Hébert 1999). Contrairement au lac Saint-Louis qui est dominé par les zones urbaines, l'agriculture est la principale affectation du sol dans le secteur du lac Saint-Pierre et de son archipel. Les terres agricoles occupent 60 % du territoire et 50 % du périmètre du lac, sans compter que plusieurs rivières dont les bassins versants ont une forte vocation agricole (Richelieu, Yamaska et Nicolet, sur la rive sud, et Maskinongé et du Loup, sur la rive nord) se jettent dans le lac Saint-Pierre (Burton 1991; Hébert 1999).

2.4 GENTILLY-BATISCAN

Le secteur d'échantillonnage dénommé « *Gentilly-Batiscan* » s'étend, sur la rive nord, de l'amont de Champlain à la rivière Batiscan, et sur la rive sud, de l'aval du quai de Bécancour à Saint-Pierre-les-Becquets (figure 6). D'une longueur de 18,4 km et d'une largeur variant de 2 à 5 km, il occupe une superficie de 66 km². Le chenal est peu profond et entretenu par dragage entre Trois-Rivières et Grondines (Pelletier et Fortin 1998). De part et d'autre du chenal, les profondeurs maximale et moyenne des stations du RSI (à mi-marée) sont respectivement de 10,9 m (station F43) et 1,8 m. Les battures de Gentilly, une zone peu profonde de hauts-fonds, occupent la partie centrale du fleuve aux environs de Champlain (rive nord) et Gentilly (rive sud).

Les ondes de marée de l'océan Atlantique pénètrent dans le golfe et remontent l'estuaire où elles s'amplifient progressivement jusqu'à l'Île aux Coudres sur la rive nord et l'Île d'Orléans sur la rive sud, suite à quoi elles s'atténuent graduellement jusqu'au lac Saint-Pierre (Godin 1979; Pelletier et Fortin 1998). Situé dans l'estuaire fluvial du Saint-Laurent, le secteur de Gentilly-Batiscan est donc soumis à l'influence de marées semi-diurnes, lesquelles engendrent des fluctuations de niveaux (fluctuations verticales ou

marnage) et de courants (fluctuations horizontales) (CSL 1996). De l'ordre de 0,3 m, à Trois-Rivières, 16 km en amont de Gentilly-Batiscan, le marnage maximal (grandes marées) atteint 1,1 m à Batiscan (Pelletier et Fortin 1998). Dans le territoire d'étude, la vitesse du courant n'est que ralentie à marée montante. Ainsi, l'écoulement s'effectue de façon unidirectionnelle vers l'aval. En période d'étiage, la vitesse du courant à la surface du chenal est ralentie par la marée d'environ 35 % à Trois-Rivières (0,88 m/s au jusan; 0,57 m/s au flot) (Pelletier et Fortin 1998). À Batiscan, le rétrécissement du fleuve fait en sorte que le ralentissement, de l'ordre de 92 %, est marqué au point où la vitesse à marée montante devient presque nulle (1,05 m/s au jusan; 0,08 m/s au flot) (Pelletier et Fortin 1998). Le débit moyen annuel du fleuve d'environ 10 500 m³/s à la sortie du lac Saint-Pierre (Lessard 1991) est augmenté d'environ 7 % par les apports des principaux affluents qui sont d'ouest en est, sur la rive nord, les rivières Saint-Maurice (700 m³/s; Environnement Canada 1997) et Champlain (7 m³/s; Germain et Janson 1984), et sur la rive sud, Bécancour (52 m³/s; Environnement Canada 1997), Gentilly (5,5 m³/s; Pelletier et Fortin 1998), et aux Orignaux (3 m³/s; Germain et Janson 1984). À la limite aval du secteur d'étude (Saint-Pierre-les-Becquets), la moyenne annuelle du débit fluvial atteindrait donc près de 11 300 m³/s.

On distingue quatre principales masses d'eau dans le secteur de Gentilly-Batiscan (figure 3). Au centre, se trouvent les eaux vertes des Grands Lacs, pratiquement intactes. Elles sont bordées, au nord immédiat, par la masse d'eau « *Rivières de la rive nord - Grands Lacs* » à laquelle se sont mélangés les affluents du lac Saint-Pierre. En bordure de la rive nord, les eaux de la rivière Saint-Maurice qui se sont greffées à la hauteur de Trois-Rivières, sont perceptibles sur la quasi-totalité du secteur. Sur la rive sud, la masse d'eau « *Rivières de la rive sud - Grands Lacs* » reçoit les eaux de la rivière Bécancour et repousse son panache le long de la rive sur quelques kilomètres.

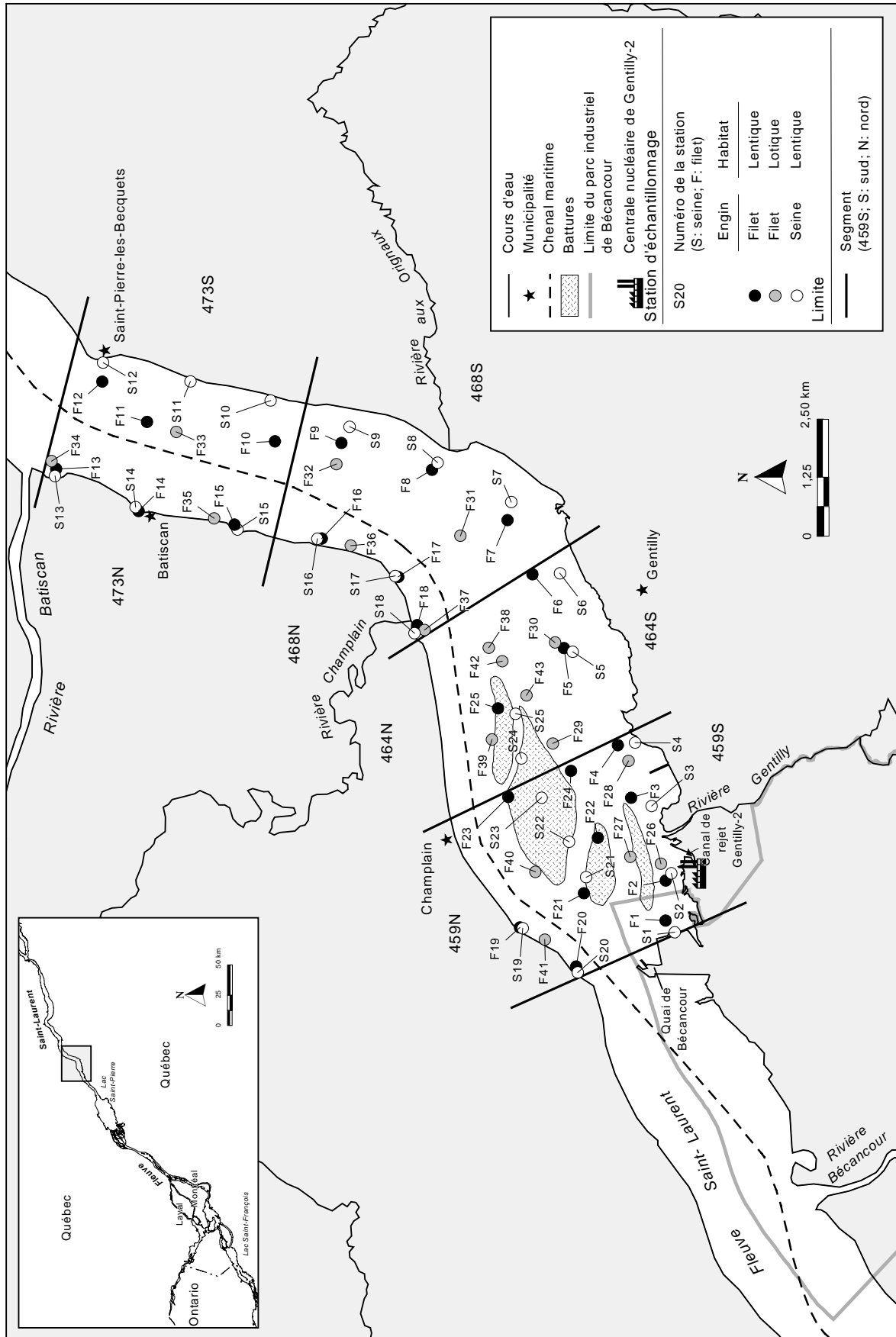


Figure 6. Emplacement des stations d'échantillonnage des communautés ichthyologiques pour les segments du secteur Gently-Batiscan (1996)

Entre 1945 et 1984, les habitats aquatiques et riverains dans le secteur de Gentilly-Batiscan ont subi des modifications qui ont touché des superficies considérables (Robitaille 1998a). La modification qui a affecté la plus grande superficie a eu lieu presque uniquement en eau profonde; il s'agit du creusage du chenal maritime dans les années 1950 et de son entretien par des dragages fréquents dans les zones de forte sédimentation. Ces zones sont le chenal face à Bécancour (17 922 m³/an) et l'aire de mouillage de Batiscan (52 063 m³/an) (Armellin et Mousseau 1998). Au second rang en terme d'importance, viennent le dépôt des déblais sur quelques sites désignés, le remblayage pour l'implantation d'infrastructures industrielles et l'assèchement à des fins agricoles ou résidentielles (Robitaille 1998a). Par ailleurs, la construction du quai de Bécancour en 1958 a profondément modifié l'écoulement dans le secteur de Gentilly-Batiscan (Robitaille *et al.* 1988; Armellin et Mousseau 1998). Ce quai, situé environ six kilomètres en aval de la rivière Bécancour (figure 6), occupe près de la moitié de la section d'écoulement du fleuve et compte parmi les cinq modifications d'écoulement les plus importantes à être survenues le long du Saint-Laurent (Robitaille *et al.* 1988; Pelletier et Fortin 1998). L'artificialisation des rives est relativement importante dans le secteur de Gentilly-Batiscan et touche la rive nord un peu plus sévèrement que la rive sud. La rive nord est artificialisée sur l'ensemble du secteur présenté à la figure 6 jusqu'en amont de l'embouchure de la rivière Champlain ainsi que sur une portion d'environ 2 km aux abords de Batiscan (Robitaille 1998a). Quant à la rive sud, la portion de rive artificielle la plus importante s'étend du quai de Bécancour jusqu'à environ 2 km en aval de la rivière Gentilly; on trouve aussi des petites portions artificialisées en aval de la rivière Bécancour et à la hauteur de Saint-Pierre-les-Becquets (Robitaille 1998a). L'artificialisation de la rive sud s'est effectuée entre 1966 et 1976 avec l'implantation du parc industriel de Bécancour et la construction des centrales nucléaires de Gentilly-1 et -2 qui ont fait disparaître 45 ha de

forêts riveraines (Armellin et Mousseau 1998). Elle s'est accrue de 45 ha entre 1975 et 1989 avec des empiétements additionnels de la zone industrielle (Nove Environnement 1990).

Bécancour, sur la rive sud, avec son vaste parc industriel et portuaire de 4 000 ha en bordure du fleuve, constitue l'unique pôle industriel du secteur de Gentilly-Batiscan. Ce parc qui comptait 27 entreprises industrielles en 1997, dont cinq visées par le PASL dans les secteurs de la métallurgie et de la chimie, est en pleine expansion (Jourdain et Bibeault 1998). Toutefois, même si la rive nord du secteur d'étude n'est pas industrialisée comme tel, elle reçoit de l'amont par le fleuve la pollution résiduelle des effluents traités de cinq entreprises industrielles visées par le PASL localisées à Trois-Rivières – Cap-de-la-Madeleine (Pelletier et Fortin 1998). D'autres apports ponctuels de contaminants dans le secteur Gentilly-Batiscan proviennent de la partie du fleuve située en amont du secteur d'étude, des affluents et des effluents municipaux traités (Trois-Rivières, Sainte-Marthe-du-Cap-de-la-Madeleine et Champlain sur la rive nord; Bécancour (secteur ouest) et Bécancour (Gentilly) sur la rive sud) (Robitaille 1998a; MAM 2000). L'affectation rurale est la vocation dominante du secteur à l'étude (Jourdain et Bibeault 1998). Au nord du fleuve, les forêts occupent toutefois la plus grande partie des territoires ruraux alors qu'au sud, la proportion consacrée à l'agriculture est plus élevée (Robitaille 1998a). En dernier lieu, la centrale nucléaire de Gentilly-2, mise en service en 1983, modifie localement le régime thermique du fleuve par le rejet de ses eaux de refroidissement (Cherradi 1987). L'accroissement de la température du fleuve est de l'ordre de 12 °C lorsque le réacteur fonctionne à plein régime et de 7 °C pour un régime moyen du réacteur (44 %) (Pelletier et Fortin 1998). Sur le plan spatial, le panache thermique est perceptible sur une distance d'environ 5,6 km vers l'aval lors du plein fonctionnement du réacteur et de 1,6 km à mi-régime (Lamontagne 1987 cité par Pelletier et Fortin 1998). Par ailleurs, plusieurs substances

chimiques telles que le chlore se déversent dans le canal de rejet de la centrale et pourraient avoir un effet répulsif sur les communautés de poissons (Cherradi 1987).

2.5 GRONDINES–SAINT-NICOLAS

Bien que la carte présente l'ensemble du secteur (figure 7), seule la portion Grondines–Donnacona est considérée dans cette étude, en raison de différences importantes dans le plan d'échantillonnage de la portion Donnacona–Saint-Nicolas (voir matériel et méthodes). Grondines et Donnacona définissent donc les limites amont et aval du secteur sur la rive nord, tandis que Leclercville et Sainte-Croix font de même sur la rive sud. Ce secteur mesure 29,1 km de longueur sur 2 à 5 km de largeur et occupe une superficie de 89 km². Le chenal comprend des zones profondes entrecoupées par des hauts-fonds dragués, Deschambault et Sainte-Croix (Pelletier et Fortin 1998). De part et d'autre du chenal, la profondeur maximale des stations du RSI (à marée basse) est de 14,9 m (station F44) alors que la profondeur moyenne est de 3,3 m.

Grondines, avec une amplitude marégraphique moyenne de 1,8 m, marque le début de la portion mésotidale de l'estuaire fluvial (Gauthier 2000). Le marnage maximal est de l'ordre de 2,6 m à Grondines, de 4,3 m à Portneuf et de 4,7 m à Neuville (Pelletier et Fortin 1998). À Donnacona, située à mi-chemin entre Portneuf et Neuville, on l'estime à environ 4,5 m. Sur l'ensemble du territoire, il y a renversement du courant au flot (Pelletier et Fortin 1998), l'importance s'accroissant avec la progression vers l'aval. À Grondines, le courant de surface d'une vitesse de 1,02 m/s au jusant est inversé vers l'amont à 0,25 m/s au flot (Pelletier et Fortin 1998). Le débit de marée augmente de 11 300 m³/s à Grondines, à 30 500 m³/s à Donnacona (Pelletier et Fortin 1998). Le principal affluent est la rivière Jacques-Cartier, localisée sur la rive nord, dont le débit annuel moyen est de 61 m³/s (Pelletier et Fortin 1998). On trouve aussi les rivières Portneuf (8,4 m³/s; Pelletier et Fortin 1998) et Belle Isle, sur la rive

nord ainsi que la rivière du Chêne, sur la rive sud. On distingue les trois principales masses d'eau (figure 3), soit celles des Grands Lacs et du mélange avec les affluents de la rive nord et de la rive sud, jusqu'à Portneuf où les inversions de courant causées par la marée provoquent leur mélange (Pelletier et Fortin 1998). Les rivières Portneuf et Jacques-Cartier formeraient un panache à leur embouchure (Pelletier et Fortin 1998); ces derniers ne sont toutefois pas représentés à la figure 3.

Le secteur compris entre Portneuf et Saint-Nicolas a été dans l'ensemble moins touché par des modifications physiques que les autres sections du fleuve, pour la période 1975-1984 (Robitaille 1998b). Le dragage et le rejet des dépôts dragués constituent, par ordre d'importance, les deux principales modifications (Robitaille 1998b). En raison de la présence de schistes très durs entre le lac Saint-Pierre et Québec, l'utilisation de la dynamite a été requise pour aménager le chenal (Robitaille *et al.* 1988). Des dragages d'entretien réguliers sont effectués à la traverse de Cap-Santé (9 635 m³/an) et à l'aire de mouillage de Portneuf (9 473 m³/an), des zones de forte sédimentation (Armellin et Mousseau 1998). Le quai de Portneuf, dont la construction a été terminée en 1958, est identifié, au même titre que le quai de Bécancour, parmi les cinq modifications majeures de l'écoulement du Saint-Laurent (Robitaille *et al.* 1988). Localisé juste en aval des rapides Richelieu en rive nord, le quai relie la berge au chenal. Il a pour effet d'accroître la confrontation des deux courants à marée montante et de dévier totalement les masses d'eau de la rive nord vers le chenal maritime (Frenette *et al.* 1989). Par ailleurs, l'élargissement du chenal a eu pour effet d'y concentrer l'écoulement, ce qui a réduit les échanges entre le centre et les rives (Robitaille 1998b). Ainsi, entre Grondines et Portneuf, aux plus basses marées, 90 % du débit du fleuve est concentré dans le chenal navigable (Frenette et Verrette 1976 cités par Robitaille *et al.* 1988). Plus de la moitié de la rive nord du secteur Grondines–Donnacona est artificialisée,

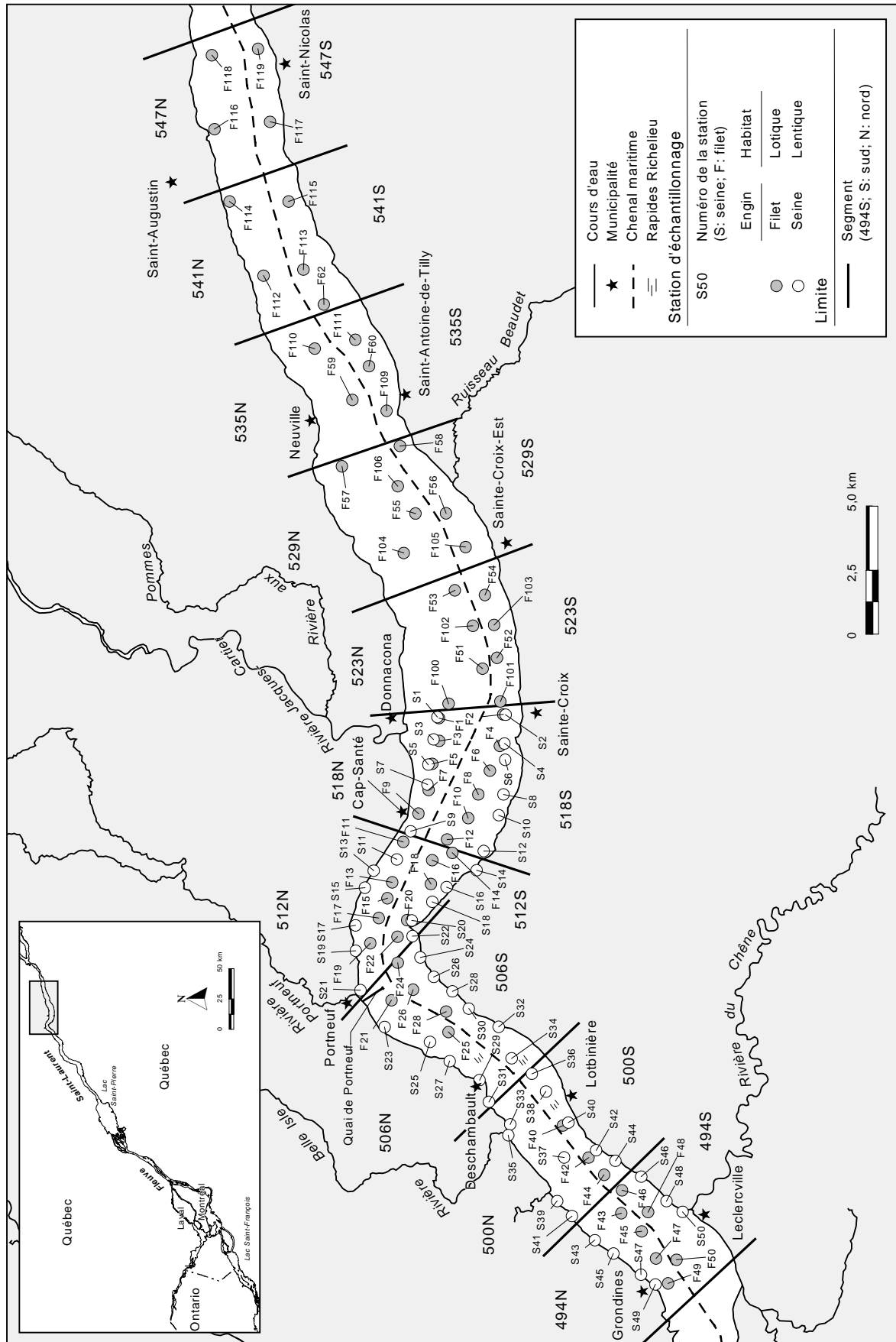


Figure 7. Emplacement des stations d'échantillonnage des communautés ichthyologiques pour les segments du secteur Grondines—Saint-Nicolas (1997)

la portion la plus importante étant celle comprise entre Portneuf et Donnacona (Robitaille 1998a et b). La rive sud, touchée un peu moins sévèrement, présente néanmoins plusieurs courts segments artificiels (Leclercville, Lotbinière, Sainte-Croix, etc.) (Robitaille 1998a, 1998b).

Les apports ponctuels les plus importants de contaminants dans l'estuaire fluvial proviendraient des eaux du fleuve en amont qui représenteraient au minimum environ 93 % des apports de certains métaux, de BPC et de HAP (Robitaille 1998b). Parmi les sources de pollution locales, on compte une seule entreprise industrielle visée par le PASL qui déverse ses eaux directement dans le Saint-Laurent; localisée à Donnacona, elle œuvre dans le domaine des pâtes et papier et effectue un traitement secondaire de ses eaux usées depuis 1995 (Robitaille 1998b). Toutefois, deux autres papeteries visées par le PASL déversent leurs eaux usées dans les rivières Portneuf et Jacques-Cartier (Robitaille 1998b). La première n'effectue qu'un

traitement primaire, tandis que la seconde effectue un traitement secondaire depuis 1995. Une autre à Deschambault, dans le domaine de la métallurgie, ne rejette pas, en temps normal, d'eaux résiduaires industrielles (SLV 2000 1998). La plupart des municipalités sont desservies par une station d'épuration municipale (Deschambault, Cap-Santé et Donnacona, sur la rive nord; Lotbinière, sur la rive sud), dont les eaux résiduelles peuvent constituer une source de pollution (MAM 2000). Leclercville et Sainte-Croix ne traitent pas leurs eaux usées; un projet est toutefois en cours pour doter Sainte-Croix d'un système de traitement. Grondines n'a par ailleurs pas de réseau d'égout structuré. L'affectation rurale domine le territoire compris entre Deschambault et Saint-Nicolas (87 % de la superficie), suivie des affectations urbaines (9 %) et autres (Robitaille 1998b). Sur la rive nord, la forêt occupe la plus grande partie de la superficie rurale alors que sur la rive sud, la proportion en agriculture est plus importante (Robitaille 1998b).

— CHAPITRE 3 —
MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1 TERRAIN

3.1.1 STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE

Le plan d'échantillonnage a été conçu de façon à couvrir à la fois les habitats lentiques et lotiques de chacun des secteurs de part et d'autre du chenal maritime. Les habitats lentiques sont peu à moyennement profonds, ont une vitesse de courant faible et sont généralement caractérisés par la présence d'herbiers. En revanche, les habitats lotiques sont plus profonds, ont une vitesse de courant modérée à rapide et sont généralement dépourvus de végétation. Deux engins de pêche ont été utilisés : la seine de rivage pour les habitats lentiques littoraux et le filet maillant expérimental pour les habitats lentiques et lotiques, habituellement en retrait des rives. Les détails se rapportant au choix des engins et à leur sélectivité sont présentés à la section 3.1.2.

La première année du RSI (1995), seuls le lac Saint-Pierre (milieux lentiques) et son archipel ont été échantillonnés. La stratégie visée pour la sélection des stations lentiques du lac Saint-Pierre était l'échantillonnage de la communauté ichtyologique riveraine, normalement dominée par la perchaude et le grand brochet (Fournier *et al.* 1996). Une première localisation des herbiers à échantillonner a été effectuée à partir de cartes 1 : 50 000 des milieux humides du lac Saint-Pierre, réalisées par le Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada (Létourneau et Jean 1996). Puisque ces cartes sous-estimaient nettement la superficie des herbiers (Fournier *et al.* 1996), des pêches expérimentales ont été réalisées les premiers jours d'échantillonnage dans les herbiers de la zone centrale du lac, à plusieurs kilomètres des rives, de même que dans ceux de la zone littorale, dans les deux cas à une profondeur moyenne approximative de 2 m. Les

résultats ont montré que les herbiers centraux étaient occupés par des espèces typiques des milieux lotiques du fleuve, telles que l'esturgeon jaune et la barbus de rivière. Quant aux herbiers littoraux, les captures d'espèces typiques des milieux lentiques n'y étaient pas optimales. Les herbiers centraux ont donc été abandonnés alors que la profondeur moyenne visée pour les herbiers littoraux a été réduite à 1,4 m afin de maximiser les prises de perchaudes et de grand brochets. Dans les faits, la profondeur échantillonnée varie de 1,20 à 2,90 m (tableau 1). La distance moyenne entre les stations de pêche au filet maillant est d'environ 1 km sauf pour la zone à l'est de Longue Pointe, sur la rive sud, dans le secteur où la Défense Nationale effectuait alors des essais balistiques. En raison de la présence d'un périmètre de sécurité, cette distance est plutôt d'environ 1,5 km. Les stations de pêche à la seine ont été réparties sur le pourtour du lac à une profondeur cible de 0,5 m. En réalité, la profondeur échantillonnée a varié de 0,50 m à 1,00 m (tableau 1). La distance qui sépare ces stations varie entre 2,0 et 2,5 km. Au total, 44 stations de pêche au filet et 36 stations de pêche à la seine ont été couvertes entre le 15 septembre et le 1er novembre. Au cours de cette période, les températures de l'eau ont oscillé entre 16 et 7 °C et ont décliné abruptement à partir de la fin du mois d'octobre (tableaux 1 et 2).

Les habitats lotiques du lac Saint-Pierre ont été échantillonnés deux ans plus tard, soit en 1997. Deux chenaux secondaires, soit les passages nord et sud, situés de part et d'autre du chenal maritime ont été sélectionnés. Ces chenaux sont libres de végétation et la vitesse du courant est comprise entre 0,25 et 0,50 m/s. Une vitesse du courant supérieure à 0,25 m/s vise à assurer que seule la communauté ichtyologique des milieux lotiques est échantillonnée alors que la borne

Tableau 1. Stratégie d'échantillonnage pour le suivi ichthyologique du fleuve Saint-Laurent

Secteur	Espacement des stations			Température de l'eau (°C)			Profondeur visée (m)			Profondeur échantillonnée (m)		
	Filet lentique	Filet lotique	Seine	Filet lentique	Filet lotique	Seine	Filet lentique	Filet lotique	Seine	Filet lentique	Filet lotique	Seine
Lac Saint-François	1/km ²	1/2,0 km ²	1/1,0 km de rivage	19,0 - 14,5	16,0 - 14,5	21,5	2,0 - 4,0	> 4,0	b	2,13 - 4,88	4,57 - 17,98	0,50 - 1,70
Lac Saint-Louis	1/km ²	1/2,0 km ²	1/1,5 km de rivage	19,0 - 13,0	19,0 - 14,5	19,0 - 17,0	2,0 - 6,0	6,0 - 13,0	0,5-1,5	1,00 - 9,14	3,66 - 15,24	0,50 - 1,75
Archipel du lac Saint-Pierre	1/1,6 km de rivage	a	1/1,6 km de rivage	16,0 - 11,0	a	19,0 - 16,0	b	a	0,5	1,22 - 5,49	a	0,50 - 5,50
Lac Saint-Pierre	1/1,0 à 1,5 km de rivage	1/1,5 km	1/2,0 à 2,5 km de rivage	16,0 - 7,0	21,0 - 19,5	16,0 - 13,0	1,4	b	0,5	1,20 - 2,90	2,30 - 5,90	0,50 - 1,00
Gentilly – Batiscan	1/2,0 km de rivage ou 1/km ² (battures)	1/3,0 km	1/2,0 km de rivage ou 1/km ² (battures)	22,0 - 15,0	22,0 - 15,0	25,0 - 17,0	1,4	2,8	0,5	1,15 - 2,40	2,40 - 10,90	0,50 - 1,80
Grondines – Donnacona	c	1/1,0 km de rivage	1/1,0 km de rivage	c	21,2 - 14,8	24,0 - 19,0	c	b	b	c	1,90 - 14,90	0,40 - 1,50
Donnacona-Saint-Nicolas	c	1/3,0 km de rivage	b	c	21,6 - 13,8	b	c	b	b	c	2,30 - 12,80	b

a : ne s'applique pas (type d'habitat non inventorié)

b : non spécifié

c : ne s'applique pas (type d'habitat non présent)

Tableau 2. Répartition spatio-temporelle de l'effort de pêche déployé pour le suivi ichtyologique du fleuve Saint-Laurent

Secteur	Segment		Nombre de stations			Total	Numéros de station (filet lentique / filet lotique / seine)	Dates
	Km et rive	Longueur (km)	Filet lentique	Filet lotique	Seine			
Rive nord								
Lac Saint-François	215N ^a	6	3	1	0	4	F119,F120,F121 / F34 / -	96-09-27 au 96-10-10
	221N ^a	5	6	1	0	7	F112,F123,F124,F125,F126,F127 / F32 / -	96-09-26 au 96-10-10
	226N	6	7	1	4	12	F128,F129,F136,F137,F138,F139,F140 / F29 / S40,S41,S42,S43	96-09-12 au 96-10-02
	232N	5	3	2	4	9	F133,F134,F135 / F27,F28 / S36,S37,S38,S39	96-09-12 au 96-10-04
	237N	6	2	6	4	12	F131,F132 / F1,F2,F3,F4,F5,F6 / S32,S33,S34,S35	96-09-12 au 96-10-08
Total			21	11	12	44		

Lac Saint-Louis	267N	7	5	2	7	14	F18,F19,F20,F23,F32 / F113,F114 / S22,S23,S24,S25,S26,S31,S33	97-09-09 au 97-10-02
	274N	6	18	8	11	37	F21,F22,F24,F25,F26,F27,F28,F29,F30,F31,F33,F34,F35,F36,F38,F39,F42,F45 / F116,F117, F119,F121,F122,F123,F124,F125 / S27,S28,S29,S30,S32,S34,S35,S36,S37,S38,S39	97-09-09 au 97-10-09
	280N	6	8	8	7	23	F37,F40,F43,F44,F46,F47,F48,F49 / F120,F126,F127,F128,F129,F130,F131,F132 / S40,S41,S42,S43,S44,S45,S46	97-09-10 au 97-10-03
Total			31	18	25	74		

Archipel du lac Saint-Pierre	383N	5	6	0	6	12	F101,F102,F103,F113,F114,F115 / - / S101,S102,S103,S113,S114,S115	95-09-11 au 95-10-12
	388N	5	9	0	9	18	F104,F105,F106,F107,F116,F117,F118,F120,F128 / - / S104,S105,S106,S107,S116,S117,S118,S120,S128	95-09-11 au 95-10-18
	392N	5	12	0	12	24	F108,F109,F119,F121,F122,F123,F124,F129,F130,F131,F132,F133 / - / S108,S109,S119,S121,S122,S123,S124,S129,S130,S131,S132,S133	95-09-11 au 95-10-20
	396N	3	13	0	13	26	F110,F111,F112,F125,F126,F127,F134,F135,F136,F137,F138,F139,F140 / - / S110,S111,S112,S125,S126,S127,S134,S135,S136,S137,S138,S139,S140	95-09-12 au 95-10-19
Total			40	0	40	80		

Lac Saint-Pierre	401N	6	3	2	2	7	F6,F7,F8 / F1,F2 / S1,S2	95-09-15 au 95-09-28 97-08-26 au 97-08-27
	406N	4	4	4	3	11	F9,F10,F11,F12 / F3,F4,F5,F6 / S3,S4,S5	95-09-15 au 95-09-29 97-08-27 au 97-08-28
	411N	5	5	3	3	11	F14,F15,F16,F17,F18 / F7,F8,F9 / S6,S7,S8	95-09-15 au 95-10-06 97-08-29 au 97-09-03
	416N	5	4	4	3	11	F19,F20,F21,F22 / F10,F11,F12,F13 / S9,S10,S11	95-09-21 au 95-11-01 97-09-04 au 97-09-10
	421N	5	5	2	2	9	F23,F24,F25,F26,F27 / F14,F15 / S12,S13	95-09-21 au 95-11-01 97-09-09 au 97-09-10
	427N	5	3	0	4	7	F31,F32,F54 / - / S14,S15,S16,S17	95-09-21 au 95-10-31
Total			24	15	17	56		

Tableau 2 (suite). Répartition spatio-temporelle de l'effort de pêche déployé pour le suivi ichtyologique du fleuve Saint-Laurent

Secteur	Segment		Nombre de stations			Numéros de station (filet lentique / filet lotique / seine)	Dates
	Km et rive	Longueur (km)	Filet lentique	Filet lotique	Seine		
Rive nord (suite)							
Gentilly - Battiscan	459N	5	2	1	2	5	F19,F20 / F41 / S19,S20 96-09-04 au 96-09-26
	468N	5	3	2	3	8	F16,F17,F18 / F36,F37 / S16,S17,S18 96-09-04 au 96-10-01
	473N	5	3	2	3	8	F13,F14,F15 / F34,F35 / S13,S14,S15 96-09-03 au 96-10-02
Total			8	5	8	21	

Grondines - Donnacona	494N	5	0	4	4	8	- / F43,F45,F47,F49 / S43,S45,S47,S49 97-08-29 au 97-09-18
	500N ^a	6	0	0	5	5	- / - / S33,S35,S37,S39,S41 1997-08-28
	506N	7	0	2	5	7	- / F21,F25 / S23,S25,S27,S29,S31 97-08-28 au 97-09-25
	512N	6	0	5	6	11	- / F11,F13,F15,F17,F19 / S11,S13,S15,S17,S19,S21 97-08-27 au 97-09-24
	518N	6	0	5	5	10	- / F1,F3,F5,F7,F9 / S1,S3,S5,S7,S9 97-08-26 au 97-09-07
Total			0	16	25	41	

Donnacona - Saint-Nicolas	523N ^b	6	0	4	0	4	- / F51,F53,F100,F102 / - 97-08-19 au 97-09-26
	529N ^b	6	0	4	0	4	- / F55,F57,F104,F106 / - 97-08-20 au 97-10-02
	535N ^b	6	0	2	0	2	- / F59,F110 / - 97-08-26 au 97-10-02
	541N ^b	6	0	2	0	2	- / F112,F114 / - 97-08-27 au 97-08-28
	547N ^b	6	0	2	0	2	- / F116,F118 / - 97-08-28 au 97-08-29
Total			0	14	0	14	
Grand total			124	79	127	330	

a: segment retenu uniquement pour le traitement des anomalies

b: segment exclu du traitement des données

Tableau 2 (suite). Répartition spatio-temporelle de l'effort de pêche déployé pour le suivi ichtyologique du fleuve Saint-Laurent

Secteur	Segment		Nombre de stations			Numéros de station		Dates
	Km et rive	Longueur (km)	Filet lentique	Filet lotique	Seine	Total	(filet lentique / filet lotique / seine)	
Rive sud								
Lac Saint-François	215S	6	4	2	7	13	F115,F116,F117,F118 / F25,F26 / S25,S26,S27,S28,S29,S30,S31	96-09-10 au 96-10-10
	221S	5	4	1	5	10	F112,F113,F114,F130 / F33 / S19,S21,S22,S23,S24	96-09-11 au 96-10-10
	226S	6	5	2	4	11	F107,F108,F109,F110,F111 / F24,F31 / S14,S16,S17,S18	96-09-10 au 96-10-09
	232S	5	3	9	6	18	F104,F105,F106 / F10,F11,F12,F17,F18,F19,F20,F22,F23 / S8,S9,S10,S11,S12,S13	96-09-10 au 96-10-09
	237S	6	3	6	6	15	F101,F102,F103 / F7,F8,F9,F14,F15,F16 / S1,S2,S3,S4,S6,S7	96-09-09 au 96-10-08
Total			19	20	28	67		
Lac Saint-Louis	267S	7	4	5	6	15	F1,F2,F3,F4 / F101,F102,F103,F104,F105 / S1,S2,S3,S11,S12,S13	97-09-08 au 97-10-09
	274S	6	9	4	12	25	F5,F6,F7,F8,F9,F10,F11,F12,F14 / F106,F107,F108,F109 / S4,S5,S6,S7,S14,S15,S16,S17,S18,S19,S20,S21	97-09-08 au 97-10-09
Total	280S	6	4	3	3	10	F13,F15,F16,F17 / F110,F111,F112 / S8,S9,S10	97-09-08 au 97-09-19
	Total		17	12	21	50		
Lac Saint-Pierre	401S	6	2	0	3	5	F3,F4 / - / S34,S35,S36	95-09-20 au 95-09-29
	406S	4	4	0	3	7	F34,F35,F37,F38 / - / S31,S32,S33	95-09-20 au 95-10-13
	411S	5	5	4	3	12	F39,F40,F41,F42,F43 / F16,F17,F18,F19 / S28,S29,S30	95-09-20 au 95-10-05 97-08-26 au 97-09-03
	416S	5	4	4	3	11	F45,F46,F47,F48 / F20,F21,F22,F23 / S24,S25,S27	95-09-19 au 95-10-15 97-09-03 au 97-09-09
	421S	5	4	2	4	10	F49,F50,F51,F52 / F24,F25 / S21,S22,S23,S26	95-09-19 au 95-10-18 97-09-05 au 97-09-09
Total	427S	5	1	0	3	4	F53 / - / S18,S19,S20	95-09-19 au 95-10-18 97-09-05 au 97-09-09
Total			20	10	19	49		
Gentilly - Batiscan	459S	5	8	4	7	19	F1,F2,F3,F4,F21,F22,F23,F24 / F26,F27,F28,F40 / S1,S2,S3,S4,S21,S22,S23	96-09-04 au 96-09-24
	464S	4	3	6	4	13	F5,F6,F25 / F29,F30,F38,F39,F42,F43 / S5,S6,S24,S25	96-09-04 au 96-10-01
	468S	5	3	2	3	8	F7,F8,F9 / F31,F32 / S7,S8,S9	96-09-05 au 96-09-19
	473S	5	3	1	3	7	F10,F11,F12 / F33 / S10,S11,S12	96-09-03 au 96-10-02
Total			17	13	17	47		
Grondines - Dommacona	494S	5	0	3	3	6	- / F46,F48,F50 / S46,S48,S50	97-08-25 au 97-09-19
	500S	6	0	3	5	8	- / F40,F42,F44 / S36,S38,S40,S42,S44	97-08-25 au 97-09-19
	506S	7	0	3	6	9	- / F24,F26,F28 / S24,S26,S28,S30,S32,S34	97-08-26 au 97-09-25
	512S	6	0	5	5	10	- / F14,F16,F18,F20,F22 / S14,S16,S18,S20,S22	97-08-25 au 97-09-23
	518S	6	0	6	6	12	- / F2,F4,F6,F8,F10,F12 / S2,S4,S6,S8,S10,S12	97-08-25 au 97-09-06
Total			0	20	25	45		

Tableau 2 (suite). Répartition spatio-temporelle de l'effort de pêche déployé pour le suivi ichthyologique du fleuve Saint-Laurent

Secteur	Segment		Nombre de stations			Numéros de station		Dates
	Km et rive	Longueur (km)	Filet lentique	Filet lotique	Seine Total	(filet lentique / filet lotique / seine)		
Rive sud (suite)								
Donnacona - Saint-Nicolas	523S ^b	6	0	4	0	4	- / F52,F54,F101,F103 / -	97-08-19 au 97-09-26
	529S ^b	6	0	3	0	3	- / F56,F58,F105 / -	97-08-20 au 97-10-02
	535S ^b	6	0	3	0	3	- / F60,F109,F111 / -	97-08-26 au 97-10-01
	541S ^b	6	0	3	0	3	- / F62,F113,F115 / -	97-08-27 au 97-10-01
	547S ^b	6	0	2	0	2	- / F117,F119 / -	1997-08-29
Total			0	15	0	15		
Grand total			73	90	110	273		

a: segment retenu uniquement pour le traitement des anomalies

b: segment exclu du traitement des données

supérieure de 0,50 m/s vise à assurer que les filets puissent pêcher efficacement. Un modèle hydrodynamique pour le lac Saint-Pierre développé par l'INRS-Eau (Boudreau *et al.* 1994) a été utilisé pour déterminer l'emplacement des stations qui sont séparées par une distance d'environ 1,5 km. L'échantillonnage des 25 stations a eu lieu du 26 août au 10 septembre, à des profondeurs de 2,30 à 5,90 m et à des températures variant entre 21 et 19,5 °C (tableaux 1 et 2).

Pour l'archipel du lac Saint-Pierre, une stratégie légèrement différente a été adoptée puisque contrairement au lac Saint-Pierre, on ne visait pas l'échantillonnage d'une communauté ichthyologique particulière. De plus, seule la rive nord de ce secteur a été échantillonnée, en raison de la faible superficie d'habitats propices au sud de la voie maritime. L'effort de pêche a porté sur les herbiers littoraux de tous les chenaux où la vitesse de courant est inférieure à 0,5 m/s. Toutes les stations échantillonnées étaient en milieux lentiques. Pour le choix des chenaux, les données relatives aux herbiers et aux vitesses de courant proviennent des archives de la FAPAQ et des cartes d'Environnement Canada (Létourneau et Jean 1996). La distance moyenne entre les stations de tous les chenaux est de 1,6 km et toutes les stations ont été pêchées à la seine et au filet. En premier lieu, l'emplacement du coup de seine, sur la rive qui convenait mieux à ce type de pêche, était déterminé. Plus tard, les filets étaient installés au même endroit. La profondeur d'échantillonnage a varié de 1,2 à 5,5 m pour le filet et 0,5 à 5,5 m pour la seine, la première extrémité de la seine étant toujours fixe à 0,5 m (tableau 1). Au total, 40 stations ont été échantillonnées au filet et à la seine entre le 11 septembre et le 20 octobre 1995. Les températures au cours de cette période ont oscillé entre 19 et 11 °C (tableaux 1 et 2).

Pour le secteur de Gentilly-Batiscan en 1996, la stratégie d'échantillonnage adoptée ressemble à celle du lac Saint-Pierre. Ainsi, la profondeur visée pour l'installation des filets maillants dans

les milieux lentiques était de 1,4 m alors que celle pour la pêche à la seine était de 0,5 m. À l'opposé, la profondeur ciblée pour les habitats lotiques n'a pas été déterminée au moyen d'un modèle hydrodynamique. Elle a été fixée à 2,8 m afin de cibler la communauté ichthyologique caractérisée par les dorés et les catostomidés qui se trouve au large des herbiers, en zone plus profonde et plus exposée au courant (Fournier *et al.* 1997a). L'installation des filets se faisait de façon à ce que les profondeurs cibles soient atteintes au milieu des cycles de marée. Les profondeurs à mi-marée varient de 1,2 à 2,4 m dans les milieux lentiques et de 2,4 et 10,9 m dans les milieux lotiques (tableau 1). Pour la seine, les profondeurs sont comprises entre 2,4 et 10,9 m (tableau 1). La densité d'échantillonnage des milieux lentiques des battures est d'une station par kilomètre carré. Sur la rive nord, ce barème ne s'appliquait pas puisque les habitats lentiques constituent une mince bande linéaire d'environ 18 km de longueur et de 2 km² de superficie. De plus, les forts courants engendrés par la proximité du chenal maritime rendent impossible l'échantillonnage de plusieurs stations. Les stations de pêche ont donc été positionnées à raison d'une station par deux kilomètres de rivage. Il en est de même pour les stations de la rive sud situées hors de la zone des battures. Dans les milieux lotiques, les stations ont été disposées à tous les trois kilomètres linéaires de rivage ou de périmètre de batture. L'échantillonnage, dans les habitats lentiques, de 25 stations au filet et de 28 stations à la seine, et dans les habitats lotiques, de 18 stations a eu lieu du 3 septembre au 2 octobre 1996 à des températures de l'eau s'échelonnant entre 25 et 15 °C (tableaux 1 et 2).

Les secteurs des lacs Saint-François (1996) et Saint-Louis (1997) présentent des similitudes quant à la stratégie adoptée pour le positionnement des stations. Les stations de pêche au filet maillant ont été réparties à raison d'une par kilomètre carré dans les milieux lentiques et d'une par deux kilomètres carrés dans les milieux lotiques (Fournier *et al.* 1997b; Fournier *et al.* 1998a). Les

profondeurs visées pour les lacs Saint-François et Saint-Louis étaient respectivement de 2 à 4 m et de 2 à 6 m dans les milieux lenticques et supérieurs à 4 et à 6 m dans les milieux lotiques. Les profondeurs réelles échantillonnées sont respectivement de 2,1 à 4,9 m et de 1,0 à 9,1 m pour les habitats lenticques des lacs Saint-François et Saint-Louis et de 4,6 à 18,0 m et 3,7 à 15,2 m pour les habitats lotiques (tableau 1). Des cartes topographiques ont servi à positionner les stations de façon systématique. La localisation définitive était fixée sur le terrain en s'assurant que les engins de pêche pourraient y être utilisés efficacement. Les stations de seine ont par ailleurs été disposées à tous les 1,0 km de rivage au lac Saint-François et à tous les 1,5 km de rivage au lac Saint-Louis. Au lac Saint-François, durant la période comprise entre le 9 septembre et le 10 octobre 1996 et pour laquelle la température de l'eau a varié de 14,5 à 21,5 °C, 60 stations ont été pêchées au filet (31 dans les milieux lenticques et 29 dans les milieux lotiques) et 40 stations ont été pêchées à la seine (tableaux 1 et 2). Au lac Saint-Louis, l'échantillonnage a couvert 78 stations au filet (48 dans les habitats lenticques et 30 dans ceux lotiques) et 46 stations à la seine (tableau 2). Il s'est étendu du 8 septembre au 9 octobre 1997 à des températures comprises entre 19 et 13 °C (seules les températures pour le filet sont toutefois disponibles) (tableaux 1 et 2).

Finalement, pour le secteur de Grondines–Saint-Nicolas, échantillonné en 1997, un kilomètre de rivage sépare les stations comprises entre Grondines et Donnacona alors que trois kilomètres séparent celles entre Donnacona et Saint-Nicolas (Fournier, 1998). Les données du secteur Donnacona–Saint-Nicolas ont été recueillies dans le cadre d'une étude de la FAPAQ portant sur la recherche de juvéniles d'esturgeons noirs, ce qui explique la différence de distance entre les stations et le fait qu'aucune station n'ait été échantillonnée au moyen de la seine. Pour le reste, la méthodologie utilisée a été la même que celle du RSI. Dans le secteur de Grondines–Saint-Nicolas, l'inversion du courant induite par

le changement de marée (jusqu'à 2,8 km/h) a rendu nécessaire la modification des filets de même que la méthode d'installation pour augmenter l'efficacité de la pêche à des vitesses de courant plus élevées (Fournier, 1998). Les stations échantillonnées au filet sont donc toutes dans les milieux lotiques. Le choix de l'emplacement et de la profondeur était de plus très limité car dans ce secteur, la zone peu profonde est suivie d'une rupture de pente abrupte. L'échantillonnage à la seine était par ailleurs effectué dans la zone intertidale, le plus près possible de la rive, sans tenir compte du cycle de marée. On peut donc qualifier ces habitats de « lenticques » en gardant toutefois à l'esprit qu'ils sont fort différents de ceux de la plaine inondable du lac Saint-Pierre, par exemple. Pour la partie comprise entre Grondines et Donnacona, la profondeur échantillonnée, à marée basse, varie de 1,9 à 14,9 m pour le filet et de 0,5 à 1,5 m pour la seine. La pêche a été effectuée à un total de 36 stations au filet et 45 stations à la seine à des températures comprises entre 24,8 et 14,8 °C (tableaux 1 et 2).

Bref, en raison des différentes stratégies d'échantillonnage adoptées pour les divers secteurs, on peut présumer d'emblée une plus grande homogénéité sur l'aspect de la profondeur pour les secteurs du lac Saint-Pierre et de Gentilly-Batiscan par rapport à ceux des lacs Saint-François et Saint-Louis. En ce qui a trait à la vitesse de courant, les habitats lotiques du lac Saint-Pierre ne sont pas vraiment comparables à ceux des deux autres lacs. Au lac Saint-Pierre, les stations des milieux lotiques ont été situées dans deux chenaux secondaires à l'aide d'un modèle hydrodynamique, ce qui leur confère une vitesse de courant plus rapide et moins variable que celle des lacs Saint-Louis et Saint-François, où les stations lotiques sont systématiquement réparties dans l'ensemble du lac. Quant à la température de l'eau, le gradient thermique pour l'échantillonnage au lac Saint-Pierre est plus important qu'ailleurs puisque l'échantillonnage s'est prolongé tardivement. Des contraintes naturelles font aussi

en sorte que la rive nord du secteur Gentilly-Batiscan, où le passage des navires s'effectue à proximité de la rive, n'a pu être pêchée de façon aussi systématique et exhaustive. La même situation prévaut pour le secteur de Grondines–Saint-Nicolas où la configuration naturelle de l'habitat a fait en sorte que la pêche s'est réalisée en bordure du cap, là où c'était possible. Finalement, seuls les habitats lotiques de ce secteur ont été échantillonnés, les autres étant naturellement absents à cause des marées. Inversement, pour le secteur de l'archipel du lac Saint-Pierre, seuls les habitats lenticques ont été pêchés. Il est difficile d'évaluer la portée de ces divergences sur les résultats mais il est clair qu'elles peuvent avoir une influence.

3.1.2 ENGINS DE PÊCHE

3.1.2.1 Choix

La pêche au filet expérimental est utilisée dans les Grands Lacs et dans la portion internationale du fleuve Saint-Laurent pour le suivi des communautés ichthyologiques (Spangler et Collins 1992; LaPan et Klindt 1995; Mathers *et al.* 1999). Il ne s'agit toutefois pas de la méthode privilégiée dans le cadre de suivis ichthyologiques où l'IIB est appliqué. La pêche électrique est l'engin le plus couramment utilisé à cet effet (Oberdoff et Hughes 1992; Didier et Kestemont 1996; Hughes *et al.* 1998; Yoder et Smith 1999) et fait partie du protocole d'échantillonnage des agences fédérales et d'États américains (Ohio EPA 1988b; Fore *et al.* 1994). Quoique certains aient appliqué l'IIB avec succès dans les Grand Lacs (Minns *et al.* 1994; Thoma 1999) et certaines grandes rivières (Hughes et Gammon 1987; Oberdoff et Hughes 1992; Simon et Emery 1995), la vaste majorité des études portant sur l'IIB sont réalisées dans des ruisseaux et des rivières de petite taille relativement à l'écosystème du Saint-Laurent.

La pêche dans de « grandes rivières » nécessite certaines adaptations tel que démontré par Simon (1992) et Simon et Emery (1995) pour les rivières

White en Indiana (29 500 km²) et Ohio (161 000 km²). La superficie du bassin versant qui permet de qualifier une rivière de « grande rivière » ou de « très grande rivière » varie largement en fonction des auteurs (Ohio EPA 1989; Simon et Lyons 1995; UNESCO *et al.* 1996). Il y a toutefois généralement un consensus à l'effet que les rivières drainant une superficie supérieure à 26 000 km² sont considérées comme de « très grandes rivières » (Simon et Sanders 1999). Manifestement, le fleuve Saint-Laurent, avec une superficie drainée de 470 000 km² (Frenette *et al.* 1989) et un débit moyen annuel de 9 900 m³/s (Casselman *et al.* 1990), requiert que les engins de pêche utilisés soient sélectionnés judicieusement afin d'obtenir un échantillon représentatif des habitats couverts.

Leclerc (1990) a testé cinq types d'engins de pêche (le filet maillant expérimental, la seine, la pêche électrique, le verveux et la nasse) à quatre sites chacun des lacs Saint-François et Saint-Pierre dans le but d'obtenir un échantillon représentatif des communautés ichthyologiques du Saint-Laurent. Les résultats montrent que les espèces capturées par l'engin de pêche électrique sont aussi prises par la seine ou le filet maillant. Par ailleurs, seulement deux espèces sont exclusives à la pêche électrique comparativement à dix pour le filet maillant, majoritairement des espèces de grande taille, et sept pour la seine. Le rendement des verveux et des nasses était trop faible pour considérer les résultats mais les espèces capturées étaient aussi prises par au moins un des trois autres engins. Pour la « très grande » rivière Ohio, Simon et Sanders (1999) concluent qu'un seul engin parmi les cinq mis à l'essai, la pêche électrique, permettait d'obtenir une estimation valable de l'abondance et de la richesse spécifique et que, si toutefois deux engins devaient être choisis, ce serait la pêche électrique et la seine de rivage.

Dans le cadre du RSI, une plus grande diversité d'habitats sont couverts que dans l'étude de Leclerc (1990) et par le fait même, les

communautés de poissons échantillonnées sont plus diversifiées. Il est donc souhaitable d'utiliser plus d'un engin de pêche (Casselman *et al.* 1990). Le choix a porté sur la seine pour les petits poissons des habitats lenticques du littoral et sur le filet maillant expérimental pour la capture des plus gros poissons des habitats lenticques et lotiques en retrait du littoral. En ce qui a trait aux conclusions de Simon et Sanders (1999), il aurait peut-être été possible de substituer la pêche électrique à la seine de rivage pour les zones peu profondes (< 1,5 m) du Saint-Laurent mais dans les milieux où la profondeur excède 1,5 m, la pêche au filet est mieux adaptée (Hutagalung *et al.* 1997; Harris et Silveira 1999). L'expérience de plus de 15 ans de pêche électrique dans la plaine du Saint-Laurent montre que la portée de cet engin, dans les eaux vertes, plus conductives, ne dépasse pas 2,5 m. Finalement, tous les engins de pêche donnent une image partielle de la communauté ichtyologique. Toutefois, si l'on se rapporte à l'étude de Leclerc (1990), par rapport aux captures de l'ensemble de la campagne (50 espèces; 25 683 poissons), l'utilisation concomitante de la seine et du filet maillant a permis la capture de 96 % des espèces et de 89 % des individus, ce qui est fort appréciable.

3.1.2.2 Filet maillant

Le filet maillant est constitué de monofilament transparent, vu la grande transparence de l'eau dans le secteur du lac Saint-François. Chaque filet compte huit panneaux de 1,8 m de hauteur sur 7,6 m de longueur à dimensions croissantes de maille étirée (25, 38, 51, 64, 76, 102, 127 et 152 mm). À chaque station, deux filets bout à bout, séparés par une corde de 20 mètres sont installés au fond, parallèlement au courant, afin de réduire le brassage et le colmatage. Les filets n'ont pas été installés et relevés à heures précises. Dans les secteurs où il y a absence de marée, la pose s'est effectuée entre 8:00 et 17:50 et le relevé entre 7:50 et 15:50. Dans les secteurs soumis à l'influence des marées, la pose s'est effectuée lors de la marée descendante dans le cas

de Grondines–Saint-Nicolas (7:00 à 18:50) et de façon à ce que la profondeur visée soit atteinte au milieu des cycles de marée (8:00 à 13:50) pour Gentilly-Batiscan. Le relevé a eu lieu le plus près possible de l'étale de marée haute afin d'éviter les forts courants dans le cas de Grondines–Saint-Nicolas (7:00 à 16:00) et entre 7:50 et 14:00 pour Gentilly-Batiscan. La durée de pêche visée était toujours d'environ 24 heures; dans les faits, elle a varié entre 15 et 28,5 heures.

3.1.2.3 Seine de rivage

La seine de rivage a une dimension de 12,5 m de longueur sur 4 m de hauteur et une grandeur de maille (étirée) de 3,2 mm. Pendant qu'un manipulateur maintenait en place une extrémité de la seine à une profondeur approximative de 0,5 m, l'autre la déroulait vers le large (à gué ou en bateau selon la profondeur) et revenait vers la rive en décrivant un cercle en maintenant la ralingue inférieure sur le fond de façon à refouler les poissons dans la poche. Au lac Saint-Pierre, les zones de 0,5 m de profondeur étaient éloignées de la rive en raison de la faible pente. Ainsi, les stations ont été seinées en pleine eau. Dans tous les cas, l'emplacement sélectionné était, dans la mesure du possible, dépourvu d'obstacles (roches, débris de bois, végétation dense) qui auraient contraint les manipulateurs à soulever la seine et ainsi permettre aux poissons de s'échapper. Des détails supplémentaires se rapportant à la méthode de pêche sont fournis dans Fournier *et al.* (1996, 1997b) et Fournier (1998).

3.1.2.4 Sélectivité et efficacité

Tous les engins de pêche sont sélectifs, à divers degrés. La probabilité de capture varie en fonction de la taille, de la forme et du comportement du poisson, des caractéristiques d'habitat (profondeur, vitesse du courant, transparence, substrat, etc.), des caractéristiques inhérentes à l'engin ainsi que de la méthode et des conditions de pêche. La sélectivité du filet

maillant dépend de la probabilité que le poisson rencontre le filet (proportionnelle à la distance parcourue par le poisson durant la période d'échantillonnage qui elle-même est fonction de la longueur et de la vitesse de nage) et de la probabilité qu'il soit capturé et retenu dans le filet (fonction de la circonférence du poisson et du périmètre de la maille) (Hamley 1975; Regier 1975; Rudstam *et al.* 1984 et Spangler et Collins 1992). Par ailleurs, la seine de rivage est sélective envers les poissons de petite taille et pélagiques (Nielsen *et al.* 1983; Pierce *et al.* 1990). Aussi, son efficacité est réduite lorsque la profondeur est trop élevée et lorsque des obstacles tels des roches, des branches ou des macrophytes sont présents au fond (Pierce *et al.* 1990; Bayley et Herendeen 2000). L'impact de ce dernier aspect a été minimisé en sélectionnant des sites dépourvus d'obstacles; en revanche, le fait de ne pas avoir échantillonné certains habitats constitue un biais impossible à corriger. En dernier lieu, la sélectivité des engins relativement à la présence ou à l'absence de marées n'est pas connue mais il n'est pas exclu qu'elle puisse différer selon le milieu.

3.1.3 EFFORT D'ÉCHANTILLONNAGE

La représentativité des échantillons recueillis pour la mesure de la richesse spécifique, de l'abondance et de la biomasse a été vérifiée pour chaque engin de pêche (milieux lentiques), et pour chaque rive des secteurs du lac Saint-Pierre et de son archipel (Dumont *et al.*, en préparation). Les résultats montrent que dans le cas du filet maillant, le nombre d'espèces capturées augmente avec le nombre de stations couvertes mais qu'il tend vers l'asymptote. Pour la seine, la richesse spécifique montre une plus grande variabilité que pour le filet maillant.

3.1.4 HABITAT

3.1.4.1 Vitesse du courant

La vitesse du courant (m/s) a été mesurée à l'aide d'un courantomètre aux stations échantillonnées

au filet maillant des secteurs des lacs Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre (milieux lotiques seulement) et Grondines–Saint-Nicolas. Trois mesures ont été prises, à 0,2, 0,6 et 0,8 fois la hauteur de la colonne d'eau, lors de l'installation ou du relevé des filets, sauf au lac Saint-François où une seule mesure a été prise à approximativement 1 m du fond. Notons qu'au lac Saint-Louis, seule la mesure à 0,2 fois la hauteur de la colonne d'eau a été prise lorsque la végétation était trop haute ou la profondeur trop faible. Aucune mesure n'est disponible pour les secteurs de Gentilly-Batiscan, du lac Saint-Pierre (milieux lentiques) et de son archipel.

3.1.4.2 Profondeur

La profondeur minimale et maximale de l'eau a été mesurée pour les stations échantillonnées au moyen de la seine. Pour les stations échantillonnées au filet, quatre mesures de profondeur ont été prises, soit aux extrémités de chacun des deux filets, à l'exception du secteur du lac Saint-François, où les profondeurs minimale et maximale ont été notées. Pour les secteurs soumis à l'influence des marées, la profondeur mesurée a été ramenée à l'aide de calculs à la hauteur de mi-marée (Fournier *et al.* 1997a) pour Gentilly-Batiscan et de marée basse pour Grondines–Saint-Nicolas (Fournier 1998).

3.1.4.3 Température

La température de l'eau (°C) a été mesurée à chaque jour de pêche, à midi, sauf pour les milieux lotiques du lac Saint-Pierre où elle a été mesurée au moment de l'installation des filets. La mesure a été prise à l'aide d'un thermomètre fixé au bout d'une corde à une profondeur d'environ 0,5 m (lacs Saint-François et Saint-Louis) à 1 m (lac Saint-Pierre et son archipel, Gentilly-Batiscan). La profondeur de mesure n'est pas précisée dans le cas du secteur de Grondines–Saint-Nicolas. La température de l'air a été mesurée uniquement aux stations des milieux lentiques du lac Saint-Pierre.

3.1.4.4 Transparence

La transparence de l'eau (cm) a été évaluée à l'aide d'un disque de Secchi, au moment de l'installation des filets maillants. La lecture s'est effectuée du côté situé à l'ombre du bateau et correspond à la profondeur à laquelle le disque réapparaissait à la vue lors de sa remontée. Certaines données sont manquantes pour les secteurs du lac Saint-Louis et de Grondines–Saint-Nicolas.

3.1.4.5 Substrat

La nature du substrat dominant et sous-dominant a été évaluée pour trois secteurs uniquement; ceux du lac Saint-François, du lac Saint-Pierre (milieux lotiques) et de Grondines–Saint-Nicolas. Les données des stations échantillonnées au filet maillant, au lac Saint-François, sont plus ou moins fiables puisque la codification de la granulométrie (neuf classes; débris; argile (< 1 mm); limon (< 1 mm); sable (1,0 à 2,9 mm); gravier (3,0 à 64,9 mm); roches (65,0 à 249,9 mm); grosses roches (250 à 599 mm); blocs (> 600 mm) et roche mère)) est basée sur une évaluation visuelle des résidus observés sur les ancrages des filets. La même codification a été appliquée pour les stations échantillonnées à l'aide de la seine, produisant, hormis certaines valeurs manquantes, des données fiables. Pour les milieux lotiques du lac Saint-Pierre, l'analyse du contenu d'un coup de benne Petersen, effectué lors de l'installation des filets maillants, a servi à codifier la granulométrie en quatre classes (argile et limon (< 1 mm); sable (1 à 3 mm); gravier (3 à 65 mm); et roches, grosses roches, blocs, roche mère (> 65 mm)). La même méthode a été appliquée pour Grondines–Saint-Nicolas, à l'exception près que l'analyse est basée sur les prélèvements de trois coups de benne, effectués aux extrémités et au centre des filets de la station. Le substrat des stations pêchées à la seine dans le secteur de Grondines–Saint-Nicolas a été caractérisé visuellement. Remarquons qu'au lac Saint-Pierre, lorsque le substrat était composé à parts égales d'argile-limon et de sable,

l'information était notée comme telle, tandis que pour les autres secteurs, un substrat dominant était identifié.

3.1.4.6 Végétation

Le pourcentage de recouvrement du fond par les macrophytes a été évalué visuellement aux stations échantillonnées au moyen de la seine. La précision des estimations varie toutefois d'un secteur à l'autre. Cette évaluation n'était cependant pas possible pour les stations échantillonnées au filet maillant, vu la grande profondeur et la faible transparence de l'eau. La seule exception est notée pour le lac Saint-François où la grande transparence de l'eau a permis d'effectuer une évaluation quantitative pour les milieux lenticules et une évaluation binaire (présence-absence) pour les milieux lotiques. De plus, pour les stations échantillonnées à la seine, l'identification au genre des macrophytes dominants et sous-dominants a aussi été effectuée. Les genres notés sont *Alisma*, *Elodea*, *Myriophyllum*, *Scirpus* (nouvellement *Schoenoplectus* et *Bolboschoenus*), *Vallisneria*, *Potamogeton*, *Carex*, algues filamenteuses et autres.

3.2 LABORATOIRE

3.2.1 DÉNOMBREMENT, LONGUEUR ET POIDS

Au total, 47 984 poissons appartenant à 59 espèces ont été capturés : 14 368 au filet et 33 616 à la seine. À l'exception des esturgeons jaunes des lacs Saint-François (n = 1) et Saint-Louis (n = 75) et des stations lotiques du lac Saint-Pierre (n = 3) qui ont été remis à l'eau vivants après avoir noté certains paramètres, tous les poissons capturés dans le cadre de cette étude ont été sacrifiés. Ils ont été transportés au laboratoire dans des glacières où ils ont été identifiés à l'espèce et dénombrés (par filet et par grandeur de maille, dans le cas des filets maillants). Les poissons capturés à la seine des secteurs du lac Saint-François, de Gentilly-Batiscan et de Grondines–Saint-Nicolas ont été

préservés immédiatement après leur capture dans une solution de formaldéhyde à 10 % tamponnée et transportés ultérieurement au laboratoire. De plus, le poids et la longueur totale de chaque spécimen étaient notés pour les poissons capturés au filet. Pour ceux capturés à la seine, seule la biomasse totale par espèce était mesurée. Le type et la précision des balances utilisées ont varié selon les secteurs (annexe 1) mais au moins deux balances différentes ont servi à peser les plus petits et les plus gros poissons de chaque secteur. La première année de la campagne d'échantillonnage (1995), les poissons capturés à la seine dans l'archipel et les milieux lentiques du lac Saint-Pierre n'ont pas été pesés. Par ailleurs, les poissons incomplets ont, pour la plupart, uniquement été dénombrés et ce, pour tous les secteurs. Certains ont toutefois été mesurés, lorsque la partie manquante n'affectait pas la longueur. Les poissons qui ont été échappés des filets lors du démaillage ont uniquement été dénombrés. En dernier lieu, dans certains secteurs, les traces de mucus sur le pourtour des mailles de filets ont servi au dénombrement d'anguilles.

3.2.2 IDENTIFICATION

Les clés taxonomiques de Scott et Crossman (1973) et de Brousseau et Leclerc (1976) ont servi à l'identification générale. Les cyprinidés ont été identifiés selon les clés de Legendre (1960) et de Brisebois *et al.* (1998) et les catostomidés, à partir de la clé de Mongeau (1984). La distinction entre l'aloise savoureuse et le gaspareau s'est effectuée au moyen de la clé de Provost *et al.* 1984. Les raseux-de-terre noirs et les raseux-de-terre gris ont été discriminés avec les clés de Scott et Crossman (1973), de Chapleau (1980) et des critères de Page et Burr (1991).

Dans le cas précis de l'identification des raseux-de-terre noirs et raseux-de-terre gris, le critère du nombre de pores des canaux céphaliques, un critère de ségrégation important de la clé d'identification, n'a pas été pris en compte, sauf pour le secteur de Grondines–Saint-Nicolas où l'application

de bleu de méthylène sur les pores a permis d'effectuer le dénombrement. La méthode, détaillée dans La Violette (1999), est une adaptation de Chapleau (1980) et d'une communication personnelle d'Erling Holm du Royal Ontario Museum. La confirmation de l'identification des spécimens du secteur Grondines–Saint-Nicolas par un membre de l'équipe d'un autre secteur qui n'utilisait pas le critère du nombre de pores des canaux céphaliques permet toutefois de présumer que l'identification est valide pour tous les secteurs.

3.2.3 ANOMALIES EXTERNES

Les poissons capturés au filet ont, pour la plupart, été examinés afin de déceler la présence d'anomalies externes énumérées dans Fournier (1998) et Fournier *et al.* (1996, 1997a, 1997b, 1998a, 1998b). Les ecchymoses, lésions, brisures de nageoires ou d'opercules qui, de façon évidente, étaient causées par les filets n'ont pas été prises en compte. La méthodologie d'examen et la codification utilisées ont été adaptées des travaux effectués dans certains affluents du fleuve Saint-Laurent par le ministère de l'Environnement (Richard 1994; La Violette 1999), lesquelles ont en retour été adaptées de l'Ohio EPA (1989).

La méthodologie utilisée diffère de celle du ministère de l'Environnement (MENV) sur les points suivants : la notation unique, à compter de 1996, de l'anomalie qui est à l'origine d'une autre (e.g. si le point d'ancrage d'une sangsue s'est infecté au point de causer une lésion, seule la sangsue est notée); l'érosion des barbillons n'a pas été recensée, sauf pour le secteur de Gentilly-Batiscan; les copépodes, outre leur notation comme parasites, n'avaient pas de code spécifique qui leur était attribué; et les lésions cicatrisées ont été considérées comme des lésions. Par ailleurs, les petits poissons capturés à la seine n'ont pas été examinés alors que les études du MENV incluent l'examen de toutes les tailles de poissons étant donné qu'un seul engin, la pêche électrique, est utilisé.

Parmi les spécimens qui n'ont pas fait l'objet d'un examen pour les anomalies, on compte les incomplets et les esturgeons jaunes du lac Saint-Louis. De plus, pour certaines stations des lacs Saint-François et Saint-Louis où les captures étaient particulièrement abondantes, une partie ou la totalité des poissons ont été congelés dû au manque de temps disponible pour procéder illico à l'examen. Après la décongélation, l'apparence des poissons était passablement modifiée par rapport à l'état frais, ce qui rendait l'examen ardu et biaisé; on les a donc jetés sans les avoir examinés. Finalement, aux stations où la perchaude était très abondante dans la maille de 38 mm, un échantillon a été prélevé pour l'examen. La taille de l'échantillon était variable et ne constituait pas une proportion fixe du nombre total de captures.

Par ailleurs, pour la portion du secteur Grondines–Saint-Nicolas située entre Donnacona et Saint-Nicolas, seuls les poissons d'approximativement une station sur deux ont été examinés pour les anomalies, vu le manque de ressources.

3.3 TRAITEMENT DES DONNÉES

3.3.1 COMMUNAUTÉS ICHTYOLOGIQUES

3.3.1.1 Segments

Une station d'échantillonnage d'un habitat donné (lentic ou lotique) et échantillonnée au moyen d'un seul engin de pêche (seine ou filet) ne constitue pas un échantillon représentatif de la communauté ichtyologique, laquelle comprend l'ensemble des espèces présentes dans le milieu. Il s'avère donc nécessaire de regrouper un certain nombre de stations, préférablement des divers types d'habitats et d'engins possibles. La superficie couverte doit être assez large pour englober un nombre suffisant de stations de chaque engin et habitat mais assez étroite pour permettre une discrimination sur le plan de la répartition spatiale. Pour le fleuve Saint-Laurent, ce pas d'échantillonnage « optimal » a été fixé à

5 km, par la méthode détaillée dans les lignes suivantes.

Chaque secteur (lacs Saint-François, Saint-Louis, Saint-Pierre, archipel du lac Saint-Pierre, Gentilly-Batiscau et Grondines–Saint-Nicolas) du fleuve a donc été tronçonné en segments de 5 km selon la méthode suivante : un axe imaginaire parallèle aux rives a été tracé, puis des traits perpendiculaires à cet axe ont été tirés approximativement à tous les 5 km. La même procédure a aussi été appliquée pour dessiner des segments de 3 et 4 km de largeur. Notons qu'une carte unique a servi pour la segmentation de l'archipel et du lac Saint-Pierre même si le positionnement des stations pour les fins du terrain s'est effectué à partir de cartes distinctes. En revanche, pour le secteur de Grondines–Saint-Nicolas, une limite a dû être fixée à Donnacona puisque cet endroit correspond à un changement de stratégie d'échantillonnage (voir section 3.1.1). Les secteurs de Grondines–Donnacona et de Donnacona–Saint-Nicolas ont donc été segmentés indépendamment l'un de l'autre.

Les segments ont ensuite été divisés en deux en utilisant le canal de navigation comme ligne de fractionnement. Sur le plan statistique, cette division se traduit par un traitement séparé pour les stations situées de part et d'autre du chenal maritime, basé sur la présomption que les communautés ichtyologiques des rives nord et sud sont distinctes. Cette hypothèse correspond à une réalité écologique puisque le chenal maritime constitue une barrière physique limitant le déplacement de certaines espèces de poissons (Leclerc 1985; Dumont 1996; Lecomte et Dodson 2000) et les échanges chimiques (Désilets et Langlois 1989). Chaque segment porte le numéro du kilomètre à partir de l'origine du fleuve Saint-Laurent à Kingston, suivi de la lettre N ou S selon qu'il soit situé respectivement sur la rive nord ou sud. Le kilométrage, établi au moyen d'un Système d'informations géoréférencées (SIG), est attribué le long du chenal maritime et au centre du segment.

On a enfin procédé au dénombrement des stations échantillonnées au moyen de la seine, du filet dans les milieux lentiques et du filet dans les milieux lotiques, réparties dans chaque segment de 3, 4 et 5 km de chacune des rives. Les nombres diffèrent évidemment d'un segment à l'autre puisque la segmentation s'est effectuée une fois l'échantillonnage complété. Pour chaque segment, nous avons toutefois visé à réduire au minimum le nombre de contraintes, c'est-à-dire d'absences ou d'occurrences simples de chacun des trois types de stations. Ce nombre diminuait avec l'élargissement des segments de 3 à 5 km et tendait à s'égaliser pour les deux rives. Une largeur de segment approximative de 5 km a donc été retenue.

Sur le plan spatial, il existe donc trois niveaux hiérarchiques d'informations. La terminologie utilisée pour les définir, de la résolution la plus fine à la plus large est : la station d'échantillonnage, le segment et le secteur. Le traitement des données est effectué à l'échelle du segment et du secteur.

3.3.1.2 Exclusion de segments

Les segments 215N et 221N sur la rive nord du lac Saint-François sont exclus pour le traitement statistique puisqu'ils ne comptent aucune station échantillonnée au moyen de la seine, la zone littorale étant située en Ontario (figure2). Ils ne sont donc pas comparables aux autres segments. Par ailleurs, le segment suivant (226N) qui inclut les divers types de stations est préservé quoiqu'il n'ait pas été échantillonné dans sa partie nord-est, pour la même raison.

Le segment 500N, situé sur la rive nord du secteur de Grondines–Saint-Nicolas a aussi été rejeté, faute de station d'échantillonnage au filet maillant. Il s'agit toutefois de considérations physiques naturelles puisque dans les rapides Richelieu, la vitesse du courant est beaucoup trop rapide pour permettre l'installation de filets.

Finalement, toute la portion du secteur de Grondines–Saint-Nicolas située entre Donnacona et Saint-Nicolas, soit les segments 523 à 547 N/S, est exclue en raison des différences sur le plan de l'échantillonnage, mentionnées à la section 3.1.1. Ainsi, à partir de maintenant, on référera à ce secteur comme étant celui de Grondines–Donnacona.

3.3.1.3 Abondance

L'abondance des poissons est exprimée en prises par unité d'effort (PUE). Cette unité d'effort correspond à un coup de seine (122,7 m²) et à un jour (\pm 24 h) de pêche au filet maillant, c'est-à-dire à une station d'échantillonnage. Les PUE totales d'un segment ou d'un secteur s'obtiennent en effectuant la somme des PUE moyennes au filet maillant (\overline{PUE}_F) et des PUE moyennes à la seine (\overline{PUE}_S), c'est-à-dire :

$$PUE_{segment} \text{ ou } PUE_{secteur} = \overline{PUE}_F + \overline{PUE}_S$$

où \overline{PUE}_F = captures totales des stations filet divisées par le nombre de stations filet; et

$$\overline{PUE}_S = \text{captures totales des stations de seine divisées par le nombre de stations de seine.}$$

L'écart-type de ces moyennes fournit un aperçu de la variabilité intra-segment ou intra-secteur. Par ailleurs, notons que même si une station de pêche au filet comprend deux filets bout à bout, la moyenne est calculée par station plutôt que par filet vu la non indépendance statistique entre les deux observations. Quant aux PUE de chaque espèce, elles sont calculées de la même façon.

Les poissons incomplets et les poissons dont l'identification à l'espèce n'a pu être confirmée (des *Cyprinidae sp.* (n = 313) et *Moxostoma sp.* (n = 1)) sont inclus dans le calcul des PUE. En

revanche, les poissons échappés du filet et les marques d'anguilles ont été retirés du fichier et sont donc exclus de ce calcul et de tous calculs ultérieurs. Évidemment, les stations avec aucune capture sont prises en compte dans le calcul des PUE moyennes.

Cette expression des PUE sur une base comparable rend possible la comparaison des résultats des différents segments ou secteurs, en présumant toutefois que le potentiel de capture des engins soit le même pour toutes les stations. Dans les secteurs où il y a absence de marées, on peut présumer que c'est le cas lorsque la pêche dure de 18 à 24 heures et couvre la période comprise entre 18:00 et 9:00, soit celle qui englobe les pics d'activités crépusculaires (MEF 1994b). Cette condition est rencontrée pour la quasi-totalité des stations. Dans les secteurs soumis à l'influence des marées, le potentiel de capture est présumé le même pourvu que les filets aient pêché deux cycles complets de marée (24 h). Cette condition n'est pas rencontrée pour toutes les stations mais serait plus critique pour le secteur de Grondines–Saint-Nicolas où l'influence des marées est importante. Le secteur de Gentilly-Batiscan, du moins dans sa partie amont, est comparable aux secteurs avec absence de marées tellement l'amplitude y est faible alors que dans sa partie aval, l'importance de la marée augmente progressivement (Gauthier 2000). Finalement, on peut émettre comme dernière hypothèse que les engins n'ont pas le même potentiel de capture à Grondines–Saint-Nicolas qu'ailleurs. Il n'est cependant pas établi si la marée crée un biais positif ou négatif.

3.3.1.4 Biomasse

La biomasse est exprimée en biomasse (g) par unité d'effort (BUE). L'unité d'effort et la méthode de calcul des BUE moyennes totales par segment, secteur ou espèce sont les mêmes que pour l'abondance (voir section 3.3.1.3).

Parmi les spécimens capturés au filet, 345 étaient incomplets et n'ont pas été pesés. Dépendamment

de leur abondance et de leur taille, le biais à ne pas estimer leur biomasse peut, dans certains cas, être important. Deux méthodes ont servi à estimer la biomasse des poissons incomplets. Lorsque la longueur était disponible, une régression logarithmique longueur-poids par espèce, secteur, rive et habitat (lentique/lotique) a servi à estimer 42 poids manquants. Les poids estimés se situent toujours à l'intérieur de la gamme de tailles couvertes par la droite de régression à l'exception de ceux d'une carpe de 935 mm et d'un meunier noir de 106 mm, estimés par extrapolation. Pour les poissons incomplets dont la longueur n'était pas disponible, le poids moyen par espèce, grandeur de maille, rive, habitat et pour lequel $n \geq 30$ a servi d'estimation. Cette méthode a permis d'estimer la biomasse de 205 poissons additionnels, pour un total de 247, lesquels sont inclus dans le calcul des BUE. Les rives sont traitées séparément en raison de l'existence de stocks distincts, du moins pour certaines espèces. Par ailleurs, des différences de niveau de pollution pourraient être à l'origine d'une différence de poids entre les poissons des rives nord et sud. Quant aux deux types d'habitat, les nombres étaient insuffisants pour permettre d'effectuer des tests *t* concluants entre la biomasse des poissons des habitats lenticques et lotiques mais nous avons préféré être stricts et les traiter séparément. Dans le cas des esturgeons jaunes du lac Saint-Louis, nous avons estimé les poids en utilisant la relation longueur totale-poids de Fortin *et al.* (1992). Le nombre de poissons et la BUE des espèces pour lesquelles une partie ou la totalité de la biomasse demeure manquante sont fournis à l'annexe 2.

3.3.1.5 Richesse spécifique, diversité et équitabilité

Toutes les espèces capturées au moyen des deux engins sont incluses dans le compte du **nombre d'espèces** de chaque segment ou secteur. Les *Cyprinidae sp.* et le *Moxostoma sp.* sont cependant exclus.

Même si la richesse spécifique est la composante première de la diversité, des communautés composées d'un nombre égal d'espèces mais dont l'abondance relative diffère ont des structures très différentes. Diverses mesures synthétiques de la **diversité** sont utilisées en écologie (Legendre et Legendre 1984a). L'une des plus connues, l'indice de diversité H de Shannon, prend une valeur nulle lorsque l'échantillon ne contient qu'une seule espèce et augmente à mesure que s'accroît le nombre d'espèces pour atteindre une valeur maximale lorsque toutes les espèces sont également représentées dans l'échantillon. Il est calculé pour chaque segment et secteur selon la formule suivante (Dajoz 1982) :

$$H = 3,322 \left[\log_{10} N - \left(\frac{1}{N} \sum n_i \log_{10} n_i \right) \right]$$

où N = nombre total de poissons par segment ou secteur du fleuve; et

n_i = nombre de poissons de chaque espèce par segment ou secteur du fleuve.

L'**équité** E (ou régularité) permet de comparer les diversités de deux communautés ayant des nombres d'espèces différents. Elle varie de 0 (grande importance de quelques espèces dominantes) à 1 et est calculée par le rapport suivant (corrige de Dajoz 1982) :

$$E = \frac{H}{\log_2 S}$$

où H = indice de diversité de Shannon; et

S = nombre d'espèces

Plusieurs auteurs ont formulé des critiques en regard de l'utilisation de ces indices (Green et Vascotto 1978; Washington 1984). Dumont *et al.* (en préparation) en font une revue.

3.3.1.6 Analyses de groupement

Afin de représenter en espace réduit les groupes de segments de chaque rive ayant des espèces

similaires (mode Q), une analyse de groupement par agglomération hiérarchique à liens complets est effectuée à partir des données de présence-absence de chacune des espèces, à l'aide du progiciel R (Legendre et Vaudor 1991). Le lien complet est sélectionné, comme c'est souvent le cas en écologie, puisqu'il est souhaitable de trouver entre les groupes des discontinuités aussi tranchées que possible (Legendre et Legendre 1984b). Le degré de dépendance entre les différents segments (objets) est calculé avec le coefficient de Jaccard (S_7). Ce coefficient, le plus connu parmi ceux qui excluent les doubles absences, donne un poids égal aux différents termes considérés (Legendre et Legendre 1984b).

Une association par agglomération hiérarchique à liens complets est aussi effectuée entre les espèces afin de dégager les principales associations ichtyologiques (mode R). Le coefficient de Fager et McGowan (S_{24}), développé pour les analyses mode R, est utilisé pour le calcul du degré de dépendance entre les espèces (descripteurs). Ce coefficient qui exclut aussi les doubles absences, contient un facteur de correction pour un effectif faible (Legendre et Legendre 1998). Notons que les *Cyprinidae sp.* et les *Moxostoma sp.* sont exclus.

3.3.1.7 Classification tolérance, niveau trophique et type de reproduction

L'application de l'indice d'intégrité biotique (IIB) nécessite la classification préalable de chacune des espèces en fonction de son niveau de tolérance à la pollution, de son niveau trophique et de son type de reproduction. La classification retenue est présentée au tableau 3.

La classification pour la **tolérance à la pollution** est tirée de Barbour *et al.* (1999), référence qui succède à Plafkin *et al.* (1989) utilisée pour les affluents du fleuve Saint-Laurent (Richard 1994, 1996, La Violette et Richard 1996; Martel et Richard 1998; Saint-Jacques 1998; La Violette 1999). Deux espèces font toutefois exception à

Tableau 3. Niveau de tolérance à la pollution, niveau trophique et type de reproduction des espèces capturées dans le fleuve Saint-Laurent entre 1995 et 1997 (tiré de Barbour *et al.* 1999 et Simon 1999)

Nom scientifique	Nom vernaculaire	Espèce migratrice	Tolérance relative à la pollution	Niveau trophique ^a	Type de reproduction (Code) ^b
Acipenseridae					
<i>Acipenser fulvescens</i>	esturgeon jaune	oui	intermédiaire	invertivore	lithopélagophile (A.1.2)
Lepisosteidae					
<i>Lepisosteus osseus</i>	lépisosté osseux	non	intermédiaire	piscivore	phytholithophile (A.1.4)
Amiidae					
<i>Amia calva</i>	poisson-castor	non	intermédiaire	piscivore	phytophyle (B.2.5)
Hiodontidae					
<i>Hiodon tergisus</i>	laquaiche argentée	non	intolérant	insectivore	lithopélagophile (A.1.2)
Anguillidae					
<i>Anguilla rostrata</i>	anguille d'Amérique	oui	intermédiaire	invertivore/piscivore ^{c,d}	pélagophile (A.1.1)^e
Clupeidae					
<i>Alosa pseudoharengus</i>	gaspareau	oui	intermédiaire	planctivore ^{f,g,h,i}	phytholithophile (A.1.4)
<i>Alosa sapidissima</i>	alose savoureuse	oui	intermédiaire	planctivore ^{j,k,l}	pélagophile (A.1.1)^e
<i>Dorosoma cepedianum</i>	alose à gésier	non	intermédiaire	planctivore ^{f,g,i,l,m}	lithopélagophile (A.1.2)
Cyprinidae					
<i>Cyprinus carpio</i>	carpe	non	tolérant	omnivore	phytholithophile (A.1.4)
<i>Hybognathus regius</i>	méné d'argent	non	intermédiaire	herbivore	indéterminé ⁿ
<i>Notropis atherinoides</i>	méné émeraude	non	intermédiaire	insectivore	pélagophile (A.1.1)
<i>Notropis bifrenatus</i>	méné d'herbe	non	intolérant	insectivore	phythophile (A.1.5)^e
<i>Luxilus cornutus</i>	méné à nageoires rouges	non	intermédiaire	insectivore	lithophile (A.2.3)
<i>Notemigonus crysoleucas</i>	méné jaune	non	tolérant	omnivore	phythophile (A.1.5)
<i>Notropis heterodon</i>	menton noir	non	intolérant	insectivore	phythophile (A.1.5)
<i>Notropis heterolepis</i>	museau noir	non	intolérant	insectivore	phythophile (A.1.5)
<i>Notropis hudsonius</i>	queue à tache noire	non	intermédiaire	insectivore	lithopélagophile (A.1.2)
<i>Cyprinella spiloptera</i>	méné bleu	non	intermédiaire	insectivore	spéléophile (A.2.4)
<i>Notropis stramineus</i>	méné paille	non	intermédiaire	insectivore	indéterminé ⁿ
<i>Notropis volucellus</i>	méné pâle	non	intolérant	insectivore	phythophile (A.1.5)
<i>Pimephales notatus</i>	ventre-pourri	non	tolérant	omnivore	spéléophile (B.2.7)
<i>Pimephales promelas</i>	tête-de-boule	non	tolérant	omnivore	spéléophile (B.2.7)
<i>Rhinichthys cataractae</i>	naseux des rapides	non	intermédiaire	insectivore	lithopélagophile (A.1.2)
<i>Semotilus corporalis</i>	ouitouche	non	intermédiaire	généraliste ^o	lithophile (A.2.3) ^e
Catostomidae					
<i>Catostomus catostomus</i>	meunier rouge	non	intermédiaire	insectivore	lithopélagophile (A.1.2)
<i>Catostomus commersoni</i>	meunier noir	non	tolérant	omnivore	lithopélagophile (A.1.2)
<i>Carpododes cyprinus</i>	couette	non	intermédiaire	omnivore	lithopélagophile (A.1.2)
<i>Moxostoma anisurum</i>	chevalier blanc	non	intermédiaire	insectivore	lithophile (A.1.3)
<i>Moxostoma macrolepidotum</i>	chevalier rouge	non	intermédiaire	insectivore	lithophile (A.1.3)
Ictaluridae					
<i>Ameiurus nebulosus</i>	barbotte brune	non	tolérant	insectivore	spéléophile (B.2.7)
<i>Ictalurus punctatus</i>	barbue de rivière	non	intermédiaire	omnivore ^{i,p}	spéléophile (B.2.7)
Esocidae					
<i>Esox lucius</i>	grand brochet	non	intermédiaire	piscivore	phythophile (A.1.5)
<i>Esox masquinongy</i>	maskinongé	non	intermédiaire	piscivore	phythophile (A.1.5)
Umbridae					
<i>Umbra limi</i>	ombre de vase	non	tolérant	insectivore	phytophyle (B.1.4)
Osmeridae					
<i>Osmerus mordax</i>	éperlan arc-en-ciel	oui	intermédiaire	planctivore ^{g,h,q}	lithopélagophile (A.1.2)

Tableau 3. (suite) Niveau de tolérance à la pollution, niveau trophique et type de reproduction des espèces capturées dans le fleuve Saint-Laurent entre 1995 et 1997 (tiré de Barbour *et al.* 1999 et Simon 1999)

Nom scientifique	Nom vernaculaire	Espèce migratrice	Tolérance relative à la pollution	Niveau trophique ^a	Type de reproduction (Code) ^b
Salmonidae					
<i>Coregonus clupeaformis</i>	grand corégone	non	intermédiaire	invertivore	<i>lithopélagophile (A.1.2)</i>
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	saumon coho	oui	intermédiaire	piscivore	lithophile (A.2.3)
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	saumon chinook	oui	intermédiaire	piscivore	lithophile (A.2.3)
Percopsidae					
<i>Percopsis omyscomyus</i>	omisco	non	intermédiaire	insectivore	<i>lithophile (A.1.3)</i>
Gadidae					
<i>Lota lota</i>	lotte	non	intermédiaire	piscivore	<i>lithopélagophile (A.1.2)</i>
Cyprinodontidae					
<i>Fundulus diaphanus</i>	fondule barré	non	tolérant	insectivore	<i>phytophile (A.1.5)</i>
Atherinidae					
<i>Labidesthes sicculus</i>	crayon d'argent	non	intermédiaire	insectivore	<i>phytolithophile (A.1.4)</i>
Gasterosteidae					
<i>Culaea inconstans</i>	épinoche à cinq épines	non	intermédiaire	insectivore	ariadnophile (B.2.4)
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	épinoche à trois épines	non	intermédiaire	insectivore	ariadnophile (B.2.4) ^e
Percichthyidae					
<i>Morone americana</i>	baret	non	intermédiaire	insectivore/piscivore ^{g,i}	<i>phytolithophile (A.1.4)</i> ^e
Centrarchidae					
<i>Ambloplites rupestris</i>	crapet de roche	non	intermédiaire	insectivore/piscivore ^{p,r,s,t}	polyphile (B.2.2)
<i>Lepomis gibbosus</i>	crapet-soleil	non	intermédiaire	insectivore	polyphile (B.2.2)
<i>Micropterus dolomieu</i>	achigan à petite bouche	non	intermédiaire	piscivore	polyphile (B.2.2)
<i>Micropterus salmoides</i>	achigan à grande bouche	non	tolérant ⁿ	piscivore	polyphile (B.2.2)
<i>Pomoxis nigromaculatus</i>	marigane noire	non	intermédiaire	insectivore/piscivore ^{g,s,u}	phytophyle (B.2.5)
Percidae					
<i>Etheostoma nigrum</i>	raseux-de-terre noir	non	intermédiaire	insectivore	spéléophile (B.2.7) ^e
<i>Etheostoma olmstedii</i>	raseux-de-terre gris	non	tolérant ^{u,v}	insectivore	indéterminé ⁿ
<i>Percina caprodes</i>	fouille-roche zébré	non	intermédiaire	insectivore	lithophile (A.2.3)
<i>Percina copelandi</i>	fouille-roche gris	non	intolérant	insectivore	lithophile (A.2.3)
<i>Perca flavescens</i>	perchaude	non	intermédiaire	insectivore/piscivore ^{g,r,s,w,x,y}	<i>phytolithophile (A.1.4)</i>
<i>Stizostedion canadense</i>	doré noir	non	intermédiaire	piscivore	<i>lithopélagophile (A.1.2)</i>
<i>Stizostedion vitreum</i>	doré jaune	non	intermédiaire	piscivore	<i>lithopélagophile (A.1.2)</i>
Sciaenidae					
<i>Aplodinotus grunniens</i>	malachigan	non	intermédiaire	invertivore	<i>pélagophile (A.1.1)</i>

^a âge adulte; ^b seuls les types de reproduction en gras et en italique sont retenus pour le traitement des données; ^c Facey et LaBar (1981);

^d Nilo et Fortin (2001); ^e Balon (1975; 1981); ^f Lyons (1992); ^g Scott et Crossman (1973); ^h Scott et Scott (1988); ⁱ Jenkins et Burkhead (1994);

^j Massicotte *et al.* (1990); ^k Stier et Crance (1985); ^l Halliwell *et al.* (1999); ^m Ringler et Johnson (1982); ⁿ Voir texte pour explications; ^o considérée comme omnivore pour le traitement des données; ^p Latour *et al.* (1980); ^q Giroux (1997); ^r Keast (1985); ^s Karr *et al.* (1986); ^t Probst *et al.* (1984); ^u Tsai (1972);

^v Goodchild (1993); ^w Fortin et Magnin (1972); ^x Tharratt (1959); ^y Keast et Webb (1966)

cette règle : le raseux-de-terre gris et l'achigan à grande bouche.

À l'époque où le raseux-de-terre gris n'était pas classé dans Plafkin *et al.* (1989), les études de Tsai (1972) et Goodchild (1993) avaient permis de le classer comme tolérant pour les rivières Richelieu et Yamaska (Saint-Jacques 1998; La Violette 1999). Cette espèce est nouvellement classée comme intermédiaire dans Barbour *et al.* (1999). Or, nous avons conservé sa classification comme tolérante pour le Québec, et ce, malgré qu'une diminution de son abondance relative observée dans un segment pollué du fleuve puisse sembler en indiquer autrement. Notre choix s'appuie sur les observations des auteurs cités dans le tableau 3 ainsi que celles de La Violette (1999) pour la rivière Yamaska Nord. À une station très dégradée de ce cours d'eau, où seules trois espèces persistaient, le raseux-de-terre gris dominait largement avec 120 captures sur un total de 124.

Quant à l'achigan à grande bouche, la classification de Plafkin *et al.* (1989) pour l'Oregon (tolérant), où l'espèce est exotique, plutôt que celle du centre-ouest des États-Unis (intermédiaire) avait été retenue pour les affluents du fleuve. Plus récemment, Barbour *et al.* (1999) la classent comme intermédiaire. Une chose est sûre cependant, plusieurs membres des groupes de discussion spécialisés « Biocriteria » et « Fish-Ecology » ont des opinions convergentes à l'effet que l'achigan à grande bouche est plus tolérant à la pollution et à la détérioration de l'habitat que l'achigan à petite bouche (communications personnelles (1998) de Bob Miltner et Chris Yoder, Ohio EPA; Robin J. Reash, American Electric Power Service Corporation, Ohio; Chuck Potts, Oklahoma Water Resources Board; Michael T. Kaminski, Iowa State University; Rich Langdon, Vermont Department of Environmental Conservation Laboratory; et John Lyons, Wisconsin Department of Natural Resources). L'achigan à petite bouche étant classé comme intermédiaire par Barbour *et al.* (1999), nous avons donc classé

l'achigan à grande bouche comme tolérant à la pollution.

En dernier lieu, le méné d'argent, non classé dans Plafkin *et al.* (1989), a été considéré comme tolérant dans le bassin de la rivière Yamaska d'après les arguments et observations de divers auteurs (La Violette 1999). Dans leur publication récente, Barbour *et al.* (1999) le catégorisent comme intermédiaire. Cette classification concorde avec le déclin de l'espèce associé à la turbidité dans certaines parties des États-Unis, ce qui ne la place pas au même rang que d'autres espèces tolérantes (Nicholas Mandrak, Youngstown State University, comm. pers.). Nous avons donc réévalué le statut du méné d'argent pour le fleuve Saint-Laurent et l'avons classé comme intermédiaire.

Sauf certaines exceptions, lesquelles sont indiquées par une référence en bas de page au tableau 3, la classification pour le **niveau trophique** est tirée de Barbour *et al.* (1999). Le compartimentage des vertébrés en groupes trophiques est une science relativement jeune, existant depuis une vingtaine d'années environ (Gerking 1994). Le concept est rapidement devenu populaire en écologie des poissons, car il permet de diviser la communauté en groupes fonctionnels. Il est donc largement utilisé dans le cadre des études portant sur l'IIB. L'un des principaux désavantages demeure toutefois la nature subjective et difficilement réfutable de l'assignation d'une espèce à un « groupe ». L'alimentation des poissons varie tout au cours de leur vie et selon les saisons; les classer sans une étude approfondie de leurs habitudes alimentaires dans le temps est donc risqué (Gerking 1994). De plus, les définitions et le nombre de groupes trophiques varient largement d'un auteur à l'autre et ne sont pas toujours comparables.

Barbour *et al.* (1999) classent les espèces dans sept groupes trophiques différents (piscivore, invertivore, insectivore, herbivore, filtreur, omnivore et généraliste), lesquels ne sont pas définis. Nous

repreons ces groupes pour le fleuve, auxquels nous ajoutons les planctivores et les parasites. Par ailleurs, « omnivores » et « généralistes » (e.g. la ouitouche) sont traités comme un groupe unique, soit les « omnivores ». Les définitions de termes adoptées pour le fleuve sont les suivantes : les **piscivores** se nourrissent principalement, à l'âge adulte, de poissons, d'autres vertébrés (e.g. grenouilles) ou de gros invertébrés (e.g. écrevisses) (les piscivores occasionnels (e.g. barbue de rivière, mullet à cornes [*Semotilus atromaculatus*]) ou secondaires (e.g. perchaude) ne sont pas inclus); les **invertivores** mangent surtout des invertébrés benthiques (e.g. mollusques, insectes benthiques, écrevisses); les **insectivores** s'alimentent spécialement d'insectes (benthiques ou pélagiques); les **herbivores** broutent du périphyton (algues benthiques), des macrophytes et peuvent consommer occasionnellement du phytoplancton; les **planctivores** ont une diète spécialisée composée surtout de phytoplancton et/ou de zooplancton; les termes **filtreurs** et **parasites** sont réservés aux lamproies et comprennent respectivement celles qui s'alimentent de particules microscopiques végétales ou animales telles que diatomées, protozoaires, algues, pollens, desmidiées et détritiques (i.e. les ammocoètes des quatre espèces trouvées au Québec) et celles qui se nourrissent des fluides corporels d'autres espèces de poissons (i.e. les adultes de la lamproie argentée [*Ichtyomyzon unicuspis*] et marine [*Petromyzon marinus*]); et les **omnivores** se nourrissent à la fois de matières végétale et animale en proportions importantes ($\geq 25\%$ de chacun en terme de volume, Karr *et al.* 1986) ainsi que de détritiques inorganiques ou organiques. Une espèce telle que l'alose à gésier qui consomme d'importantes quantités de phytoplancton et de zooplancton est classée planctivore, même si son classement comme omnivore serait approprié du strict point de vue de la définition.

Parmi les espèces qui font exception à la classification de Barbour *et al.* (1999) et pour lesquelles les définitions ci-haut sont appliquées, on compte l'anguille d'Amérique. Considérée

piscivore par ces auteurs, on la classe « invertivore/piscivore » dans le fleuve Saint-Laurent puisqu'elle ne se nourrit pas exclusivement de poissons mais aussi d'une large proportion d'invertébrés benthiques (voir références tableau 3). Pour l'analyse des données, elle est considérée invertivore. Les trois clupéidés, le gaspareau, l'alose savoureuse et l'alose à gésier, classés respectivement comme filtreur, invertivore et omnivore par Barbour *et al.* (1999) sont considérés planctivores pour cette étude (voir références tableau 3).

La barbue de rivière, autrefois classée comme généraliste par Plafkin *et al.* (1989) est nouvellement classée comme piscivore par Barbour *et al.* (1999). D'autres l'ont alternativement classée omnivore (Poff et Allan 1995), insectivore/piscivore (Karr *et al.* 1986) et invertivore/piscivore (Goldstein et Simon 1999). Cette absence de consensus est probablement attribuable au comportement alimentaire opportuniste de la barbue (les contenus stomacaux reflètent l'abondance relative du milieu) et à la grande variété de proies consommées. Notre choix de la classer omnivore pour le fleuve Saint-Laurent (tableau 3) est basé principalement sur l'étude spécifique au lac Saint-Louis de Latour *et al.* (1980) qui rapportent un régime alimentaire diversifié dont les principaux items sont les larves de diptères, les amphipodes, les gastéropodes, les décapodes et beaucoup d'algues filamenteuses.

De façon similaire, pour le grand corégone, on observe aussi une divergence entre l'ancienne classification de Plafkin *et al.* (1989) comme piscivore et le reclassement de Barbour *et al.* (1999) à titre d'invertivore. Nous retenons cette fois la classification de Barbour *et al.* (1999) puisqu'elle concorde avec celle d'autres auteurs (Lassus 1967; Massicotte *et al.* 1990). Le groupe trophique général d'« invertivore » pour l'éperlan arc-en-ciel (Barbour *et al.* 1999) est restreint à celui de « planctivore » pour le fleuve Saint-Laurent où l'examen de contenus stomacaux révèle qu'il se nourrit presque exclusivement de crustacés zooplanctoniques (voir références tableau 3).

Finalement, le baret, le crapet de roche, la marigane noire et la perchaude sont classés « insectivore/piscivore » pour le fleuve Saint-Laurent (tableau 3) et considérés « insectivore » pour le traitement des données. Plafkin *et al.* (1989) les classaient piscivores, à l'exception de la marigane noire (invertivore). Barbour *et al.* (1999) reconduisent cette classification pour le baret et le crapet de roche mais classent la marigane noire « piscivore » et la perchaude « insectivore ». Ce manque de consensus au niveau de la classification provient du fait que ces espèces sont des piscivores secondaires. À l'inverse des piscivores stricts (brochets, achigans, dorés) qui se nourrissent de poissons dès leur premier été et deviennent presque exclusivement piscivores (> 80 %) à l'âge adulte, les piscivores secondaires ne s'alimentent de poissons que tard dans leur vie et ne sont jamais plus que 30 à 40 % piscivores (Keast 1985). Nous avons donc choisi d'établir une distinction au niveau de la classification entre les deux types de piscivores pour le fleuve Saint-Laurent. Cette décision revêt une importance particulière pour la perchaude, très abondante dans le fleuve (n = 10 580), et dont la taille de plus de 80 % des spécimens est inférieure à 190 mm, taille à laquelle l'espèce devient davantage piscivore (Fortin et Magnin 1972).

La classification pour les **types de reproduction** est généralement tirée de Simon (1999b) qui, à la lumière de nouvelles informations disponibles sur l'ontogenèse et le comportement de reproduction de plusieurs espèces nord-américaines, a revu la classification de Balon (1975; 1981) et confirmé ou reclassé, au besoin. Les espèces pour lesquelles le type de reproduction n'est pas désigné par Simon (1999b) ont été classées selon Balon (1975; 1981) (tableau 3). Toutefois, même si Balon (1975) classe le méné paille « psammophile », son type de reproduction est considéré « indéterminé » basé sur l'argument de Simon (1999b) à l'effet qu'il n'y a pas d'information disponible sur la reproduction de cette espèce et que de la classer « psammophile » est incertain. D'ailleurs, parmi les six espèces classées « psammophile » par Balon (1975), une seule voit

sa classification confirmée par Simon (1999b); quatre sont reclassées et une, le méné paille, n'est pas classée. Le méné d'argent et le raseux-de-terre gris sont aussi classés « indéterminé » puisque ni Simon (1999b) et ni Balon (1975) ne les classent.

La terminologie et les codes pour les divers types de reproduction proviennent de Simon (1999b), lequel fournit une définition détaillée pour chacun. En résumé, on compte deux grands groupes, ceux qui n'apportent pas de soins parentaux après la ponte (*nonguarders*) (A) et à l'inverse, ceux qui après la ponte soignent les œufs et les alevins (*guarders*) (B). Les espèces de type A regroupent celles qui dispersent leurs œufs librement (*open substratum spawners*) (A.1) et celles qui camouflent leurs œufs (*brood hiders*) (A.2). En revanche, les espèces de type B comprennent celles qui sélectionnent un substrat approprié pour y déposer leurs œufs (*substratum choosers*) (B.1) et les constructeurs de nids (*nest spawners*) (B.2). Malgré que le type de reproduction de chaque espèce soit présenté, seules celles de type A.1 (figurées en gras et italique au tableau 3) sont considérées dans ce rapport. Brièvement, ils sont définis comme suit : les espèces **pélagophiles** (A.1.1) pondent leurs œufs dans la colonne d'eau; les **lithopélagophiles** (A.1.2) pondent sur un substrat minéral et ont des œufs et des larves qui sont pélagiques; les **lithophiles** (A.1.3) déposent aussi leurs œufs sur un substrat minéral mais les larves benthiques se camouflent sous les roches; les **phytolithophiles** (A.1.4) dispersent leurs œufs sur divers matériaux submergés mais la présence de végétaux n'est pas obligatoire pour la fraye; les **phytophiles** (A.1.5) requièrent la présence de végétation submergée, morte ou vivante, pour y déposer leurs œufs; et les **psammophiles** (A.1.6) pondent sur le sable.

La densité (PUE) et la densité relative¹ (%) de chaque groupe de tolérance, groupe trophique et type de reproduction ont été calculées. Les

¹ Dans ce rapport, les termes densité relative et abondance relative sont définis comme étant la contribution aux captures totales.

Cyprinidae sp. et les *Moxostoma* sp. sont inclus et considérés « indéterminés ». Les types de reproduction qui ne sont pas de type A.1 sont groupés sous l'appellation « autres » pour le traitement des données. Notre intérêt porte sur les espèces dont le type de reproduction est A.1 puisqu'elles sont de meilleurs indicateurs de perturbations d'origine anthropique, n'apportant aucun soin susceptible de favoriser les chances de survie des œufs ou des larves.

3.3.1.8 Anomalies externes

Le pourcentage de l'ensemble des poissons examinés, affectés par différents types d'anomalies externes, est calculé, par rive, pour chaque segment et chaque secteur. Par ailleurs, les taux d'anomalies de chacune des espèces sont exprimés, par rive, pour chaque secteur ainsi que pour l'ensemble du fleuve.

Au préalable, les poissons incomplets ont été supprimés et traités comme une donnée manquante puisqu'ils constituent un biais naturel d'échantillonnage. De plus, les espèces anadromes, catadromes ou qui effectuent des déplacements considérables au cours de leur cycle vital sont exclues parce qu'elles ne reflètent pas la qualité du milieu du secteur échantillonné. On compte sept de ces espèces pour le fleuve (tableau 3). Mis à part l'esturgeon jaune qui y est relativement abondant, les autres espèces migratrices sont peu abondantes et ne constituent qu'une faible proportion de l'ensemble des espèces capturées. Les pourcentages de poissons affectés par des anomalies de type DELT (déformation, érosion, lésion ou tumeur) incluant et excluant les espèces migratrices (annexe 3a) sont fortement corrélés (rive nord : $r_s = 0,99$, $p = 0,0001$; rive sud : $r_s = 1,00$, $p = 0,0001$) (annexe 3b), ce qui montre que l'exclusion des migrants n'est pas problématique.

Pour les lacs Saint-François et Saint-Louis où, dans le cas de captures très abondantes, des poissons n'ont pu être soumis à l'examen des

anomalies externes parce qu'ils ont été congelés, plusieurs stations ont dû être rejetées. Les données des stations ont été traitées une à une. Une réponse affirmative à un des deux critères suivants entraînait systématiquement le rejet de la station : une espèce non examinée parmi l'ensemble des espèces capturées ou aucune espèce non examinée mais $\geq 2\%$ des poissons non examinés. Les esturgeons jaunes du lac Saint-Louis, remis à l'eau vivants sans avoir été examinés, ainsi que les poissons incomplets ne sont pas visés par ces critères, ayant été exclus préalablement. De même, les perchaudes autres que celles de l'échantillon examiné de la maille de 38 mm ne sont pas considérées, puisqu'il est possible d'estimer la proportion atteinte par des anomalies. En effet, la multiplication du taux d'anomalies de l'échantillon de perchaudes examinées (maille de 38 mm) par le nombre de perchaudes non examinées (maille de 38 mm) permet d'estimer le nombre de ces dernières qui seraient affectées par des anomalies. Ce nombre, ajouté à celui des perchaudes atteintes d'anomalies dans les autres grandeurs de mailles et à celui des autres espèces, divisé par le nombre total de poissons capturés du segment exprime la proportion de la communauté affectée de ce segment.

Sur un total de 71 stations pêchées au filet au lac Saint-François, quatre sont rejetées pour le traitement des anomalies (1 %), une dans le segment 232N et trois dans le segment 237N (annexe 4a). Au lac Saint-Louis, 25 des 78 stations échantillonnées sont rejetées, soit une proportion de 32 % (annexe 4b). Elles sont concentrées à l'embouchure de la rivière des Outaouais (segment 274N) et dans le secteur des Îles de la Paix (segments 267S et 274S), ce qui biaise les résultats. Parmi les 53 stations sauvegardées, 35 (45 %) comptent des poissons non examinés mais sont retenues puisqu'elles ne satisfont pas aux critères établis de rejet; pour les 18 autres stations (23 %), tous les poissons sont examinés.

Parmi les autres biais possibles, on compte la prévalence d'érosion des nageoires au lac Saint-Pierre et son archipel qui pourrait être surestimée, biais qui n'est pas corrigible. Pendant les deux premières semaines de laboratoire à ces secteurs qui ont été échantillonnés la première année du RSI (1995), une rupture du voile entre les rayons de la nageoire était enregistrée comme une érosion. De plus, érosions et déformations des nageoires ont parfois été confondues, si bien que les deux types d'anomalies ne sont pas différenciés pour le traitement des données de ces secteurs. Pour permettre de comparer ces résultats à ceux des autres secteurs, un premier traitement a été effectué en groupant déformations et érosions des nageoires pour l'ensemble des secteurs du fleuve, puis pour les segments où une distinction était possible, les taux d'érosion des nageoires et de déformations (tous types confondus) ont été calculés et sont comparés entre eux.

Aussi, le fait d'examiner des poissons capturés au filet maillant, plutôt qu'à la pêche électrique comme le font la majorité des études, peut introduire un biais supplémentaire surtout au niveau du taux d'érosion des nageoires, mais possiblement aussi au niveau du taux de lésions. Il n'est certes pas toujours aisé de déterminer si les meurtrissures ont été infligées par le filet. Couillard *et al.* (1995) n'ont d'ailleurs pas évalué l'incidence d'érosion sévère des nageoires puisqu'il n'était pas possible de les distinguer des lésions aux nageoires causées par les filets maillants.

Par ailleurs, un code pour l'érosion des barbillons a été créé spécifiquement pour le secteur de Gentilly-Batiscan (Fournier *et al.* 1997a). Puisque ce type d'anomalie n'a pas été recensé dans les autres secteurs, il est exclu du calcul du DELT.

Pour la cécité, les codes « aveugle ou opacité partielle grave un œil » et « aveugle ou opacité partielle grave deux yeux », utilisés pour le lac Saint-Pierre et son archipel en 1995 (Fournier *et al.* 1996) ont été considérés équivalents au code

de remplacement ultérieur pour les autres secteurs échantillonnés « opacité grave des cristallins » (Fournier *et al.* 1997a et b; Fournier 1998; Fournier *et al.* 1998a et b). Évidemment, même si ce n'est pas énoncé explicitement, il est présumé que ce dernier code sous-entendait « opacité grave d'un ou des cristallins ». Notons que l'« opacité partielle des cristallins », enregistrée à compter de 1996, n'est pas traitée dans ce rapport, vu la difficulté que pose son observation à l'œil nu.

Pour ce qui est du parasitisme, « autres parasites » groupe les parasites autres que sangsues et points noirs, rapportés séparément, alors que « total des parasites » comprend l'ensemble de tous les parasites recensés. Même chose pour les tumeurs où celles de type papillome sont traitées individuellement, tandis que « total des tumeurs » regroupe tous les types de tumeurs observés.

3.3.1.9 Indice d'intégrité biotique

L'indice d'intégrité biotique (IIB), initialement développé par Karr (1981), est un outil intégrateur qui permet de quantifier l'impact des perturbations anthropiques sur les cours d'eau, par l'intermédiaire des communautés de poissons. L'IIB intègre douze variables mesurant différents aspects de la structure et de la fonction des communautés ichtyologiques. Parmi ces variables, six reflètent la richesse et la composition spécifique, trois, la composition trophique et trois, l'abondance, la reproduction et la santé des poissons.

Un IIB unique ne peut toutefois être appliqué universellement. Développé pour les ruisseaux et rivières peu profondes du Midwest américain (Karr 1981; Karr *et al.* 1986), des modifications sont nécessaires lorsque l'IIB est appliqué dans d'autres entités géographiques ou d'autres types d'écosystèmes (e.g. lacs, grandes rivières, eaux froides), ne serait-ce que pour tenir compte des variations régionales au niveau de la composition

des espèces. Dans cette section, nous traiterons du choix des variables pour le fleuve Saint-Laurent. Sur une cinquantaine de variables examinées, les 9 ou 10 qui nous apparaissaient les plus sensibles aux modifications de l'écosystème du Saint-Laurent ont été retenues. La pertinence des « macrohabitats », groupes de segments du fleuve illustrés à la figure 8, sera expliquée ultérieurement.

Richesse et composition spécifique

Variable 1 – Nombre d'espèces indigènes (annexe 5a). Cette variable, utilisée pour l'ensemble des macrohabitats, est basée sur l'observation que le nombre d'espèces indigènes diminue avec l'accroissement des perturbations environnementales dans les rivières (Karr 1981; Rapport *et al.* 1985; Karr *et al.* 1986). Les espèces introduites (par inadvertance ou ensemencement) et les espèces exotiques sont exclues puisque leur présence peut être indicatrice d'une diminution de l'intégrité biotique du milieu. Au moment de l'étude, seules trois espèces, la carpe, le saumon chinook et le saumon coho, figuraient parmi les espèces exclues. De nouvelles espèces exotiques sont constamment recensées dans les Grands Lacs et certaines, tels le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*; Lapierre 1998) et le gardon rouge (*Scardinius erythrophthalmus*; Lapierre 1998) se sont même déjà propagées jusque dans le Saint-Laurent. À l'inverse des ruisseaux et rivières de petite à moyenne taille, la richesse spécifique n'augmente pas avec la superficie drainée du bassin versant dans le fleuve, observation qui a aussi été faite pour d'autres grandes rivières (Ohio EPA 1988b; Simon 1992).

D'autres variables ont été étudiées comme substituts possibles mais n'ont pas été retenues. L'indice de diversité de Shannon qui mesure à la fois le nombre d'espèces (richesse spécifique) et l'équitabilité (abondance) est une mesure plus complexe et moins directe que l'une ou l'autre de ces variables (Karr 1981; Hurlbert 1971 cité par Hart *et al.* 1993). Le nombre de familles ou de

familles indigènes (Hughes *et al.* 1998; Ganasan et Hughes 1998), aurait pu s'avérer intéressante comme variable additionnelle mais non comme variable de remplacement.

Variable 2 – Nombre d'espèces de dards (benthiques). Cette variable est exclue de l'IIB puisqu'aucun substitut n'a permis d'obtenir des résultats concluants. À l'origine, cette variable comprenait le nombre d'espèces appartenant à la sous-famille des theostomatines (Percidés) (Karr *et al.* 1986). Ces espèces qui se nourrissent et se reproduisent dans des habitats benthiques sont particulièrement sensibles à la canalisation (dragage), à l'envasement et à la réduction d'oxygène (Karr *et al.* 1986). D'autres groupes d'espèces indicatrices de modifications des habitats benthiques (Cottidés, Catostomidés, *Noturus sp.* (Ictaluridés)) ont été substitués ou ajoutés aux endroits où cette variable n'était pas applicable (Hoefs et Boyle (1992) et Simon et Lyons (1995) en font une revue). Par ailleurs, certains auteurs ont utilisé l'ensemble des espèces benthiques (Oberdorff et Hughes 1992) ou benthiques insectivores (Miller *et al.* 1988).

Dans le fleuve Saint-Laurent, seules quatre espèces de dards ont été recensées, parmi lesquelles deux sont susceptibles d'être sensibles à la détérioration des habitats benthiques : le fouille-roche zébré et le fouille-roche gris (Kuehne et Barbour 1983; Clark *et al.* 1985). Le raseux-de-terre gris, tolérant à la pollution (Kuehne et Barbour 1983), et le raseux-de-terre noir, intermédiaire à la pollution mais tolérant à l'envasement (Trautman 1981) sont exclus. L'abondance relative des deux espèces de fouille-roche combinées semble toutefois davantage associée à la présence de substrat rocheux qu'à la qualité du milieu comme tel.

Dans les grandes rivières, l'abondance relative de catostomidés à corps cylindriques (*Catostomus*, *Cycleptus*, *Hypentelium*, *Minytrema* et *Moxostoma*) (Ohio EPA 1988b; Simon et Emery 1995; Niemela *et al.* 1999), a aussi été substituée à cette variable, non pas en raison de l'absence de

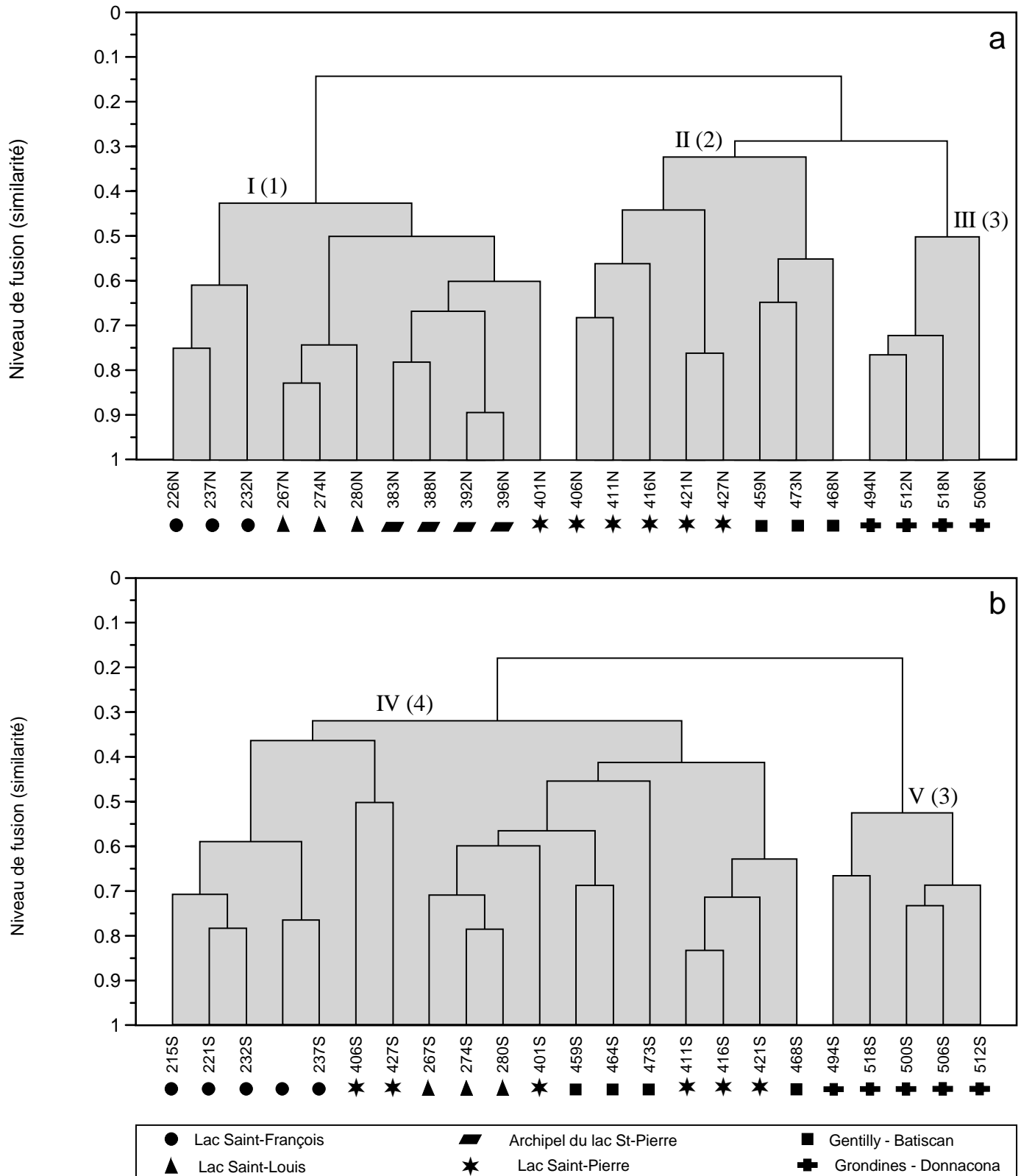


Figure 8. Groupement des segments de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent selon la composition de leurs communautés ichthyologiques (chiffres romains). Les numéros entre parenthèses identifient les macrohabitats.

dards mais parce que la pêche électrique en embarcation ne permet pas d'obtenir un échantillon représentatif des dards (Ohio EPA 1988b). Ces espèces, intolérantes à la turbidité, à l'envasement, à la mauvaise qualité de l'eau et aux températures d'eau chaudes, sont considérées d'aussi bons indicateurs pour les grandes rivières que les dards pour les petits cours d'eau (Simon et Emery 1995; Ohio EPA 1988b). Les catostomidés à corps cylindriques sont, par ailleurs, à l'exception du meunier noir, plus sensibles aux perturbations de nature chimique et à la dégradation de l'habitat que ceux à corps aplati (Ohio EPA 1988b; Emery *et al.* 1999). Tandis que l'accroissement de la richesse spécifique ou de l'abondance relative des catostomidés à corps cylindriques reflète une augmentation de l'intégrité biotique du milieu, celle des catostomidés à corps aplati (*Carpiodes et Ictiobus*), détritivores et tolérants à la pollution thermique, peut plutôt indiquer le contraire (Emery *et al.* 1999). La couette constitue la seule espèce à corps aplati recensée dans nos captures; son occurrence est sporadique (deux segments de la rive nord seulement) et son abondance plutôt faible, ce qui fait que son retrait a relativement peu d'impact. Les catostomidés à corps cylindrique (quatre espèces) ne peuvent toutefois être retenus pour le Saint-Laurent puisque, encore une fois, l'augmentation de leur abondance ou de leur biomasse relative semble davantage fonction de l'habitat (vitesse du courant rapide, substrat grossier) que d'une augmentation de l'intégrité biotique du milieu. Quant à l'ensemble des espèces benthiques comme telles, nous n'avons pas suffisamment d'informations à l'heure actuelle pour nous permettre de procéder à la classification des espèces.

Variable 3 – Nombre d'espèces de crapets et mariganes (pélagiques). Cette variable est aussi exclue de l'IIB puisqu'aucune variable de remplacement valable n'a été trouvée. Les espèces de la famille des centrarchidés (excepté les espèces du genre *Micropterus*) sont sensibles aux dégradations des habitats pélagiques

profonds (fosses) et à d'autres aspects de la structure de l'habitat.

Dans le fleuve Saint-Laurent, on ne compte que deux crapets et une marigane, comparativement à une quinzaine d'espèces pour une grande rivière de l'Indiana (Simon 1992). Ces espèces ne sont pas réparties dans l'ensemble du fleuve mais abondantes dans les lacs Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre et peu ou pas représentées dans les secteurs fluviaux soumis à l'influence des marées. Par ailleurs, dans le contexte du fleuve où les habitats pélagiques sont beaucoup plus vastes que les fosses d'une rivière, on peut penser que ce groupe restreint d'espèces, à lui seul, ne serait pas nécessairement un indicateur sensible de la qualité des habitats pélagiques. L'ensemble des espèces pélagiques, une variante de cette variable (Ganasan et Hughes 1998; Hughes *et al.* 1998), présenterait davantage d'intérêt mais ne peut cependant être considéré pour le moment vu le manque d'informations nous permettant de classer les espèces.

Les dorés jaune et noir, deux espèces pélagiques largement réparties dans le fleuve, ont été considérés comme substitut possible à cette variable. Toutefois, l'accroissement de leur abondance ou de leur biomasse relative semblait davantage lié à la vitesse du courant élevée qu'à la bonne qualité des habitats pélagiques.

Variable 4 – Nombre d'espèces de catostomidés (longévité) (annexe 5b). L'IIB original inclut toutes les espèces de la famille des catostomidés (Karr 1981; Karr *et al.* 1986). De même, pour les grandes rivières, l'Ohio EPA (1988b) a utilisé l'abondance relative des catostomidés à corps cylindrique comme substitut à la variable 2 mais a conservé tous les membres de la famille pour la variable 4. L'intolérance de la majorité des espèces de catostomidés aux perturbations de nature chimique et à la dégradation de l'habitat a déjà été discutée. De plus, la longévité des catostomidés (10 à 20 ans; Niemela *et al.* 1999), fait que cette variable fournit aussi une perspective

intégrée des conditions environnementales passées et présentes. Pour le fleuve Saint-Laurent, la richesse spécifique des catostomidés a donc été retenue pour tous les macrohabitats en éliminant toutefois les espèces du genre *Moxostoma sp.* Notons cependant le nombre restreint d'espèces de catostomidés du Saint-Laurent (5) comparativement à l'Ohio (20) (Ohio EPA 1988b).

Variable 5 – Nombre d'espèces intolérantes à la pollution (annexe 5c). Les espèces intolérantes sont les premières à disparaître à la suite d'une dégradation de la qualité de l'eau, de l'habitat ou d'une combinaison de ces deux types et les dernières à réapparaître après leur restauration (Karr *et al.* 1986; Ganasan et Hughes 1998). Pour préserver son pouvoir discriminant, cette variable devrait se limiter à inclure les 5 à 10 % des espèces les plus susceptibles de répondre à une perturbation du milieu (Karr *et al.* 1986). Par ailleurs, les espèces rares ou menacées ne sont pas automatiquement considérées intolérantes puisque leur faible nombre peut être attribuable à des facteurs autre que la détérioration de leur environnement (e.g. relique de la dernière glaciation) (Karr *et al.* 1986).

Pour le Saint-Laurent, cette variable est retenue telle que définie par Karr *et al.* (1986) et ce, pour tous les macrohabitats. Les espèces désignées intolérantes apparaissent au tableau 3. Sur un total de 58 espèces recensées pour l'ensemble du fleuve, six (10 %) sont classées intolérantes, respectant ainsi le critère de sensibilité de 5-10 % établi par Karr *et al.* (1986).

Variable 6 – Abondance relative des poissons tolérants à la pollution (annexe 5d). Cette variable est un substitut au pourcentage de crapets verts (*Lepomis cyanellus*), une espèce tolérante dont l'abondance relative augmente considérablement dans les milieux dégradés du Midwest américain (Karr *et al.* 1986). À l'extérieur de l'aire de répartition de cette espèce ou ailleurs que dans les petits cours d'eau,

d'autres espèces tolérantes, qui deviennent dominantes de la communauté dans les milieux perturbés, ont été utilisées pour remplacer le crapet vert, selon la suggestion de Karr *et al.* (1986). Citons à titre d'exemple, le mullet à cornes (Leonard et Orth 1986), la carpe (Hughes et Gammon 1987) et les naseux (*Rhinichthys sp.*; Steedman 1988). Des essais effectués pour le Saint-Laurent avec le meunier noir et le raseux-de-terre gris se sont avérés non concluants.

Pour éviter que le poids de cette variable ne repose sur une seule espèce, Karr *et al.* (1986) proposent d'utiliser l'abondance relative des poissons tolérants à la pollution, toutes espèces confondues. Plusieurs auteurs ont suivi cette recommandation (Ohio EPA 1988b; Bramblett et Fausch 1991; Lyons 1992; Simon 1992; Hall *et al.* 1994; Ganasan et Hughes 1998; Niemela *et al.* 1999; Thoma 1999) que nous appliquons aussi pour le fleuve Saint-Laurent. Pour que cette variable puisse exprimer les plus faibles valeurs d'intégrité biotique, il est préférable de réserver la désignation d'espèce « tolérante » à celles qui supportent des conditions fortement dégradées (Smogor et Angermeier 1999). Dans le fleuve Saint-Laurent, 17 % des espèces, soit 10 sur un total de 58, sont classées tolérantes (tableau 3).

Certains indices, comme l'équitabilité (section 3.3.1.5) ou la différence entre l'indice de *Well Being* et l'indice de *Well Being* modifié (IWB-IWBm) (Ohio EPA 1988b), auraient aussi pu servir de substitut à cette variable. L'équitabilité décroît avec l'augmentation du pourcentage de tolérants et la diminution de l'intégrité biotique. Le principal avantage que voyaient Goldstein *et al.* (1994) à l'utilisation de l'équitabilité est qu'il n'est pas nécessaire d'identifier les espèces tolérantes. L'IWB-IWBm est une mesure du degré d'altération des communautés ichtyologiques. Sa valeur augmente avec la diminution de l'intégrité biotique et elle est fortement corrélée à l'abondance relative des poissons tolérants ($r_s = 0,90$; $P = 0,0001$; $n = 46$). Parmi les trois choix offerts, l'abondance relative des tolérants

est nettement préférable parce qu'il s'agit d'une mesure directe plus facilement compréhensible.

Composition trophique

Variable 7 – Abondance relative des omnivores (annexe 5e). Cette variable a pour but de mesurer l'augmentation de la dégradation environnementale associée à une perturbation des ressources alimentaires. Les omnivores dominent (au détriment des spécialistes) lorsque certaines ressources spécifiques se raréfient vu leur capacité à se nourrir de quantités importantes de matières végétales et animales de toute sorte (incluant les détritiques). Leur proportion augmente donc lorsque la qualité de l'eau ou de l'habitat diminue. Les espèces classées omnivores apparaissent au tableau 3. La définition utilisée pour le fleuve rejoint celle de Karr *et al.* (1986), à l'exception des généralistes qui sont inclus avec les omnivores (voir section 3.3.1.7) tel que l'ont aussi fait Leonard et Orth (1986), Scott (1999) et Whittier (1999). Par ailleurs, les filtreurs et planctivores qui, au sens strict, pourraient être classés omnivores sont exclus (voir section 3.3.1.7); véritablement des spécialistes, leur sensibilité à la dégradation du milieu va à l'encontre du but visé par l'utilisation de cette variable (Ohio EPA 1988b).

Mis à part le regroupement des omnivores et des généralistes, qui pour Whittier (1999) était motivé par le petit nombre d'espèces omnivores recensées dans la région, peu de substituts ont été utilisés pour cette variable. Minns *et al.* (1994) et Niemela *et al.* (1999) l'ont remplacée respectivement par la biomasse relative des généralistes et des omnivores qui semblaient mieux refléter l'utilisation de l'énergie dans la communauté.

Variable 8 – Abondance relative des cyprinidés insectivores (macrohabitats 1 et 4) et des insectivores (macrohabitats 2 et 3) (annexes 5f et 5g). La densité relative des cyprinidés insectivores diminue avec une dégradation de la qualité de l'eau ou de l'habitat associée à la pollution urbaine ou agricole, probablement en réponse à

une diminution des insectes comme ressource alimentaire (Karr *et al.* 1986; La Violette 1999). Cette diminution s'effectue généralement au profit des omnivores. Lorsque leur nombre est suffisant, les cyprinidés insectivores sont privilégiés comme variable de l'IIB (Karr *et al.* 1986) puisqu'on peut présumer qu'un groupe restreint de taxons présentera une plus grande homogénéité en matière de physiologie, de taille et d'écologie que le groupe composé de tous les insectivores; par conséquent, il sera plus facile d'établir des relations avec la qualité du milieu environnant (James Karr, University of Washington, comm. pers.).

Suffisamment nombreux dans les macrohabitats 1 et 4 du fleuve Saint-Laurent (10 espèces, densité relative moyenne = 21 %), les cyprinidés insectivores sont retenus. Par ailleurs, pour les macrohabitats 2 et 3 où les cyprinidés insectivores ne sont pas aussi dominants (quatre espèces dont deux exclusives à 406N reflètent un effet de lisière avec le macrohabitat 1, densité relative moyenne = 11 %), les insectivores (toutes espèces confondues) sont substitués à cette variable, tel que suggéré par Karr *et al.* (1986) et appliqué par plusieurs autres (Hughes et Gammon 1987; Ohio EPA 1988b; Lyons 1992; Simon 1992; Hall *et al.* 1994). Une autre modification courante consiste à les remplacer par l'ensemble des invertivores (Oberdoff et Hughes 1992; Hocutt *et al.* 1994; Hugué *et al.* 1996; McDonough et Hickman 1999); toutefois, une définition explicite de ce qui est inclus dans ce groupe n'est pas toujours fournie. Minns *et al.* (1994) remplacent cette variable par la biomasse relative de « spécialistes » (herbivore, planctivore, insectivore, etc.). Pour le Saint-Laurent, nous avons fait le calcul de l'abondance relative des invertivores totaux (somme des insectivores, planctivores et invertivores au tableau 3) mais cette variable, très élevée partout, n'était pas discriminante.

Variable 9 – Abondance relative des piscivores (annexe 5h). Cette variable permet de distinguer les milieux d'intégrité supérieure et moyenne (Barbour *et al.* 1999). Des populations robustes et

en santé d'espèces piscivores reflètent une communauté saine et diversifiée sur le plan trophique (Karr *et al.* 1986). La régression ou la disparition de ces populations est associée à la dégradation des cours d'eau (Karr 1981) et inversement leur présence est indicative d'une communauté balancée et stable (Simon et Emery 1995). À l'instar de Karr *et al.* (1986), cette variable inclut les espèces principalement piscivores à l'âge adulte et ignore celles qui, au même stade, sont des piscivores secondaires (voir section 3.3.1.7).

Abondance, reproduction et santé des poissons

Variable 10 – Biomasse totale par unité d'effort des espèces indigènes capturées au filet, excluant les tolérants (annexe 5i). Cette variable remplace le « nombre total de poissons », une mesure de l'abondance exprimée en prises par unité d'effort (PUE) et qui est basée sur la prémisse que les milieux de mauvaise qualité sont moins poissonneux que ceux de très grande qualité (Karr *et al.* 1986). Steedman (1987) a toutefois observé que bien que les PUE soient très faibles dans les ruisseaux urbains fortement dégradés, elles étaient élevées dans les milieux agricoles enrichis par les éléments nutritifs. Ce biais a été corrigé en attribuant une cote d'intégrité excellente pour une abondance moyenne, moyenne pour une abondance élevée et faible pour une abondance faible (Steedman 1988). D'autres ont observé que l'accroissement des PUE dans les milieux perturbés reflétait une augmentation de l'abondance des espèces tolérantes à la pollution, anomalie qu'ils ont rectifiée en les excluant (Ohio EPA 1988b; Lyons 1992; Hall *et al.* 1994).

Hughes et Gammon (1987) ont conservé la variable « nombre total de poissons » suggérée par Karr *et al.* (1986) mais ont ajouté la variable supplémentaire « biomasse totale par unité d'effort » dans leur calcul de l'IIB. Ils justifient cet ajout par le fait qu'à l'origine, l'IIB a été conçu pour les petits cours d'eau dans lesquels la

taille des poissons varie peu; dans les grandes rivières cependant, il n'est pas rare d'observer des variations de taille de plusieurs ordres de grandeur. Le nombre de poissons récoltés ne reflète ni les variations importantes de biomasse entre les sites échantillonnés ni la taille des poissons (Hughes et Gammon 1987). Minns *et al.* (1994) ont effectué la même modification pour les Grands Lacs à l'exception près que les espèces non indigènes, tels la carpe et le gaspareau, ont été exclues sur la base que l'eutrophisation peut engendrer une augmentation substantielle de leur biomasse dans les zones littorales et n'est en rien liée à la santé de l'écosystème. Barbour *et al.* (1999) mentionnent que la biomasse totale peut être utilisée comme variable supplémentaire ou comme substitut dans les grandes rivières. Didier *et al.* (1997) l'ont utilisée comme substitut, ce que nous avons fait aussi pour le fleuve Saint-Laurent.

Notre choix a porté sur la biomasse pour les raisons ci-haut mentionnées mais aussi parce que plusieurs facteurs influencent les densités de population (habitat, prédation, compétition, comportement grégaire, taux de reproduction) dans les rivières. Il s'agit de l'une des composantes les plus variables de la biologie, dans l'espace comme dans le temps, pour laquelle il est extrêmement difficile de départager l'importance relative des changements d'origine naturelle *versus* anthropique (Harris 1995).

À l'instar de Minns *et al.* (1994), nous avons retranché les espèces non indigènes. Par ailleurs, les espèces tolérantes à la pollution sont exclues pour éviter que la biomasse totale ne soit influencée par quelques spécimens de grande taille (e.g. le meunier noir) qui ne reflètent pas une intégrité biotique élevée (Roth *et al.* 1998). Finalement, seule la biomasse des espèces capturées au filet est incluse car la biomasse des poissons capturés à la seine est manquante pour le lac Saint-Pierre et son archipel, secteur couvert la première année de la campagne d'échantillonnage.

Variable 11 – Abondance relative des poissons phytophiles (A.1.5) (macrohabitats 1 et 4) (annexe 5j). Cette variable remplace l'« abondance relative de poissons hybrides » qui peut augmenter dans les milieux perturbés puisque la dégradation des substrats de ponte réduit l'isolement entre les espèces (Karr *et al.* 1986). Cependant, leur présence ne semble pas toujours associée à des habitats dégradés; des hybrides ont été recensés dans des cours d'eau non perturbés de l'Ohio, alors qu'ils étaient souvent absents des cours d'eau altérés (Ohio EPA 1988b; Didier *et al.* 1997). Par ailleurs, la détermination des individus hybrides est particulièrement difficile (Ohio EPA 1988b).

Cette variable est une mesure de la dégradation des habitats de reproduction. Plusieurs auteurs l'ont remplacée, tel que suggéré par Karr (1981), par un « type de reproduction » (Balon 1975). L'abondance relative de poissons lithophiles simples, où « simple » désigne les espèces qui n'apportent pas de soins parentaux après la ponte, est le substitut le plus courant (Ohio EPA 1988b; Lyons 1992; Simon 1992; Hall *et al.* 1994). Il est présumé que l'abondance relative des espèces au comportement parental simple tend à décroître dans les milieux dégradés (voir aussi section 3.3.1.7). Berkman et Rabeni (1987) ont observé une relation inverse significative entre la proportion de lithophiles simples et le niveau d'envasement des rapides de rivières.

L'abondance relative des poissons exotiques ou introduits a aussi été utilisée à titre de variable de remplacement (Hughes et Gammon 1987; Miller *et al.* 1988; Bramblett et Fausch 1991; Ganasan et Hughes 1998). Cette forme de pollution biologique (Courtenay et Hensley 1980) concorde avec l'objectif recherché pour cette variable. À titre d'exemple, le pourcentage de poissons introduits est une mesure directe de la perte de ségrégation entre les espèces du Midwest et de l'ouest américain qui existait avant l'introduction des espèces du Midwest dans les rivières de l'ouest (Hughes et Gammon 1987).

Dans le Saint-Laurent, bien que certaines espèces de poissons exotiques aient été recensées, aucune, mise à part la carpe, ne l'a été dans le cadre des pêches du RSI. Leur apparition demeure sporadique et leur abondance faible. Quant aux deux espèces de saumon introduites dans les Grands Lacs, on les capture occasionnellement dans le fleuve mais, bien qu'elles s'y reproduisent, aucune évidence n'existe à l'effet qu'elles y complètent leur cycle (Dumont *et al.* 1988). Notre choix pour cette variable s'est donc arrêté sur les types de reproduction. Cependant, « l'abondance relative de poissons exotiques ou introduits » est mise en réserve pour le futur, tel que suggéré par Hughes et Oberdoff (1999), au cas où des espèces exotiques proliféreraient au point de devenir envahissantes pour les espèces indigènes.

Les lithophiles simples, peu abondants dans l'écosystème du Saint-Laurent ont été remplacés par les phytophiles simples (tableau 3 et section 3.3.1.7) pour les macrohabitats 1 et 4. Ces macrohabitats sont caractérisés par la présence de grands herbiers littoraux, desquels dépend le succès de reproduction de plusieurs espèces phytophiles (e.g. le grand brochet). La dégradation ou la perte de ces habitats de reproduction (dragage, remblayage, baisse du niveau d'eau, drainage) pourrait affecter négativement l'abondance relative des phytophiles simples. Thoma (1999) a utilisé cette variable pour les embouchures des affluents du lac Érié mais à titre de remplacement des cyprinidés insectivores. Dans les macrohabitats 2 et 3, où les herbiers sont naturellement plus rares dû à la vitesse du courant plus élevée et/ou à l'influence de la marée, l'abondance relative des phytophiles décroît au profit des litho-pélagophiles. Ces derniers n'ont cependant pas été utilisés comme substitut aux phytophiles pour les macrohabitats 2 et 3 puisqu'on ne peut présager, pour l'instant, des stress d'origine anthropique qui auraient des conséquences négatives sur ce groupe d'espèces.

Variable 12 – Pourcentage de poissons affectés par des anomalies de type déformation, érosion, lésion ou tumeur (DELT) (annexe 5k). Cette variable évalue la santé des poissons de la

communauté. Dans les milieux non perturbés, pas ou très peu de poissons présentent des anomalies tandis que dans les milieux dégradés, surtout par les substances toxiques, la proportion de poissons affectés est beaucoup plus importante (Brown *et al.* 1977; Baumann *et al.* 1987; Hayes *et al.* 1990; Barbour *et al.* 1999). À l'origine, tous les types d'anomalies étaient inclus dans cette variable (Karr *et al.* 1986). Cependant, pour plusieurs types d'anomalies autres que le DELT, il n'existe pas de relation nette avec l'intégrité biotique du milieu (Allison *et al.* 1977 cités par Sanders *et al.* 1999; Whittier *et al.* 1987; Ohio EPA 1988b; Steedman 1991). Plusieurs auteurs ont donc substitué le DELT aux anomalies, tous types confondus (Ohio EPA 1988b; Lyons 1992; Simon 1992; Richard 1994; Simon et Emery 1995), choix que nous avons aussi privilégié pour le Saint-Laurent.

Une prévalence élevée de poissons affectés par des anomalies de type DELT est un bon indicateur de sédiments contaminés par les substances toxiques, d'effluents urbains ou industriels insuffisamment ou non traités, de stress intermittents tels les débordements d'égouts unitaires, le ruissellement urbain, etc. (Ohio EPA 1988b, 1989; Yoder et Rankin 1995; Sanders *et al.* 1999). De plus, il a été démontré que la proportion des poissons avec des anomalies de type DELT était la variable de l'IIB qui régissait le plus régulièrement et le plus fortement à une dégradation du milieu (Leonard et Orth 1986; Yoder et Rankin 1995). Après plus de dix ans d'application par l'Ohio EPA, la prévalence du DELT s'avère l'indicateur individuel le plus fiable de la santé des communautés de poissons (Sanders *et al.* 1999).

Méthode originale (cotes discrètes 1,3,5)

Traditionnellement, selon la méthode de Karr *et al.* (1986), la valeur de chaque variable est comparée à des valeurs critères ou critères de classification; une cote de 5, 3, ou 1 points est accordée selon que la valeur ressemble, diffère légèrement ou diffère largement de celle attendue

dans un cours d'eau naturel, de taille similaire et situé dans la même région géographique. La valeur de l'IIB correspond à la somme des cotes de l'ensemble des variables d'une station. Lorsque l'indice compte douze variables, il peut prendre des valeurs comprises entre 12 et 60, séparées par un intervalle de trois. La valeur maximale de 60 reflète une station naturelle alors que la valeur minimale de 12 n'est possible que si toutes les variables reflètent une perturbation extrême.

Les critères de classification peuvent être établis de plusieurs façons. Pour les variables qui sont positivement corrélées à la superficie du bassin versant (variables 1 à 5, et 10; Karr *et al.* 1986), les critères de classification utilisés doivent prendre en compte la taille du cours d'eau; autrement, pour deux stations de qualité égale, celle dont la superficie drainée est plus importante aura, par exemple, un plus grand nombre d'espèces. Cette plus grande richesse spécifique ne reflète toutefois pas une intégrité biotique supérieure mais une plus grande diversité d'habitats disponibles (Fausch *et al.* 1984). La méthode utilisée pour l'élaboration de ces critères est basée sur des relations empiriques entre la richesse spécifique et une mesure de la taille du cours d'eau, à des sites de référence uniquement; elle est détaillée par Fausch *et al.* (1984), l'Ohio EPA (1988b) et Lyons (1992).

Pour les variables qui généralement ne varient pas en fonction de la taille du cours d'eau (variables 6 à 9 et 11-12; Karr *et al.* 1986), des critères de classification fixes peuvent s'appliquer à toutes les stations. Fausch *et al.* (1984) confirment que les critères établis par Karr (1981) pour l'Indiana et l'Illinois sont aussi valides pour d'autres régions du Midwest américain. À l'extérieur du Midwest américain, Karr *et al.* (1986) indiquent toutefois que ces critères doivent être appliqués prudemment tant que leur universalité n'aura pas été établie. Ces critères ont été modifiés maintes fois depuis lors (Hughes et Gammon 1987; Simon et Emery 1995; Steedman 1988, etc.), mais l'esprit de l'approche

initiale de Karr *et al.* (1986) a été préservé. Récemment, Smogor et Angermeier (1999) démontraient toutefois que ces méthodes de détermination de critères ne devaient pas être appliquées aveuglément, puisque la plupart des variables présumées non affectées par la taille du cours d'eau montraient de fait une relation nette avec la taille du cours d'eau. À l'opposé, certaines variables présumées affectées par la taille du cours d'eau, ne l'étaient pas dans les faits.

Stations de référence

Pour le fleuve Saint-Laurent, l'élaboration de critères est problématique en raison de l'absence de stations de référence. À l'image d'autres grands fleuves, le Saint-Laurent a subi d'importantes perturbations, tant sur l'aspect de l'habitat physique que de la qualité de l'eau (Robitaille *et al.* 1988; Carignan *et al.* 1994). Les premières modifications datant de la fin du 18^e siècle (Eckersley et McCullough 1990), il n'existe pas de données historiques disponibles sur les communautés ichthyologiques d'origine. Par ailleurs, comme il s'agit du plus grand ordre de rivière, il n'y a pas, dans la région ni même ailleurs, une autre rivière de taille comparable au fleuve et peu perturbée qui puisse servir de témoin. Simon et Emery (1995) ainsi que Thoma (1999) rapportent le même problème respectivement pour la rivière Ohio et le lac Érié qui sont aussi des écosystèmes perturbés et uniques. De plus, Simon et Sanders (1999) mentionnent qu'une autre particularité des grandes rivières et des fleuves est qu'ils reflètent souvent la qualité de l'amont plutôt que du territoire régional drainé. Cet attribut est omniprésent dans le Saint-Laurent où la masse d'eaux vertes des Grands Lacs est distincte jusqu'en amont de Québec (Verrette 1990).

Deux approches sont proposées pour définir l'état de référence. La première consiste à sélectionner les stations les moins perturbées à partir de l'examen des données existantes, de l'évaluation

des sources de perturbation (barrages, villes, sources ponctuelles, etc.) et de la connaissance du milieu (Simon et Sanders 1999; Niemela *et al.* 1999; Snyder *et al.* 1999). La deuxième approche reconnaît que si peu de stations naturelles ou relativement naturelles existent pour les grandes rivières, les maxima (variables positives) ou minima (variables négatives) atteints pour l'ensemble des stations cumulées définissent la meilleure qualité possible, compte tenu des stress anthropiques existants (Simon 1992; Simon et Sanders 1999). D'autres ont utilisé cette dernière approche pour les réservoirs, des milieux artificiels pour lesquels les conditions pré-inondation sont trop différentes pour servir de référence (Jennings *et al.* 1995); pour les Grands Lacs (Minns *et al.* 1994; Thoma 1999); ou encore pour des rivières situées dans des régions où des sites non ou peu perturbés sont introuvables (Ganasan et Hughes 1998; Harris et Silveira 1999).

Puisqu'il s'agit d'une première étude des communautés de poissons du fleuve Saint-Laurent et que nous ne disposons pas de données complémentaires relatives à d'autres aspects de l'écosystème (usage du territoire, qualité de l'eau, benthos, etc.), nous jugeons nos connaissances actuelles trop limitées pour nous permettre de déterminer quelles sont les stations les moins perturbées. Par ailleurs, Thoma (1999) mentionne que même s'il était possible d'établir des critères correspondant à l'état naturel du lac Érié, les stations actuelles seraient toutes cotées si faiblement qu'il serait impossible de discriminer celles qui sont peu, modérément et fortement polluées. Ainsi, nous privilégions la deuxième approche pour l'établissement des critères de référence mais le centile 95 (Ohio EPA 1988b) plutôt que la meilleure valeur atteinte pour l'ensemble des segments est utilisé comme référence. Une fois la ligne horizontale du centile 95 tracée, la trisection de l'aire sous la ligne permet de fixer les cotes 5, 3 et 1 (annexe 5).

Par ailleurs, les variations de certaines variables en fonction de la superficie drainée ont été prises

en compte « différemment » pour l'établissement des critères du fleuve. Plusieurs auteurs ont observé que certaines variables de l'IIB sont corrélées à la superficie du bassin versant pour les petits cours d'eau, mais non pour les grands (Ohio EPA 1988b; Simon et Emery 1995). En revanche, d'autres ont établi que quelques variables sont liées à la superficie drainée, même pour les grands cours d'eau (Simon 1992; Niemela *et al.* 1999). Nous ne disposons pas des données de superficie drainée qui nous permettent de valider cette relation pour chacune des variables du fleuve.

Des tests de Mann-Whitney effectués entre les segments des lacs (Saint-François, Saint-Louis, Saint-Pierre et son archipel) et ceux des couloirs fluviaux (Gentilly-Batiscau, Grondines-Donnacona) de chacune des rives ont montré des différences significatives pour plusieurs variables ($p < 0,05$). À titre d'exemple, la richesse spécifique (rive nord seulement), le nombre d'espèces intolérantes et la densité relative des omnivores sont significativement plus élevés dans les lacs. Cependant, comme les lacs sont tous situés en amont et les couloirs fluviaux tous en aval, il n'est pas possible de déterminer s'il existe véritablement une différence entre les lacs et les couloirs fluviaux ou si indirectement ces résultats s'apparentent à la position sur le profil longitudinal de la rivière. Il est clair toutefois, que les mêmes critères ne peuvent être utilisés d'amont en aval du fleuve.

Macrohabitats

Une analyse de groupement effectuée sur les segments de chaque rive, définis par leurs caractéristiques d'habitat permettrait de vérifier quels sont les secteurs homogènes et d'identifier les discontinuités. Cependant, puisque les données d'habitat n'ont pas été recueillies uniformément d'un secteur à l'autre (voir section 3.1.4), nous avons donc dû procéder indirectement.

Dans un écosystème non perturbé, les caractéristiques d'habitat sont les premiers

éléments explicatifs de la répartition des poissons (Brown 1975; Gorman et Karr 1978; Hughes et Gammon 1987; Boet *et al.* 1991; Pusey *et al.* 1993), mais aussi de la richesse spécifique et de la composition trophique des communautés ichtyologiques (Horwitz 1978; Schlosser 1982; Angermeier et Karr 1983; Oberdorff *et al.* 1993; Paller 1994). Pour les rivières du Québec étudiées jusqu'à présent (L'Assomption, Saint-François, Châteauguay, Chaudière, Richelieu et Yamaska), une grande similitude existe entre les résultats des analyses de groupement des stations établis à partir des composantes d'habitat et de la composition spécifique des poissons (Richard 1994; Richard 1996; La Violette et Richard 1996; Martel et Richard 1998; Saint-Jacques et Richard 1998; La Violette 1999). Cette concordance démontre que, même si ces rivières sont perturbées, les caractéristiques physiques du milieu sont un facteur déterminant de la composition des communautés ichtyologiques. L'influence première des écorégions sur les communautés biologiques a aussi maintes fois été démontrée (Hawkes *et al.* 1986; Larsen *et al.* 1986; Whittier *et al.* 1988; La Violette 1999).

Nous avons donc posé comme hypothèse que les grands groupes de segments obtenus par l'analyse de groupement effectuée selon la composition spécifique des poissons de chaque rive (section 3.3.1.6) correspond aux « macrohabitats » du fleuve. Au total, cinq groupes ont été identifiés, trois sur la rive nord et deux sur la rive sud (figure 8). Puisque les groupes des deux rives incluent des secteurs contigus de l'amont vers l'aval du fleuve, nous sommes relativement confiants que ces groupes correspondent à de grands changements d'habitat ou d'écorégion. Par exemple, le groupe I de la rive nord comprend les lacs Saint-François et Saint-Louis, l'archipel du lac Saint-Pierre ainsi que le premier segment du lac Saint-Pierre (figure 8a). Le mélange de segments du lac Saint-François avec ceux de Grondines-Donnacona, deux systèmes diamétralement opposés dans l'espace et fort différents ou la dispersion de segments d'un même secteur

dans différents groupes, aurait montré l'influence de facteurs autres que l'habitat (e.g. la pollution) sur la composition des espèces, ce qui n'est pas le cas.

Les groupes de segments des rives nord (groupe III; figure 8a) et sud (groupe V; figure 8b) de Grondines–Donnacona sont constitués respectivement de 4 et 5 segments, des nombres qui nous semblaient insuffisants pour l'établissement de critères de référence. Puisqu'à partir de Portneuf (segment 512), les différentes masses d'eau du fleuve sont pleinement mélangées (Verrette 1990), nous avons examiné la possibilité de combiner les segments des deux rives. Une analyse de groupement effectuée sur l'ensemble des segments de Grondines–Donnacona (mode Q), en utilisant la méthode décrite à la section 3.3.1.6, a montré que les deux rives formaient un groupe unique (résultats non présentés). L'analyse a aussi montré qu'il n'existait pas de ségrégation entre les segments situés en amont (494, 500, 506) et en aval (512, 518, 523) de Portneuf. Pour l'élaboration des critères de l'IIB, l'ensemble des segments de Grondines–Donnacona est considéré comme un macrohabitat unique, ce qui réduit donc le nombre de macrohabitats de cinq à quatre.

Détermination des critères de référence

Des critères de référence ont été établis pour les variables de l'IIB de chacun des 4 macrohabitats du Saint-Laurent (tableaux 4a à 4d). La variabilité intrinsèque à chaque macrohabitat étant prise en compte, les valeurs de l'IIB peuvent alors être comparées les unes aux autres. Les fluctuations de l'indice peuvent aussi refléter une augmentation ou une perte d'intégrité biotique, tel qu'il est souhaitable, et non un changement d'habitat.

Pour la majorité des variables, les critères de référence sont calculés comme pour l'exemple du nombre d'espèces indigènes du macrohabitat 2 : la valeur du centile 95 (20,65) divisée par trois donne 6,9 (critère du premier tiers du graphique) qui, doublée égale 13,8 (valeur du deuxième

tiers) (annexe 5a). Comme le nombre d'espèces est nécessairement un nombre entier, 0 à 6 espèces reçoivent une cote égale à 1 point; 7 à 13 espèces, une cote égale à 3 points; et > 13 espèces, une cote égale à 5 points (tableau 4b). Pour éviter d'avoir des critères binaires pour le nombre d'espèces intolérantes du macrohabitat 3 (annexe 5c), la méthode de Minns *et al.* (1994) qui consiste à utiliser le prochain centile permettant d'effectuer une trisection a été utilisée. Ainsi, le centile 97,5 (1,55) plutôt que 95 (1,2) permet d'établir une cotation tripartite équivalente à 0 (1 point), 1 (3 points) et > 1 (5 points) espèce intolérante (tableau 4c).

En dernier lieu, pour la variable du pourcentage d'anomalies DELT, les mêmes critères de référence s'appliquent pour tous les macrohabitats puisqu'il ne s'agit pas d'une variable influencée par l'habitat physique. De plus, la méthode du centile 95 n'est pas appropriée pour cette variable car dans les milieux pollués où un grand nombre de stations présentent une incidence élevée de poissons affectés par des anomalies, les critères de référence seraient beaucoup trop permissifs. Les critères établis par Karr *et al.* (1986) et repris notamment pour les affluents du Saint-Laurent (Richard 1994) ne peuvent être appliqués directement au fleuve puisqu'ils sont basés sur l'examen de tous les poissons. Puisque seuls les poissons capturés au filet ont été examinés pour cette étude, les petites espèces, naturellement peu enclines à développer des anomalies et souvent présentes en grand nombre (e.g. la plupart des cyprins; Sanders *et al.* 1999), n'atténuent pas la proportion totale de poissons affectés. On peut donc anticiper un pourcentage d'anomalies plus élevé, même pour les milieux de référence, lorsque seuls les plus gros spécimens sont considérés.

La seule autre étude connue portant sur l'IIB où les auteurs ont pêché à l'aide de filets maillants et calculé le pourcentage d'anomalies est celle de Bramblett et Fausch (1991). Les auteurs ont utilisé les critères établis par Karr *et al.* (1986) et

Tableau 4a. Critères et cotes associés aux variables des communautés ichthyologiques qui composent l'indice d'intégrité biotique du fleuve Saint-Laurent pour le macrohabitat 1

Variables ^a	Cote traditionnelle			Cote continue		
	5 (excellent)	3	1 (faible)	10 (Excellent)	0 (faible)	m ^b b ^b
Composition des espèces et abondance						
(+) 1. Nombre d'espèces indigènes	> 23	12 - 23	< 12	- 35	0	0,29
(+) 2. <i>Nombre d'espèces de dards (espèces benthiques)</i>						
(+) 3. <i>Nombre d'espèces de crapets (espèces pélagiques)</i>						
(+) 4. Nombre d'espèces de catostomidés	> 2	2	< 2	- 4	0	2,50
(+) 5. Nombre d'espèces intolérantes	> 3	2 - 3	< 2	- 5	0	2,00
(-) 6. Abondance relative de poissons tolérants	< 11 %	11 - 21 %	> 21 %	9 %	- 32 %	- 0,43
Organisation trophique						
(-) 7. Abondance relative d'omnivores	< 8 %	8 - 15 %	> 15 %	3 %	23 %	- 0,50
(+) 8. Abondance relative de cyprinidés insectivores	> 32 %	17 - 32 %	< 17 %	- 49 %	0 %	0,20
(+) 9. Abondance relative de piscivores	> 7 %	4 - 7 %	< 4 %	- 12 %	0 %	0,83
Abondance, reproduction et condition des poissons						
(+) 10. BUJE totale des espèces indigènes, capturées au filet, excluant les tolérants	> 12 010 g	6 006 - 12 010 g	< 6 006 g	- 18 016 g	0 g	0,00056
(+) 11. Abondance relative des phytophiles simples	> 21 %	11 - 21 %	< 11 %	- 32 %	0 %	0,31
(-) 12. Proportion des poissons avec anomalie(s) de type DELT	< 6 %	6 - 10 %	> 10 %	5 %	11 %	- 1,67

^a Les variables en italique sont exclues de l'IIB; (+) variable positivement corrélée avec l'IIB; (-) variable négativement corrélée avec l'IIB

^b m : pente; b : ordonnée à l'origine de l'équation servant à l'interpolation linéaire des cotes continues (Cc), soit $Cc = mV + b$ où V est la valeur de la variable

Tableau 4b. Critères et cotes associés aux variables des communautés ichthyologiques qui composent l'indice d'intégrité biotique du fleuve Saint-Laurent pour le macrohabitat 2

Variables ^a	Cote traditionnelle			Cote continue		
	5 (excellent)	3	1 (faible)	10 (Excellent)	0 (faible)	m ^b b ^b
Composition des espèces et abondance						
(+) 1. Nombre d'espèces indigènes	> 13	7 - 13	< 7	- 21	0	0,48
(+) 2. <i>Nombre d'espèces de dards (espèces benthiques)</i>						0
(+) 3. <i>Nombre d'espèces de crapets (espèces pélagiques)</i>						0
(+) 4. Nombre d'espèces de catostomidés	> 2	2	< 2	- 4	0	2,50
(+) 5. Nombre d'espèces intolérantes	> 1	1	< 1	- 3	0	3,33
(-) 6. Abondance relative de poissons tolérants	< 11 %	11 - 21 %	> 21 %	10 %	- 32 %	- 0,45
Organisation trophique						
(-) 7. Abondance relative d'omnivores	< 4 %	4 - 7 %	> 7 %	0 %	11 %	- 0,91
(+) 8. Abondance relative d'insectivores	> 51 %	26 - 51 %	< 26 %	- 78 %	0 %	0,13
(+) 9. Abondance relative de piscivores	> 17 %	9 - 17 %	< 9 %	- 27 %	0 %	0,37
Abondance, reproduction et condition des poissons						
(+) 10. BUE totale des espèces indigènes, capturées au filet, excluant les tolérants	> 6 746 g	3 374 - 6 746 g	< 3 374 g	- 10 119 g	0 g	0,00099
(+) 11. <i>Abondance relative des phytophiles simples</i>						
(-) 12. Proportion des poissons avec anomalie(s) de type DELT	< 6 %	6 - 10 %	> 10 %	5 %	11 %	- 1,67

^a Les variables en italique sont exclues de l'IIB; (+) variable positivement corrélée avec l'IIB; (-) variable négativement corrélée avec l'IIB

^b m : pente; b : ordonnée à l'origine de l'équation servant à l'interpolation linéaire des cotes continues (Cc), soit $Cc = mV + b$ où V est la valeur de la variable

Tableau 4c. Critères et cotes associés aux variables des communautés ichthyologiques qui composent l'indice d'intégrité biotique du fleuve Saint-Laurent pour le macrohabitat 3

Variables ^a	Cote traditionnelle			Cote continue		
	5 (excellent)	3	1 (faible)	10 (Excellent)	0 (faible)	m ^b b ^b
Composition des espèces et abondance						
(+) 1. Nombre d'espèces indigènes	> 11	6 - 11	< 6	- 17	0	0,59
(+) 2. <i>Nombre d'espèces de dards (espèces benthiques)</i>						0
(+) 3. <i>Nombre d'espèces de crapets (espèces pélagiques)</i>						0
(+) 4. Nombre d'espèces de catostomidés	> 2	2	< 2	- 3	0	3,33
(+) 5. Nombre d'espèces intolérantes	> 1	1	< 1	- 2	0	5,00
(-) 6. Abondance relative de poissons tolérants	< 14 %	14 - 27 %	> 27 %	3 %	- 41 %	- 0,26
Organisation trophique						
(-) 7. Abondance relative d'omnivores	< 6 %	6 - 10 %	> 10 %	0 %	16 %	- 0,63
(+) 8. Abondance relative d'insectivores	> 52 %	27 - 52 %	< 27 %	- 78 %	0 %	0,13
(+) 9. Abondance relative de piscivores	> 24 %	13 - 24 %	< 13 %	- 36 %	0 %	0,28
Abondance, reproduction et condition des poissons						
(+) 10. BUE totale des espèces indigènes, capturées au filet, excluant les tolérants	> 12 106 g	6 054 - 12 106 g	< 6 054 g	- 17 152 g	0 g	0,00058
(+) 11. <i>Abondance relative des phytophiles simples</i>						
(-) 12. Proportion des poissons avec anomalie(s) de type DELT	< 6 %	6 - 10 %	> 10 %	5 %	11 %	- 1,67

^a Les variables en italique sont exclues de l'IIB; (+) variable positivement corrélée avec l'IIB; (-) variable négativement corrélée avec l'IIB

^b m : pente; b : ordonnée à l'origine de l'équation servant à l'interpolation linéaire des cotes continues (Cc), soit $Cc = mV + b$ où V est la valeur de la variable

Tableau 4d. Critères et cotes associés aux variables des communautés ichthyologiques qui composent l'indice d'intégrité biotique du fleuve Saint-Laurent pour le macrohabitat 4

Variables ^a	Cote traditionnelle			Cote continue		
	5 (excellent)	3	1 (faible)	10 (Excellent)	0 (faible)	m ^b b ^b
Composition des espèces et abondance						
(+) 1. Nombre d'espèces indigènes	> 19	10 - 19	< 10	- 29	0	0,34
(+) 2. Nombre d'espèces de dards (<i>espèces benthiques</i>)						
(+) 3. Nombre d'espèces de crapets (<i>espèces pélagiques</i>)						
(+) 4. Nombre d'espèces de catostomidés	> 2	2	< 2	- 4	0	2,50
(+) 5. Nombre d'espèces intolérantes	> 2	2	< 2	- 3	0	3,33
(-) 6. Abondance relative de poissons tolérants	< 19 %	19 - 37 %	> 37 %	2 %	- 56 %	- 0,19
Organisation trophique						
(-) 7. Abondance relative d'omnivores	< 15 %	15 - 28 %	> 28 %	1 %	43 %	- 0,24
(+) 8. Abondance relative de cyprinidés insectivores	> 50 %	26 - 50 %	< 26 %	- 76 %	0 %	0,13
(+) 9. Abondance relative de piscivores	> 13 %	7 - 13 %	< 7 %	- 20 %	0 %	0,50
Abondance, reproduction et condition des poissons						
(+) 10. BUE totale des espèces indigènes, capturées au filet, excluant les tolérants	> 11 434 g	5 718 - 11 434 g	< 5 718 g	- 18 160 g	0 g	0,00055
(+) 11. Abondance relative des phytophiles simples	> 47 %	24 - 47 %	< 24 %	- 71 %	0 %	0,14
(-) 12. Proportion des poissons avec anomalie(s) de type DELT	< 6 %	6 - 10 %	> 10 %	5 %	11 %	- 1,67

^a Les variables en italique sont exclues de l'IIB; (+) variable positivement corrélée avec l'IIB; (-) variable négativement corrélée avec l'IIB

^b m : pente; b : ordonnée à l'origine de l'équation servant à l'interpolation linéaire des cotes continues (Cc), soit $Cc = mV + b$ où V est la valeur de la variable

rappellent qu'ils leur semblent trop stricts. Malgré que la rivière étudiée soit relativement naturelle, un seul parmi les 18 échantillons présentait un taux d'incidence d'anomalies inférieur à 2 % (5 points) ce qui les porte à conclure que la moyenne observée de 3 % pourrait indiquer une incidence naturelle supérieure aux rivières du Midwest américain. La sélectivité du filet maillant pour les plus gros spécimens pourrait cependant être à l'origine de cette incidence plus élevée d'anomalies mais les auteurs n'en font pas mention. Pour le Saint-Laurent, nous avons compensé pour les plus gros spécimens en fixant les critères de référence à < 6 % (5 points), 6-10 % (3 points) et > 10 % (1 point), soit environ le double de la valeur des critères de Karr *et al.* (1986).

Classes d'intégrité

Les classes d'intégrité biotique suggérées par Karr *et al.* (1986) (tableau 5) ont été retenues par plusieurs auteurs (Fausch *et al.* 1984; Bramblett et Fausch 1991; Crumby *et al.* 1990; Simon 1992; Hall *et al.* 1994). D'autres ont cependant modifié les valeurs de l'indice associées à chacune des classes (Ohio EPA 1988b; Halliwell *et al.* 1999; Mundahl et Simon 1999; Niemela *et al.* 1999; Thoma 1999) ou encore réduit le nombre de classes (Lyons *et al.* 1995; Ganasan et Hughes 1998). Avec le système de Karr, l'IIB peut prendre une valeur comprise entre deux classes, une particularité volontaire qui a pour but de laisser place au jugement professionnel dans la détermination finale de la classe d'intégrité. Nous avons cependant préféré augmenter l'intervalle entre chacune des classes afin d'éviter les ambiguïtés quant à l'appartenance d'un segment à une classe ou une autre.

Évidemment, les valeurs que peut prendre l'IIB varient selon le nombre de variables retenues. De plus, le nombre de valeurs possibles augmente avec le nombre de variables choisies. La situation pour le fleuve est d'autant plus complexe que 9 à 10 variables ont été retenues, selon les macrohabitats. Ainsi, lorsque l'IIB compte 9 variables, il peut prendre des valeurs comprises entre 9 et 45

avec un intervalle de 2 (9, 11, 13,...) alors que lorsqu'il en comprend 10, il peut prendre des valeurs comprises entre 10 et 50 avec un intervalle de 2 (10, 12, 14...). L'IIB est ramené sur 60, le maximum possible lorsque les 12 variables de Karr sont incluses, en multipliant la somme des cotes par un facteur de 1,33 pour l'indice à 9 variables et de 1,2 pour celui à 10 variables. Pour le Saint-Laurent, l'intégrité biotique est considérée excellente pour des valeurs comprises entre 57 et 60; bonne entre 48 et 56, moyenne entre 37 et 47; faible entre 25 et 36; et très faible entre 12 et 24 (tableau 5). En l'absence de poisson, l'IIB ne peut être calculé, d'où l'importance de la classe additionnelle « absence de poisson ». Les bornes des classes étant les mêmes, peu importe le nombre de variables, une différence d'une unité IIB est possible entre les valeurs de l'IIB à 9 et à 10 variables. Cette différence est un artefact de calcul et n'est pas interprétable. Par ailleurs, les classes « bonne » et « très faible » incluent une valeur supplémentaire lorsque l'IIB compte 10 variables plutôt que 9. La signification environnementale des différentes classes, tirée de Karr *et al.* (1986), apparaît au tableau 5; elle pourra éventuellement être adaptée pour le fleuve.

Autres méthodes

IIB à cotes continues

Minns *et al.* (1994) ont élaboré une méthode de calcul de l'IIB basée sur des cotes continues de 0 à 10 qui permet à l'indice de prendre toutes les valeurs possibles entre 0 et 100 et ainsi d'éviter les écarts importants survenant lors de l'utilisation de nombres entiers avec des valeurs discrètes. La méthode traditionnelle de Karr fait en sorte que deux valeurs d'une même variable peuvent différer d'une unité seulement et avoir deux points d'écart dans leurs cotes. Si cette situation se produit pour plusieurs variables, l'IIB final pour deux stations similaires peut être fort différent.

La méthode de Minns *et al.* (1994) a été élaborée pour des secteurs dégradés des Grands Lacs pour

Tableau 5. Correspondance entre les classes d'intégrité biotique des indices développés pour le fleuve et celles de l'indice de Karr et leur signification environnementale (Karr *et al.* 1986)

Karr	Valeur de l'IIB		Classe d'intégrité	Signification environnementale
	Fleuve Saint-Laurent Cotes discrètes	Cotes continues		
58-60	57-60	95-100	Excellente	Comparable à celle des meilleurs sites en l'absence de perturbations anthropiques. Toutes les espèces typiques de l'habitat et de la taille du cours d'eau sont présentes, y compris les plus tolérantes, dans un spectre complet de classes d'âge (ou de taille); structure trophique équilibrée
48-52	48-56	75-94	Bonne	Richesse spécifique légèrement inférieure à celle attendue, au fait de la disparition des espèces les plus intolérantes; abondance ou distribution de taille de certaines espèces en deçà de l'optimum; structure trophique qui montre des signes de perturbation.
40-44	37-47	55-74	Moyenne	Signes additionnels de détérioration qui se traduisent par la disparition d'espèces intolérantes, moins d'espèces, une structure trophique largement modifiée (e.g. augmentation de la proportion d'omnivores et d'espèces tolérantes); rareté possible des classes d'âge supérieures de prédateurs primaires.
28-34	25-36	30-54	Faible	Dominance des omnivores, des espèces tolérantes et des espèces ne requérant pas un habitat spécifique; peu de prédateurs primaires; taux de croissance et facteur de condition souvent en baisse; hybrides et poissons atteints d'anomalies fréquents.
12-22	12-24	1-29	Très faible	Peu de poissons, surtout des espèces introduites ou tolérantes; hybrides communs; maladies, parasites, nageoires abîmées et autres anomalies courantes.
		0	Absence de poisson	Aucune capture malgré des efforts répétés.

lesquels l'existence de véritables sites de référence est peu probable. Une des prémisses de la méthode est donc que sur l'ensemble et la variété d'habitats échantillonnés, certaines stations vont présenter une qualité acceptable pour servir de référence. Cette prémisse est analogue à celle utilisée pour l'adaptation de l'IIB à cotes discrètes au Saint-Laurent.

L'indice est calculé de la façon suivante. Pour les variables positivement corrélées à l'intégrité biotique, un pointage de zéro est assigné à la valeur zéro puisque l'absence de poisson constitue la pire situation possible. Un pointage de 10 est attribué à la valeur du centile 90-95 puisque la valeur maximale est rarement obtenue. Le pointage des valeurs intermédiaires est ensuite déterminé par interpolation linéaire. Le choix du centile est fonction de l'obtention d'un nombre entier. Pour le Saint-Laurent, nous avons utilisé le centile 95 sauf pour le nombre d'espèces intolérantes du macrohabitat 6, où le centile 97 a permis d'éviter les critères binaires (voir section 3.3.1.9 « Détermination des critères de référence »).

Pour les variables négativement corrélées à l'IIB, différentes approches ont été utilisées selon les variables (Minns *et al.* 1994) et selon les auteurs qui ont repris ultérieurement l'IIB continu (Ganasan et Hughes 1998; Hughes *et al.* 1998). Pour le fleuve Saint-Laurent, un pointage de zéro a été assigné au centile 95 et de 10 à la valeur minimum de l'abondance relative des tolérants et des omnivores. La valeur minimum nous semblait plus juste que zéro pour l'attribution du meilleur pointage puisque un milieu non perturbé renferme un minimum d'espèces tolérantes ou omnivores. Quant au pourcentage d'anomalies DELT, les critères de référence élaborés pour l'IIB traditionnel ont été utilisés; 0 point est donc accordé à 11 % et 10 points à 5 %. Les critères de référence pour l'IIB continu du fleuve Saint-Laurent ainsi que la pente (m) et l'ordonnée à l'origine (b) qui ont servi à l'interpolation linéaire pour les différents macrohabitats figurent au tableau 4.

La valeur de l'IIB est calculée en sommant les cotes de chacune des variables et en les multipliant

par $10/N_v$, où N_v représente le nombre de variables de l'indice. Une valeur de zéro est obtenue uniquement lorsqu'aucun poisson n'est capturé. Pour le fleuve, tout dépendant des macrohabitats, N_v est égal à 9 ou 10 mais contrairement à l'IIB original, l'IIB continu peut toujours prendre toutes les valeurs possibles comprises entre 0 et 100, peu importe le nombre de variables retenues.

Finalement, Minns *et al.* (1994) ont défini cinq classes égales d'intégrité biotique : 0 = absence de poisson; > 0-20 = très faible; > 20-40 = faible; > 40-60 = moyenne; > 60-80 = bonne; et > 80-100 = excellente. Ganasan et Hughes (1998) et Hughes *et al.* (1998) ont formé trois classes uniquement. L'utilisation des classes de Minns *et al.* (1994) pour le fleuve donnait des résultats forts différents et nettement meilleurs que ceux obtenus au moyen de l'IIB à cotes discrètes. La raison est fort simple. Karr qualifie l'intégrité biotique d'excellente seulement si l'IIB atteint 58 sur un total de 60 points, ce qui équivaut à 97 %, et la qualifie de bonne si 48 points sont totalisés, soit 80 %. La classe excellente de Minns *et al.* (1994), à elle seule, englobe les classes excellente et bonne de Karr. Nous préférons les classes moins permissives de Karr qui en rendant plus difficile l'atteinte de la classe supérieure, font en sorte que la qualité de l'écosystème et sa capacité à maintenir une communauté équilibrée sont davantage assurées. Par ailleurs, la variabilité au sein d'une classe est moindre avec les classes de Karr, qui s'apparentent davantage à une distribution normale, qu'avec les classes équidistantes de Minns *et al.* (1994) où des valeurs de 81 % et 100 % font partie de la même classe. Nous avons donc désigné les classes pour l'IIB continu de façon à ce qu'elles soient analogues à celles de l'indice original. Ainsi, pour le Saint-Laurent, l'intégrité biotique est considérée excellente pour des valeurs comprises entre 95 et 100; bonne entre 75 et 94, moyenne entre 55 et 74; faible entre 30 et 54; et très faible entre 1 et 29 (tableau 5).

Indice composite normalisé (ICM)

Une dernière approche a été explorée pour le calcul d'un indice d'intégrité pour le fleuve. L'indice composite normalisé (ICM) a été développé par Rothrock *et al.* (1998) pour les communautés benthiques des rivières du Montana et adapté récemment pour les communautés benthiques des affluents du Saint-Laurent (Berryman *et al.*, en préparation; Pelletier 2002). L'approche est basée sur le calcul de cotes continues comprises entre 0 (pire condition) et 1 (meilleure condition) qui sont additionnées pour obtenir un ICM dont la valeur totale possible correspond au nombre de variables utilisées. Ainsi, un indice calculé pour huit variables aura comme valeur maximum huit points.

Dans le calcul de cet indice, les valeurs des variables positivement corrélées à l'intégrité biotique sont standardisées en les divisant par le maximum atteint. Un point est donc assigné à la valeur maximum. Pour le Saint-Laurent, cette standardisation s'effectue individuellement pour chaque macrohabitat. Deux décimales sont retenues pour les cotes. Pour les variables négativement corrélées avec l'intégrité biotique et exprimées en pourcentage, telles que l'abondance relative des tolérants et des omnivores ainsi que le DELT, la réciproque $(1-x)$ de la valeur est divisée par la valeur réciproque maximale. De cette façon, la valeur minimum sera égale à

un point (meilleure condition). L'ICM pour le fleuve inclut neuf ou dix variables selon les macrohabitats. Il est calculé sur un total de dix points et lorsque neuf variables sont incluses, le total est multiplié par 1,111 pour le ramener sur dix.

Aucune classe d'intégrité biotique n'est définie pour cet indice, ce qui constitue un désavantage important. Par ailleurs, la méthode pose certains problèmes qui n'ont pas été soulevés jusqu'à présent étant donné son application restreinte. Les variables non exprimées en pourcentage et négativement corrélées à l'intégrité sont standardisées en calculant l'inverse de leur valeur $(1/x)$ (Rothrock *et al.* 1998). Ce calcul est problématique pour une variable comme l'IWB-IWBm, par exemple, qui peut prendre une valeur de zéro. Un autre problème surgirait si l'on voulait attribuer une cote à l'indice ABC (Meire et Dereu 1990), une variable qui n'est pas présentée dans ce rapport mais qui peut prendre des valeurs tant négatives que positives. À l'image de l'IIB continu, l'approche utilisée pour l'ICM est basée sur une standardisation en fonction du maximum atteint dans le milieu. Toutefois, compte tenu des inconvénients liés à l'ICM, et des nombreux avantages associés à l'IIB continu (classes d'intégrité, valeur maximum invariable peu importe le nombre de variables, calcul des cotes possibles pour toutes les variables, etc.), nous favorisons l'utilisation de l'IIB continu.

— CHAPITRE 4 —

RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.1 GROUPEMENTS

4.1.1 SEGMENTS HOMOGÈNES

Le groupement des segments de chaque rive du fleuve, basé sur la composition spécifique des poissons, est illustré par les deux dendrogrammes de la figure 8. En séparant au niveau de fusion (similarité) de 0,30, on obtient, sur la rive nord, trois groupes de segments aux communautés ichthyologiques distinctes (figure 8a). Le groupe I (n = 11) comprend les segments des lacs Saint-François et Saint-Louis, de l'archipel du lac Saint-Pierre et le premier segment du lac Saint-Pierre (401N). Le groupe II (n = 8) inclut le reste des segments du lac Saint-Pierre ainsi que ceux du secteur Gentilly-Batiscaan. Finalement, les segments de Grondines–Donnacona forment le groupe III (n = 4). Remarquons que les groupes obtenus correspondent à des zones distinctes du fleuve qui se succèdent de l'amont vers l'aval. Le segment 401N du lac Saint-Pierre, limitrophe à l'archipel montre une composition spécifique similaire à celle de l'archipel.

Sur la rive sud, une partition au niveau de fusion (similarité) de 0,30 ne permet de distinguer que deux groupes (figure 8b). À l'instar de la rive nord, le secteur Grondines–Donnacona (groupe V; n = 5) a une communauté ichthyologique distincte. Le reste des segments forme toutefois un seul groupe qui s'étend du lac Saint-François jusqu'à Gentilly-Batiscaan (groupe IV; n = 18). Les groupes formés se répartissent le long de l'axe longitudinal du fleuve, tel qu'observé sur la rive nord. En revanche, les résultats suggèrent que la communauté ichthyologique de la rive sud est homogène sur une plus grande étendue de territoire (groupe IV). Le changement dans la communauté ichthyologique à partir de Grondines correspond à une discontinuité dans la végétation, observée à partir du même endroit, bien que les marées d'eau

douce se fassent sentir jusqu'à la sortie du lac Saint-Pierre (Gauthier 2000).

Un des intérêts du groupement des segments est la comparaison à une analyse similaire (groupement ou ordination) basée sur les caractéristiques d'habitats. Dans un écosystème non perturbé, les caractéristiques d'habitat sont les premiers éléments explicatifs de la répartition des poissons (Brown 1975; Gorman et Karr 1978; Hughes et Gammon 1987; Boet *et al.* 1991; Pusey *et al.* 1993; Richard 1994). La connaissance des groupes de segments homogènes en matière d'habitats permet non seulement une meilleure interprétation de la variation spatiale de la composition spécifique, mais aussi d'autres variables ichthyologiques (abondance, biomasse, nombre d'espèces, etc.). Il devient ainsi possible de discerner une modification de la composition spécifique attribuable à un changement d'habitat (macrophytes, substrat, profondeur, etc.) d'une autre attribuable à une augmentation du niveau de pollution ou de dégradation du milieu. N'ayant pas les données d'habitat qui nous permettraient d'effectuer ce type d'analyse, nous avons présumé que les grands groupes dégagés au moyen des groupements basés sur la composition spécifique correspondaient aux « macrohabitats » du fleuve Saint-Laurent. La concordance de certains groupes avec une réalité géographique nous rassure sur cette hypothèse. À titre d'exemple, il est tout à fait plausible que le secteur Grondines–Donnacona où les marées sont importantes, présente une communauté ichthyologique distincte des autres secteurs, tant sur la rive nord que sur la rive sud. Par ailleurs, la présence d'importantes superficies d'herbiers, en eaux peu profondes caractérisées par un faible courant, sur la rive sud du fleuve entre le lac Saint-François et la limite aval du secteur Gentilly-Batiscaan, sans nécessairement être le seul facteur explicatif, concorde avec l'homogénéité du groupe IV. Une autre caractéristique

de ce groupe est l'uniformité de la masse d'eaux vertes des Grands Lacs à laquelle viennent se greffer successivement les affluents riches en éléments nutritifs de la rive sud.

4.1.2 ASSOCIATIONS ICHTYOLOGIQUES

L'analyse de groupement effectuée sur les espèces de chaque segment permet d'identifier onze associations ichtyologiques sur la rive nord et sept sur la rive sud, après partition aux niveaux de fusion (similarité) respectifs de 0,01 et -0,01. Désignées par des lettres majuscules, ces associations sont représentées au tableau 6. Une partition plus fine de ces groupes au niveau de fusion 0,30 (similarité) a servi à discerner les sous-associations (tableau 6; sous-crochets).

4.1.2.1 Rive nord

Sur la rive nord, le groupe de segments I est caractérisé par l'omniprésence des 22 espèces de l'association A (tableau 6a). Une exception à cette règle s'effectue toutefois au niveau des segments du lac Saint-François où l'absence de l'esturgeon jaune, du doré noir et de la laquaiche argentée est constatée. Ces espèces qui sont aussi absentes de la rive sud du lac Saint-François (tableau 6b) avaient été capturées en faible nombre à l'été 1968 (Mongeau 1979). Dès lors, il était reconnu que l'esturgeon jaune était en déclin au lac Saint-François (Mongeau 1979). Le groupe I se distingue aussi par l'ubiquité de la sous-association B2 comprenant le baret, le museau noir, le méné pâle et le ventre-pourri, des espèces qui préfèrent généralement les eaux tranquilles et herbeuses (Mélançon 1973; McAllister et Coad 1974; Trautman 1981). La sous-association B1 incluant le poisson-castor, le méné d'argent et le méné émeraude de même que l'association C sont cependant moins largement réparties au sein du groupe I, où on les trouve surtout dans l'archipel du lac Saint-Pierre et au segment 401N. Les autres associations incluent les espèces dont la répartition est plutôt sporadique dans le groupe I. Remarquons toutefois

que l'association F est recensée presque uniquement au lac Saint-Louis, sur la rive nord du fleuve. Même si ce n'est pas le seul endroit où on les trouve, le malachigan et le méné bleu sont répandus dans la rivière des Outaouais (Scott et Crossman 1973). Il est donc possible que leur présence dans le lac Saint-Louis à la confluence de la rivière des Outaouais soit un phénomène de contagion (Dajoz 1982; Osborne et Wiley 1992; Paller 1994). Cette hypothèse n'est pas valable pour l'anguille d'Amérique, présente partout dans le fleuve mais peu susceptible aux engins de pêches utilisés.

À l'instar du groupe I, le groupe II se caractérise par l'ubiquité de l'association A1 quoique on constate un relâchement de la présence de certaines espèces (barbotte brune, crapet-soleil, achigan à petite bouche, méné jaune) dans le secteur de Gentilly-Batiscan (tableau 6a). Ces espèces montrent une préférence pour des courants faibles et une végétation aquatique dense (Scott et Crossman 1973; Trautman 1981) ce que ne favorise pas la proximité du chenal maritime sur la rive nord de Gentilly-Batiscan où les conditions sont plutôt lotiques et les herbiers très rares. Par ailleurs, le lac Saint-Pierre correspond à la limite est de répartition spatiale de l'achigan à grande bouche (Scott et Crossman 1973). À l'opposé du groupe I, la sous-association A2 et l'association B sont presque absentes du groupe de segments II. Les espèces qui les composent privilégient une vitesse d'écoulement lente et un bon nombre (fondule barré, poisson-castor, méné d'argent, baret, museau noir) préfère aussi les eaux herbeuses et peu profondes (MacKay 1963; Mélançon 1973; Scott et Crossman 1973; McAllister et Coad 1974; Trautman 1981). D'autre part, la répartition spatiale d'espèces tels le méné d'argent et le méné pâle, ne s'étend pas en aval, au-delà du lac Saint-Pierre (Scott et Crossman 1973). En dernier lieu, l'exutoire du lac Saint-Pierre (segments 421N et 427N) est caractérisé par la présence de l'association G, constituée d'espèces d'eaux profondes et fraîches (meunier rouge, barbue de rivière, grand corégone et lotte).

Tableau 6a. Matrice des associations ichthyologiques selon les groupes de segments de la rive nord du fleuve Saint-Laurent obtenus par analyse de groupement

		Groupes de segments selon la composition des espèces (S ₇) (figure 8a)																							
		Groupe I						Groupe II						Groupe III											
		226N	237N	232N	267N	274N	280N	383N	388N	392N	396N	401N	406N	411N	416N	421N	427N	459N	473N	468N	494N	512N	518N	506N	
A	Rive nord	Esturgeon jaune	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
		Doré noir		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
		Chevalier rouge		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
		Laquette argentée		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
		Fouille-roche zébré		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
		Meunier noir		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
		Raseux-de-terre gris		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
		Doré jaune		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
		Perchaude		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
		Queue à tache noire		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
		Gaspereau		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
		Achigan à petite bouche		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
		Crapet de roche		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Grand brochet		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Barbotte brune		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Crapet-soleil		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Achigan à grande bouche		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Méné jaune		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Fondule barré		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Crayon d'argent		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Margane noire		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Chevalier blanc		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Poisson-castor		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Méné d'argent		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Méné émeraude		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Alose à gésier		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Baret		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Museau noir		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Méné pâle		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Ventre-pourri		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Couette		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Menton noir		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Carpe		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Méné d'herbe		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Eperlan arc-en-ciel		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Omisco		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Epinoche à cinq épines		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Raseux-de-terre noir		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Maskinongé		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Anguille d'Amérique		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Malachigan		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Méné bleu		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Lépisosté osseux		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Méné à nageoires rouges		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Meunier rouge		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Barbue de rivière		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Grand corégone		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Lotte		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Saumon coho		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Saumon chinook		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Fouille-roche gris		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
Naseux des rapides		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		

Tableau 6b. Matrice des associations ichthyologiques selon les groupes de segments de la rive sud du fleuve Saint-Laurent obtenus par analyse de groupement

Associations ichthyologiques (S ₂₄)	Groupes de segments selon la composition des espèces (S ₇) (figure 8b)																						
	Groupe IV										Groupe V												
	215S	221S	232S	226S	237S	406S	427S	267S	274S	280S	401S	459S	464S	473S	411S	416S	421S	468S	494S	518S	500S	506S	512S
Rive sud	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Esturgeon jaune																							
Doré noir																							
Crapet de roche	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Grand brochet	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Crapet-soleil	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Perchaude	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Chevalier rouge	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Queue à tache noire	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Meunier noir	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Doré jaune	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Raseux-de-terre gris	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Fouille-roche zébré	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Fondule barré	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Achigan à petite bouche	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Carpe	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Barbotte brune	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Chevalier blanc	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Méné jaune	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Ventre-pourri	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Méné d'herbe	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
1	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Gaspareau																							
Meunier rouge																							
Méné émeraude																							
B																							
Omisco																							
Méné bleu																							
Umbre de vase																							
Saumon chinook	●																						
Ouitouche																							
C																							
Alose savoureuse																							
Tête-de-boule																							
Grand corégone																							
Fouille-roche gris																							
Epinoche à trois épines																							
D																							
Lotte																							
Menton noir																							
Museau noir																							
E																							
Lépisosté osseux																							
Baret																							
F																							
Poisson-castor																							
Laquache argentée																							
Barbue de rivière																							
2																							
Epinoche à cinq épines																							
Raseux-de-terre noir																							
Marigane noire																							
G																							
Maskinongé																							
Crayon d'argent																							
Achigan à grande bouche																							
Méné pâle																							
Méné paille																							

Le groupe III se distingue par un relâchement encore plus important des espèces de l'association A1; seules celles allant de l'esturgeon jaune à l'achigan à petite bouche demeurent omniprésentes (tableau 6a). La seule autre sous-association ubiquiste est celle constituée du meunier rouge et de la barbue de rivière (G1). Plus pauvre en espèces que les groupes I et II, le groupe III se distingue par l'absence des espèces qui préfèrent les courants faibles (sous-associations A2, C1, C2, association B, etc.), en raison du marnage marégraphique important et de la proximité du chenal maritime.

4.1.2.2 Rive sud

Sur la rive sud, les segments du groupe IV se distinguent par l'ubiquité des 20 espèces de l'association A (tableau 6b). Parmi ces espèces, seulement trois — la carpe, le ventre-pourri et le méné d'herbe — ne font pas partie des espèces omniprésentes de l'association A sur la rive nord. Les espèces des associations B, C, D et E ont une répartition éparse dans le groupe IV. Après l'association A, les associations F et G sont celles qui sont les mieux représentées au sein du groupe IV. On remarque toutefois l'absence de la sous-association F1, du lac Saint-François et des segments 406S et 427S du lac Saint-Pierre. Les deux espèces qui la composent, la laquaiche argentée et la barbue de rivière étaient aussi absentes sur la rive nord du lac Saint-François. Par ailleurs, la sous-association F2, composée de l'épinoche à cinq épines, du raseux-de-terre noir et de la marigane noire, est absente des segments du lac Saint-Pierre. Finalement, on constate la quasi-absence de l'association G à partir du milieu du lac Saint-Pierre vers l'aval (segments 411S à 473S). L'aire de répartition des cinq espèces qui la forment correspond à la description qu'en font Scott et Crossman (1973) pour le fleuve Saint-Laurent.

Le groupe de segments V est caractérisé par l'omniprésence d'un nombre plus restreint d'espèces de l'association A que le groupe IV (tableau 6b). Les espèces allant de la carpe au

ventre-pourri, qui constitueraient une sous-association au niveau de partition 0,35, sont absentes du secteur Grondines–Donnacona. On constate aussi l'absence du méné d'herbe, du crapet de roche et du grand brochet, des espèces qui préfèrent une vitesse de courant lente ou lente à modérée (Scott et Crossman 1973; Mc Allister et Coad 1974; Edwards et Twoney 1982). Par ailleurs, Scott et Crossman (1973) indiquent que le chevalier blanc est réparti dans le Saint-Laurent depuis le lac Saint-Pierre vers l'amont. Nos résultats montrent que sa répartition spatiale s'étend jusqu'à la limite aval du secteur Gentilly-Batiscan mais confirment toujours son absence du secteur Grondines–Donnacona. En dernier lieu, l'absence du méné d'herbe des secteurs Grondines–Donnacona (groupe V), Gentilly-Batiscan et du lac Saint-François (groupe IV) concorde intégralement avec l'aire de répartition décrite par Scott et Crossman (1973). Le groupe de segments V se distingue aussi par l'ubiquité de la sous-association B1, composée du gaspareau, du meunier rouge et du méné émeraude, ainsi que de celle formée par l'omisco (tableau 6b). Ces quatre espèces qui vivent au large, dans des eaux fraîches et profondes (Scott 1967; Scott et Crossman 1973; Trautman 1981; Wismer et Christie 1987; Jenkins et Burkhead 1994) ont une présence plutôt sporadique dans le groupe IV, sauf pour le secteur de Gentilly-Batiscan. Les espèces des sous-associations B autres que B1 et celles des associations C à G, sont pour leur part, quasi-absentes du groupe V.

4.2 DENSITÉ

Chez les communautés de poissons, plusieurs facteurs tels l'habitat, la compétition, la prédation, le grégarisme de certaines espèces, le taux de reproduction, le régime thermique et hydrologique, la pollution ainsi que, dans le cas du fleuve, l'exploitation sportive et commerciale, peuvent interagir différemment et influencer les densités de population. Il s'avère donc difficile de les départager et au mieux, quelques hypothèses peuvent être avancées pour interpréter les fluctuations de densité inter-segments ou inter-secteurs le long du Saint-Laurent.

4.2.1 PAR SEGMENTS

Les densités ichthyologiques totales maximales du fleuve Saint-Laurent sont observées sur la rive sud du lac Saint-Louis aux segments 267S (1 011 PUE) et 280S (1 494 PUE) (figure 9; annexe 6). Ces densités sont respectivement 3,2 fois et 4,8 fois supérieures à la troisième valeur la plus élevée (312 PUE), rencontrée au segment 392N de l'archipel du lac Saint-Pierre. Ces segments se démarquent par de fortes abondances d'espèces de poissons de petite taille, la quasi-totalité des captures provenant de la seine plutôt que du filet (figure 10b). Le méné pâle représente, à lui seul, 61 % des PUE totales du segment 267S (616 PUE) et 87 % des PUE totales du segment 280S (1 294 PUE) (figure 11b; annexe 6b). À ces deux segments, les autres espèces les plus abondantes sont le méné paille et la perchaude, auxquelles s'ajoute le ventre-pourri au segment 267S. Il est possible que ces fortes densités soient liées à des différences dans les habitats, une hypothèse que nous ne pouvons toutefois vérifier. La densité élevée de ces

espèces pourrait aussi refléter leur comportement grégaire. Le méné pâle se déplace par bancs le long des rives, durant le jour, moment où l'échantillonnage a eu lieu puisqu'il a été capturé à la seine, et se disperse vers le large la nuit, ce qui le rend difficile à capturer (Scott et Crossman 1973; Jenkins et Burkhead 1994). Le méné paille (Jenkins et Burkhead 1994), la perchaude (Scott et Crossman 1973) et le ventre-pourri (Rohde *et al.* 1994) sont aussi grégaires. Le ventre-pourri montre même une tendance à s'associer à de larges bancs de ménés pâles dans les eaux de moins d'un mètre de profondeur (Becker 1983). Quant au méné paille, on l'a capturé en grand nombre aux stations où le méné pâle était aussi abondant, ce qui supporte l'observation de Jenkins et Burkhead (1994) à l'effet qu'il tend à s'associer à d'autres cyprins.

On observe aussi de fortes densités (200 à 300 PUE) sur la rive nord du lac Saint-Louis et de l'archipel du lac Saint-Pierre (figure 9). Ces densités ne sont pas dominées par une seule mais

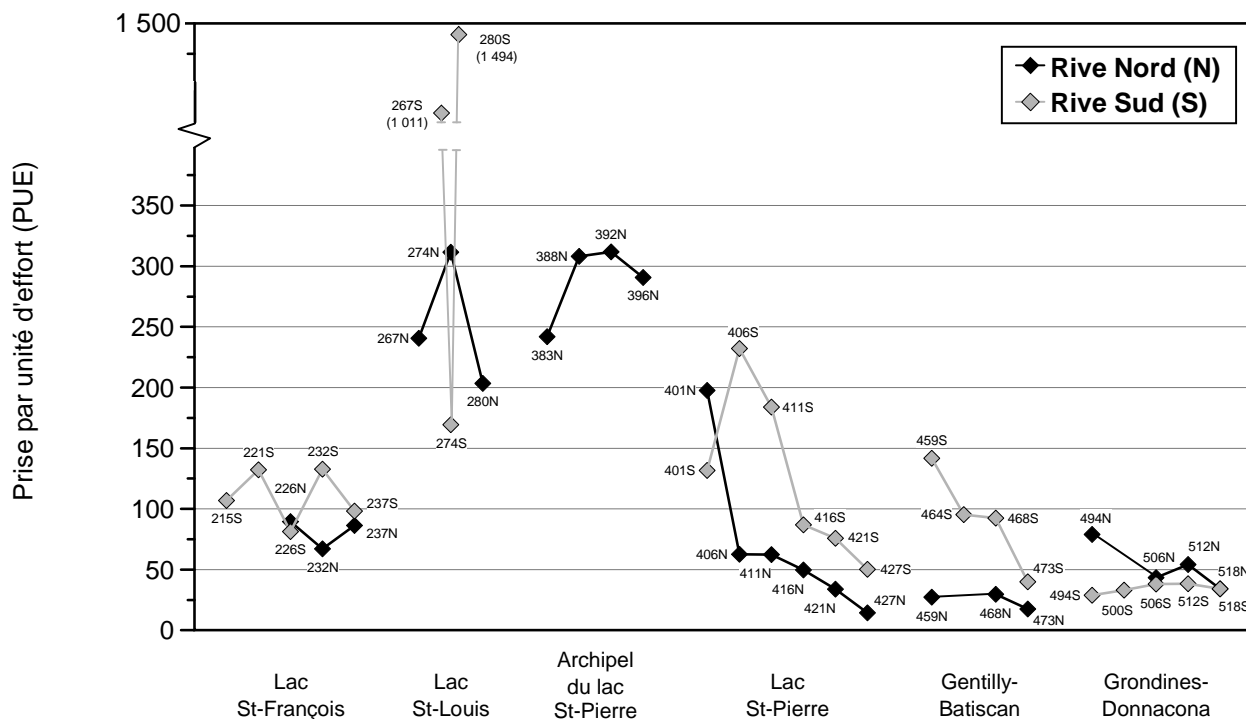


Figure 9. Variation spatiale de la densité ichthyologique pour les différents segments du fleuve Saint-Laurent

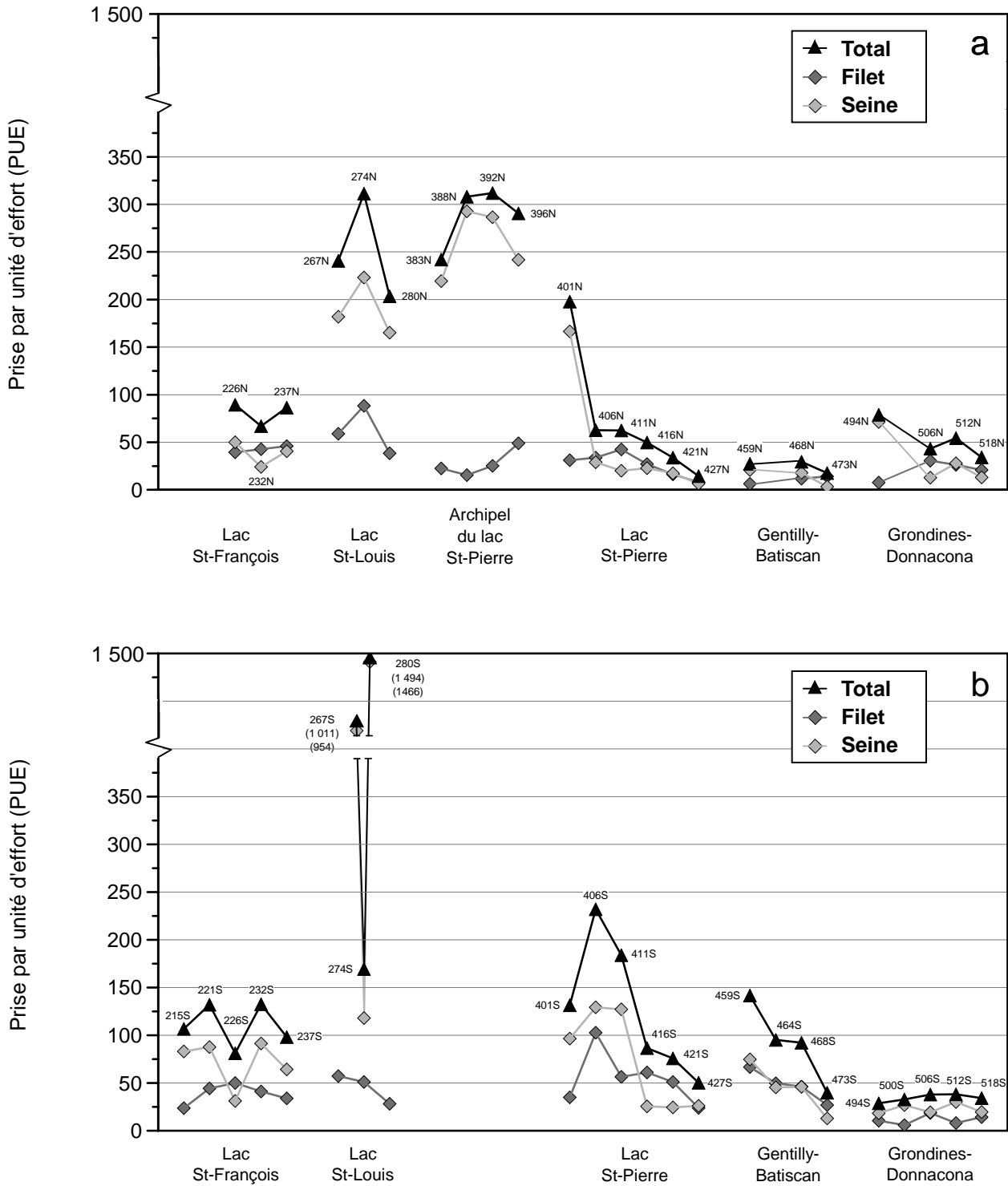


Figure 10. Variation spatiale de la densité ichthyologique totale et par engin de pêche pour les différents segments de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent

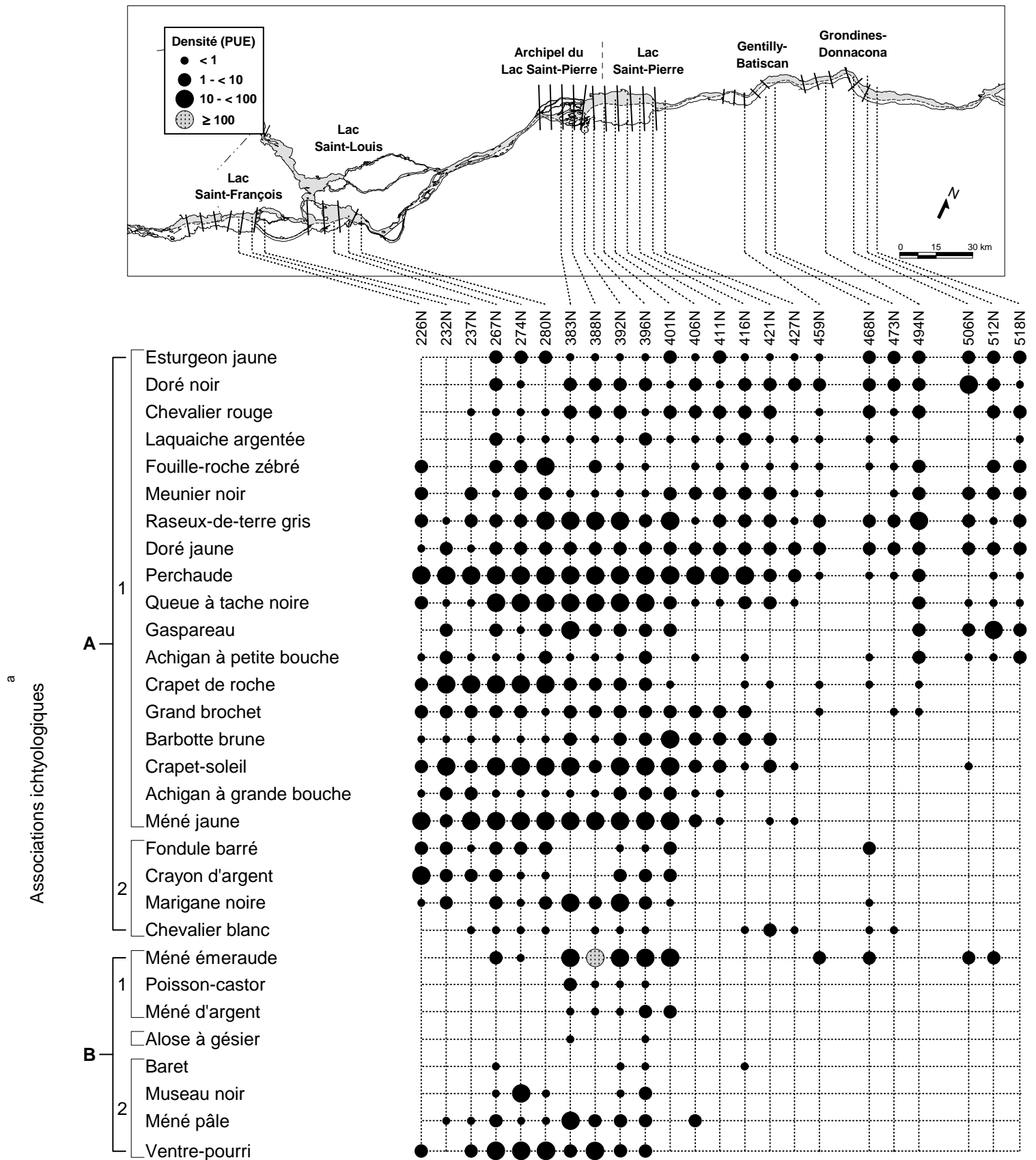


Figure 11a. Répartition spatiale de la densité des espèces de poissons pour les différents segments de la rive nord du fleuve Saint-Laurent (^a analyse de groupement sur les espèces)

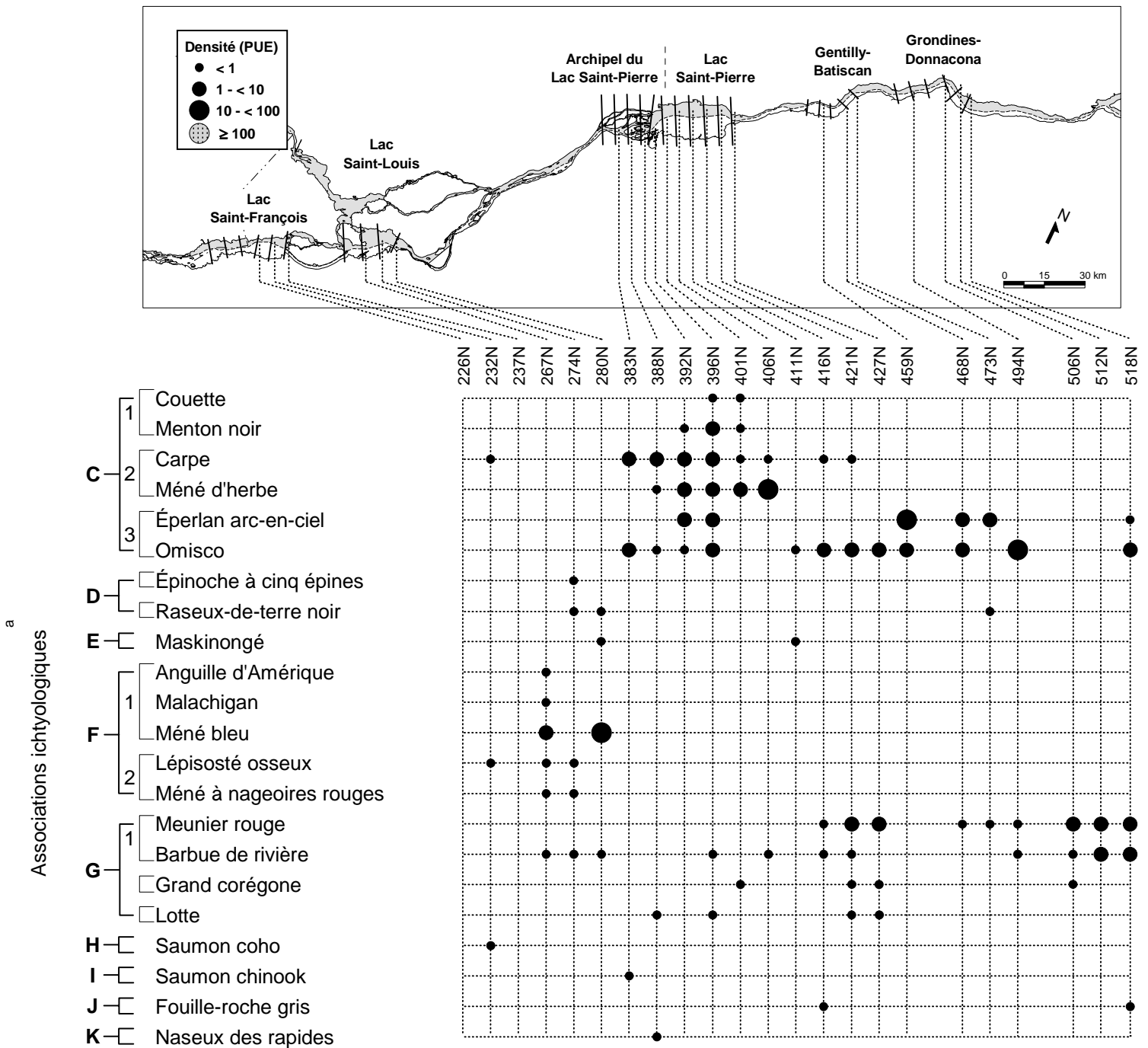


Figure 11a (suite). Répartition spatiale de la densité des espèces de poissons pour les différents segments de la rive nord du fleuve Saint-Laurent (^a analyse de groupement sur les espèces)

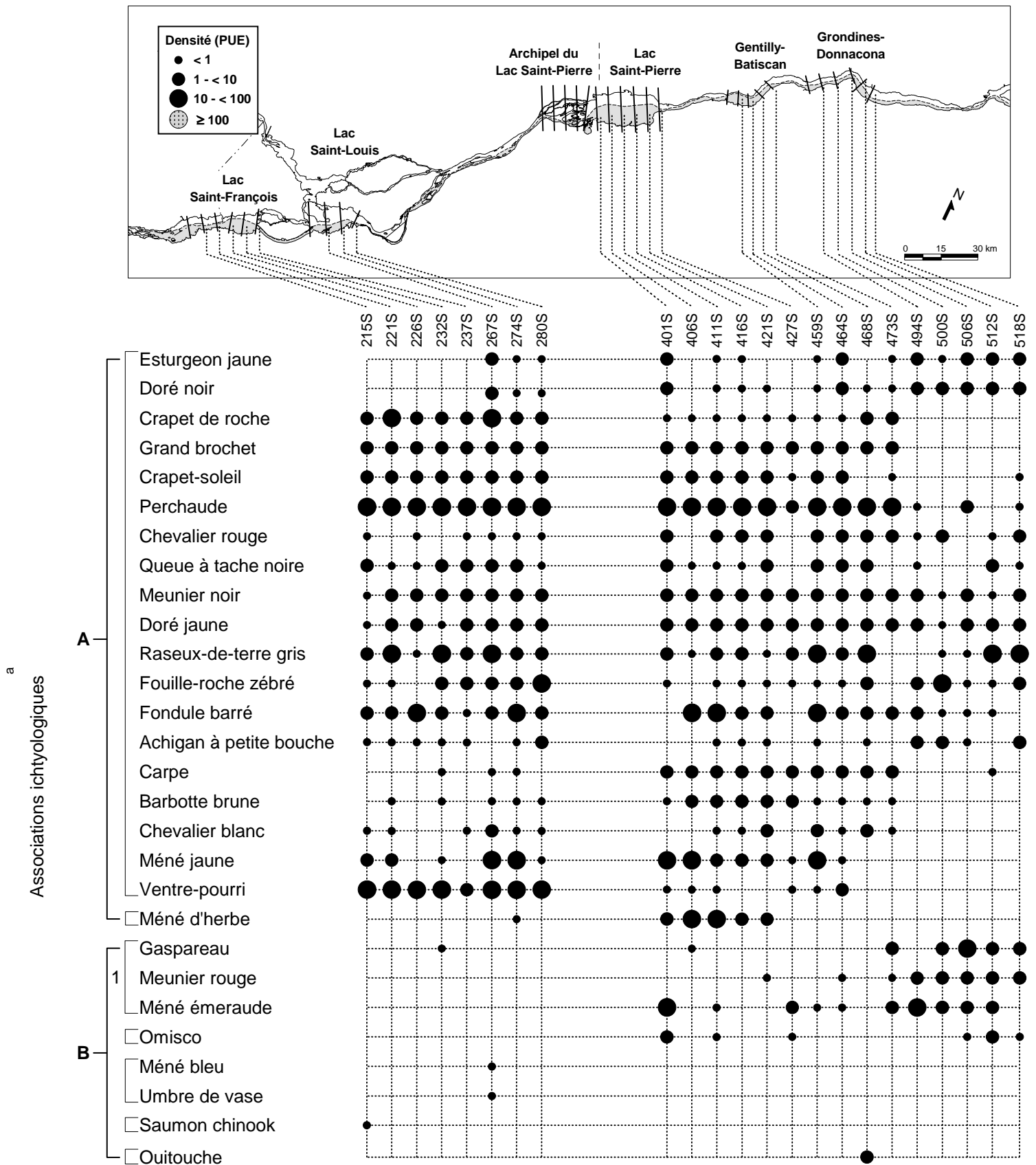


Figure 11b. Répartition spatiale de la densité des espèces de poissons pour les différents segments de la rive sud du fleuve Saint-Laurent (^a analyse de groupement sur les espèces)

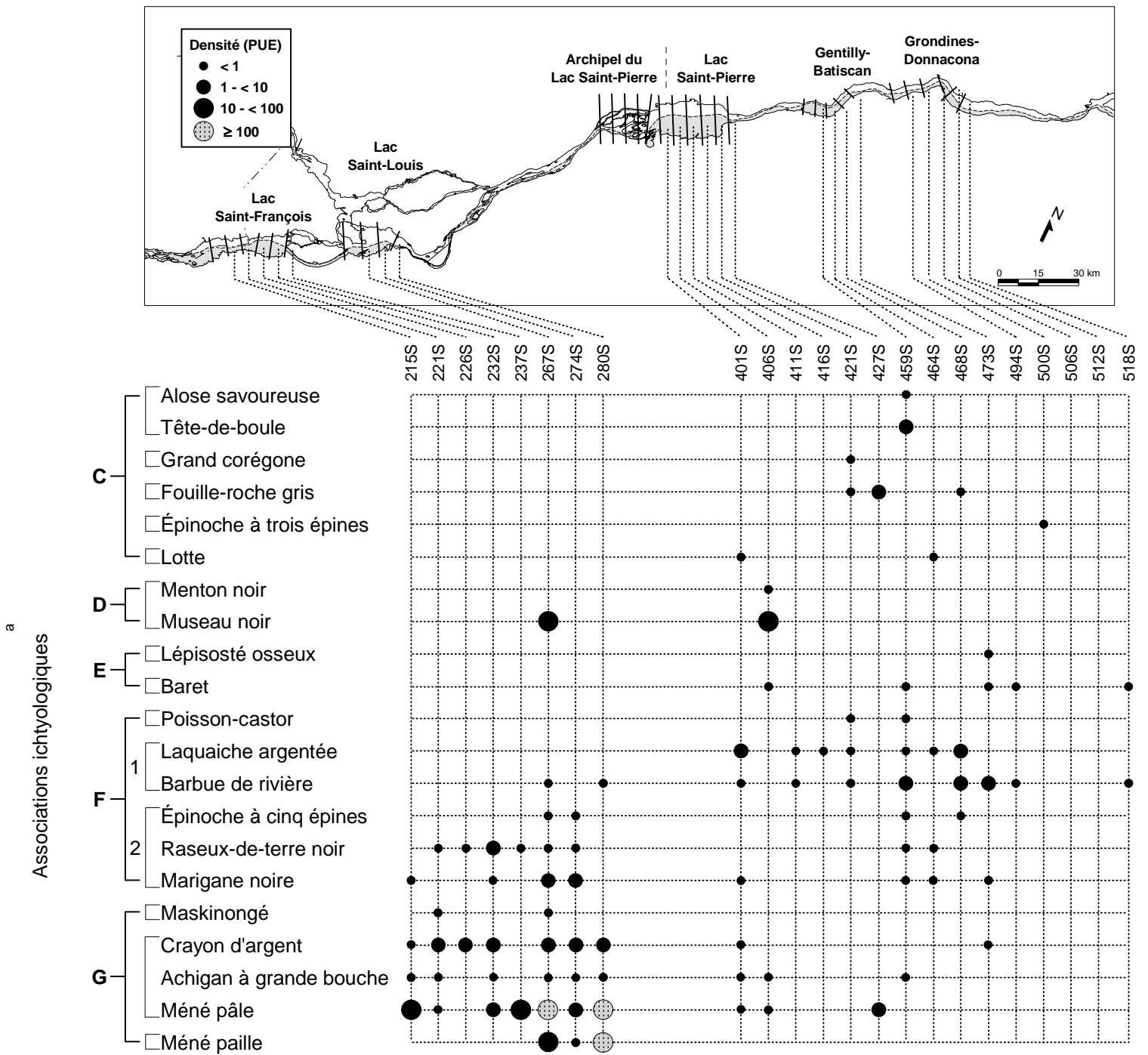


Figure 11b (suite). Répartition spatiale de la densité des espèces de poissons pour les différents segments de la rive sud du fleuve Saint-Laurent (^a analyse de groupement sur les espèces)

par plusieurs espèces différentes, parmi lesquelles on compte la perchaude, le crapet-soleil, le queue à tache noire, le museau noir et le méné jaune, pour le lac Saint-Louis, et le méné émeraude, la perchaude, le crapet-soleil et le méné jaune, pour l'archipel (figure 11a; annexe 6a). Encore une fois, il s'agit de poissons de petite taille, la proportion des captures à la seine (83 % à 95 %) étant nettement supérieure à celle des filets (figure 10a). Finalement, deux segments de la rive sud du lac Saint-Pierre, 406S et 411S, ont des densités élevées, avec des PUE respectives de 232 et 184. Par ailleurs, les densités totales les plus faibles sont observées sur la rive nord de Gentilly-Batiscan (< 30 PUE) et du lac Saint-Pierre (15 à 63 PUE pour les segments 406N à 427N) ainsi que pour le secteur Grondines–Donnacona (29 à 79 PUE) (figure 9). Sur le plan de la variation spatiale, la densité diminue de 842 PUE (83 %) du segment 267S à 274S, sur la rive sud du lac Saint-Louis, et augmente à nouveau à une valeur supérieure à celle de l'amont, au segment 280S (figure 9). Cette chute n'est pas associée à une augmentation de la taille moyenne des poissons de la communauté, car la biomasse diminue plutôt que d'augmenter. On l'attribue en grande partie à la quasi-disparition du méné pâle au segment 274S, une espèce très abondante tant en amont qu'en aval (figure 11b; annexe 6b). Si le comportement grégaire du méné pâle peut faire en sorte que sa capture en faible nombre au segment 274S soit l'effet du hasard, son intolérance à la pollution mérite aussi d'être prise en compte. Plusieurs études mentionnent une forte contamination de la masse d'eau et de sédiments au sud du lac Saint-Louis dans le secteur des îles de la Paix (Désilets et Langlois 1989; Rondeau 1993 cité par Willsie et Costan 1996; Désy *et al.* 2000). Par ailleurs, Laliberté (en préparation) a mesuré dans la chair de poissons (doré jaune, grand brochet, perchaude) récoltés par le RSI (1997) à l'intérieur des îles de la Paix (stations F5 à F9 du segment 274S; figure 4) des teneurs moyennes en mercure qui excèdent de 9 à 23 fois le critère pour la protection de la faune piscivore. Une réduction de

la densité ichtyologique associée à une contamination par les substances toxiques a aussi été observée par Adams *et al.* (1996) sur une rivière du centre-est des États-Unis où entre l'amont et l'aval d'effluents toxiques industriels la densité moyenne diminuait de 26 PUE à 4 PUE. À l'inverse, une abondance de poissons cinq fois plus élevée a été recensée dans une rivière de Pennsylvanie, onze jours après la fermeture d'une aciérie, en raison de la réduction de substances toxiques dans l'eau (Krumholz et Minckley 1964).

Sur la rive nord du lac Saint-Pierre, on observe une réduction importante (135 PUE) de la densité totale entre le segment 401N et 406N qui se poursuit progressivement jusqu'à l'exutoire du lac (figure 9; annexe 6a). Le segment 401N affiche en réalité une densité intermédiaire entre celle de l'archipel en amont (396N) et du lac Saint-Pierre en aval qui correspond à une transition entre les deux secteurs. La moins grande diversité d'habitats sur la rive nord du lac Saint-Pierre, comparativement à l'archipel, explique probablement, du moins en partie, la plus faible abondance. Par ailleurs, la granulométrie grossière et la diminution des herbiers à l'extrémité nord-est du lac Saint-Pierre (Lessard 1991) reflètent la forte énergie des vagues, les vents dominants provenant principalement du sud-ouest (Jean Morin, Environnement Canada, comm. pers.), et pourraient aussi être en partie à l'origine de la diminution de la densité observée. À l'exception du segment 401S, l'abondance totale est plus élevée sur la rive sud du lac Saint-Pierre que sur la rive nord mais décroît graduellement vers l'aval, tout comme sur la rive nord (figure 9). La superficie couverte de végétation sur la rive sud est le double de celle de la rive nord (Massé et Mongeau 1974). Le brassage de l'eau est moins important. À l'exutoire de l'archipel, le fort courant du chenal maritime se dirige sur la rive nord qui, par conséquent, est davantage percutée par les vagues des navires (Massé et Mongeau 1974). Bien que nous n'ayons pas échantillonné la rive sud de l'archipel du lac Saint-Pierre, la plus faible

densité mesurée sur la rive sud (401S) comparativement à la rive nord (401N) va dans le même sens que les résultats obtenus par Massé et Mongeau (1974) à l'été 1971 pour l'ensemble de l'archipel. L'habitat est moins diversifié sur la rive sud et le pôle industriel de Sorel-Tracy ainsi que les rivières Richelieu et Yamaska constituent des sources de pollution importantes (Massé et Mongeau 1974; Hardy *et al.* 1991). Remarquons toutefois que certains segments ont un plus faible nombre de stations que d'autres (401N/S, 406S et 427N/S) ou n'ont été échantillonnés qu'en milieux lenticques (401S, 406S, 427 N/S) (tableau 2, figure 5), ce qui constitue un biais.

Au lac Saint-François, la densité est relativement faible et assez constante d'un segment à l'autre. Elle est à peine plus élevée sur la rive sud (figure 9). La perchaude est l'espèce la plus abondante aux trois segments de la rive nord tandis que sur la rive sud, le méné pâle, la perchaude ou le ventre-pourri affiche la plus forte densité, tout dépendant des segments (figure 11; annexe 6).

Sur la rive nord du secteur Gentilly-Batiscan, l'influence des marées, la vitesse élevée du courant, l'artificialisation de la rive et la proximité du chenal maritime n'en font pas un habitat propice aux espèces favorisant les milieux lenticques, et expliquent probablement, en partie, les faibles densités observées (figure 9). Une pêche moins systématique et moins exhaustive peut aussi être à l'origine des faibles abondances recensées (voir section 3.1.1). Sur la rive sud, les densités plus élevées sont probablement attribuables à la vaste étendue d'herbiers aquatiques, à la présence des battures, aux températures de l'eau plus chaudes ainsi qu'aux effectifs d'échantillonnage plus élevés. La perchaude est l'espèce la plus abondante aux quatre segments de la rive sud alors qu'aucune espèce n'est véritablement abondante sur la rive nord, l'éperlan arc-en-ciel ou l'esturgeon jaune s'accaparant les plus fortes densités, selon les segments (figure 11; annexe 6). Une

diminution de la densité est observée de l'amont vers l'aval, le long de la rive sud (figure 9). Si une contamination par les substances toxiques du parc industriel de Bécancour était à l'origine de cette chute, on anticiperait le patron inverse, c'est-à-dire une augmentation de l'abondance avec l'éloignement de la source, de l'amont vers l'aval. Le comportement d'attraction thermique des poissons pourrait expliquer la plus forte densité du segment 459S. Par ailleurs, il est aussi possible que la densité ichtyologique diminue avec l'accroissement de l'amplitude des marées vers l'aval.

Les faibles densités du secteur Grondines-Donnacona peuvent être attribuables aux conditions de vie difficiles infligées par le marnage marégraphique important et le renversement du courant au flot. La diversité d'habitat y est aussi moindre que pour les autres secteurs. Pour plusieurs segments, les faibles densités sont associées à une augmentation de la taille des poissons de la communauté, illustrée par un accroissement de la biomasse totale.

4.2.2 PAR SECTEURS

Les résultats présentés par secteurs sont comparables à ceux obtenus par segments. Ils ont l'avantage d'être plus synthétiques mais montrent en revanche une moins bonne résolution spatiale. Le lac Saint-Louis et l'archipel du lac Saint-Pierre affichent une densité totale au moins deux fois moins élevée que celle des autres secteurs (figure 12). Dans les deux cas, ce sont les captures à la seine et donc, de petits poissons, qui accaparent la quasi-totalité de la densité totale (figure 13). Le lac Saint-Pierre et le secteur de Gentilly-Batiscan présentent des écarts importants de densités inter-rives, celles de la rive sud étant respectivement deux et quatre fois supérieures à celles de la rive nord (figure 12). Pour les deux secteurs, les contributions des captures au filet et à la seine à l'abondance totale sont à peu près égales (figure 13). Au lac Saint-Pierre, la différence observée entre les rives corrobore les

résultats d'un inventaire réalisé à l'été 1972 où la densité moyenne au filet était 1,6 fois plus élevée sur la rive sud que sur la rive nord (Massé et Mongeau 1974). Le rapport légèrement plus élevé de 2 :1 en 1995 et 1997, tant pour les engins combinés que pour le filet seul, ne peut toutefois être interprété directement en raison des différences au niveau des types de filet utilisés pour les deux études. Outre les facteurs explicatifs énoncés à la section précédente, Verret et Savignac (1985)

mentionnent que la construction de l'autoroute 40 à la fin des années 1970 a réduit la productivité primaire de la rive nord, déjà moindre au départ, et l'accessibilité des poissons aux terres inondées, ce qui s'est traduit par une rive moins poissonneuse (Massé et Mongeau 1974). En dernier lieu, les plus faibles abondances totales sont enregistrées sur la rive nord de Gentilly-Batiscan (25 PUE) et pour le secteur de Grondines-Donnacona (35 à 50 PUE) (figure 12).

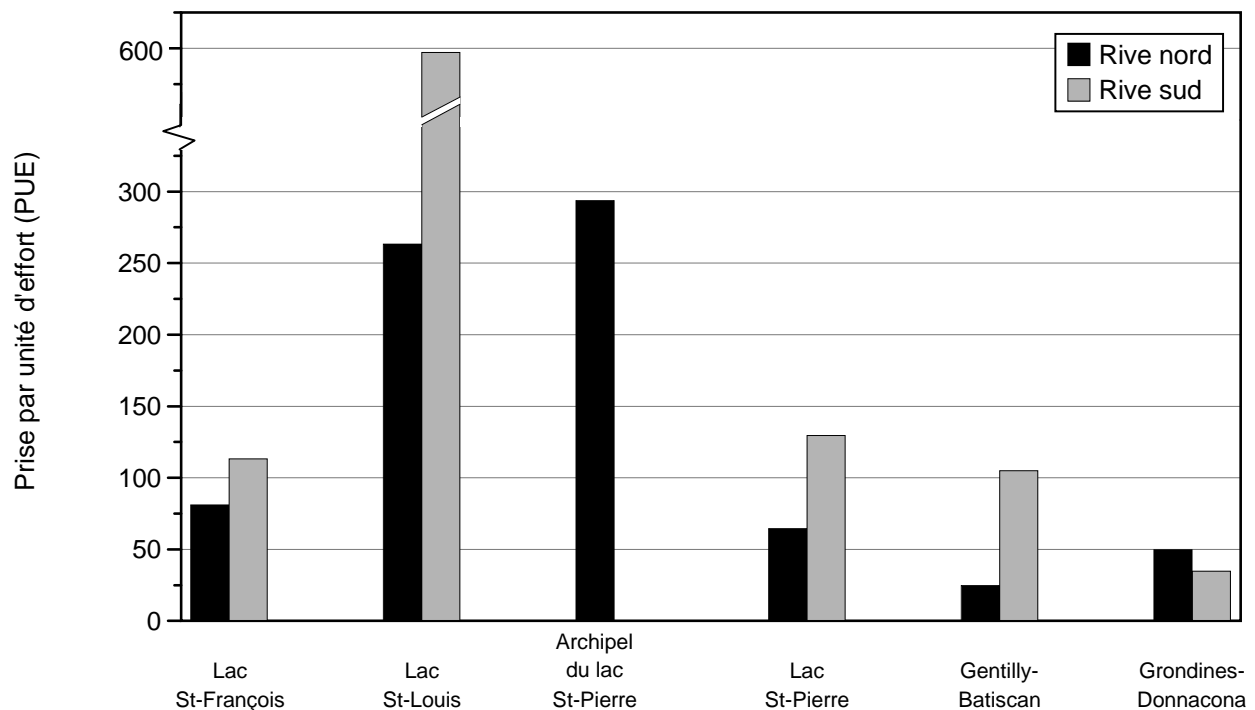


Figure 12. Variation spatiale de la densité ichthyologique pour les différents secteurs du fleuve Saint-Laurent

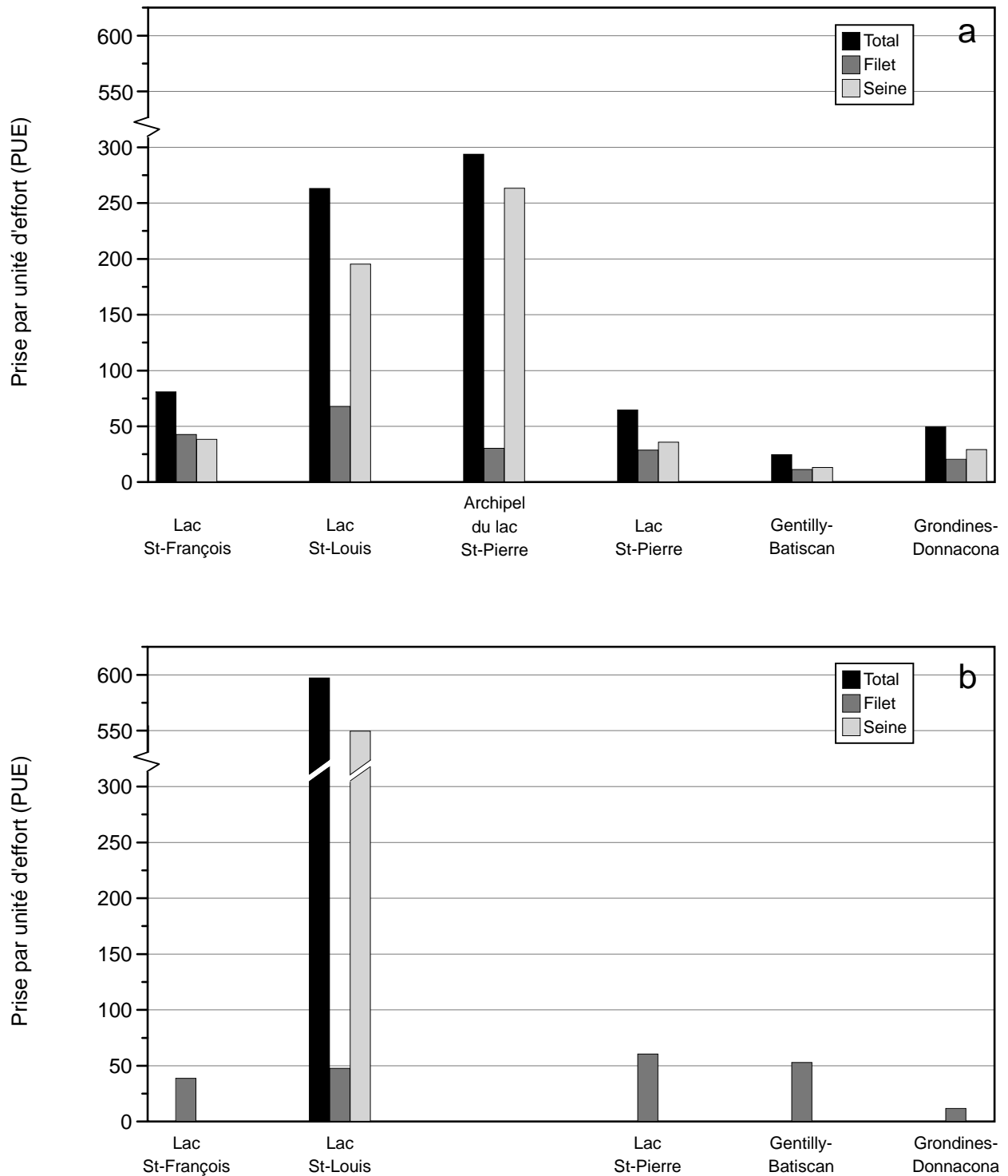


Figure 13. Variation spatiale de la densité ichthyologique totale et par engin de pêche pour les différents secteurs de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent

4.3 BIOMASSE

Remarquons, dans le cas du Saint-Laurent, que la biomasse totale de la communauté est affectée par les prélèvements de pêche commerciale et sportive de certaines populations. Par ailleurs, les espèces et les quantités pêchées diffèrent selon les secteurs et les années.

4.3.1 PAR SEGMENTS

Les biomasses totales par unité d'effort (BUE) minimum et maximum ont été observées pour le même segment (459) du secteur Gentilly-Batiscan, sur les rives nord (2 186 BUE) et sud (28 167 BUE) respectivement (figure 14; annexe 7). La seconde valeur de BUE en importance (> 25 000 g) est relevée sur la rive sud du lac Saint-Pierre pour le segment 421S mais on remarque aussi des BUE élevées (16 000 à 24 000 g)

pour certains segments du lac Saint-Louis (267 et 274 N/S), de la rive sud du lac Saint-Pierre (406S, 411S, 416S) et du secteur Gentilly-Batiscan (468S) ainsi que de la rive nord de Grondines-Donnacona (506N et 512N) (figure 14). Notons que même si les poissons de l'archipel et du lac Saint-Pierre capturés à la seine n'ont pas été pesés, les BUE totales sont comparables à celles des autres secteurs. En effet, pour les quatre autres secteurs échantillonnés (lacs Saint-François et Saint-Louis, Gentilly-Batiscan et Grondines-Donnacona), le filet s'approprie presque entièrement les BUE totales et la contribution de la seine demeure négligeable (figure 15). Les valeurs de BUE les plus faibles (< 8 000 g) sont observées sur la rive sud du lac Saint-François (segments 215S, 226S, 232S et 237S), au nord-est du lac Saint-Pierre (427N), sur la rive nord de Gentilly-Batiscan et sur la rive sud de Grondines-Donnacona (figure 14).

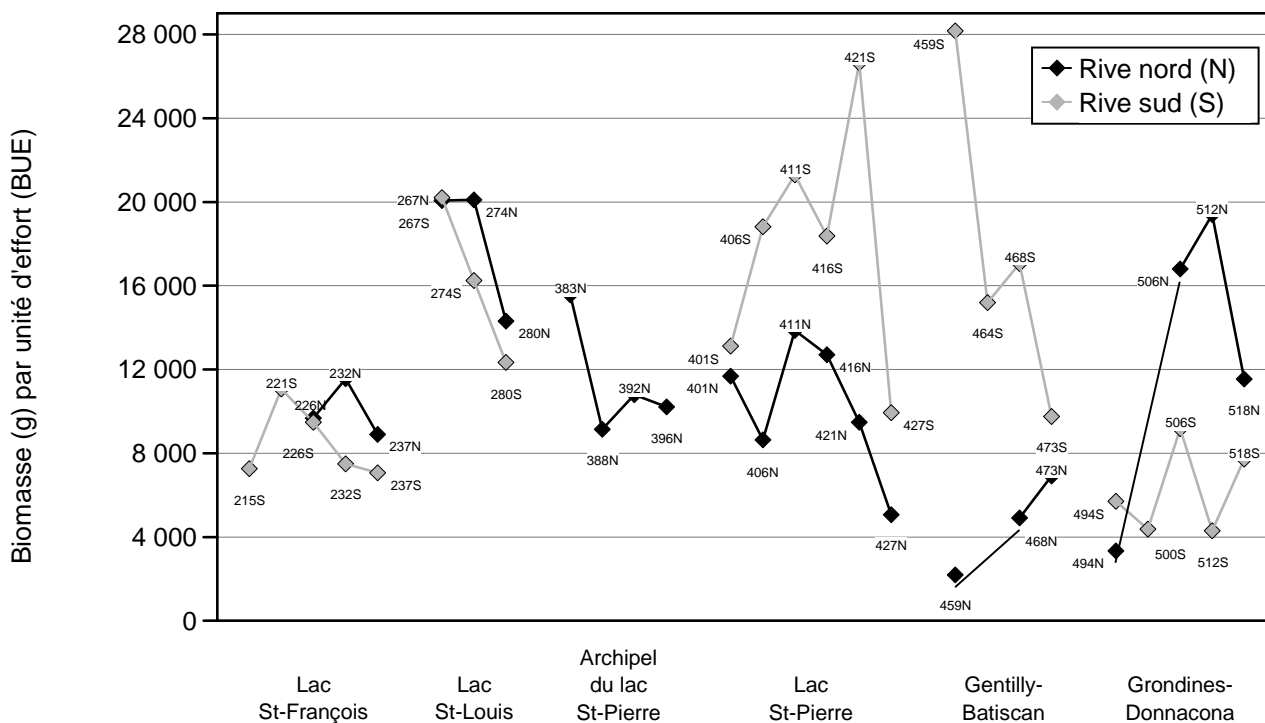


Figure 14. Variation spatiale de la biomasse ichthyologique pour les différents segments du fleuve Saint-Laurent

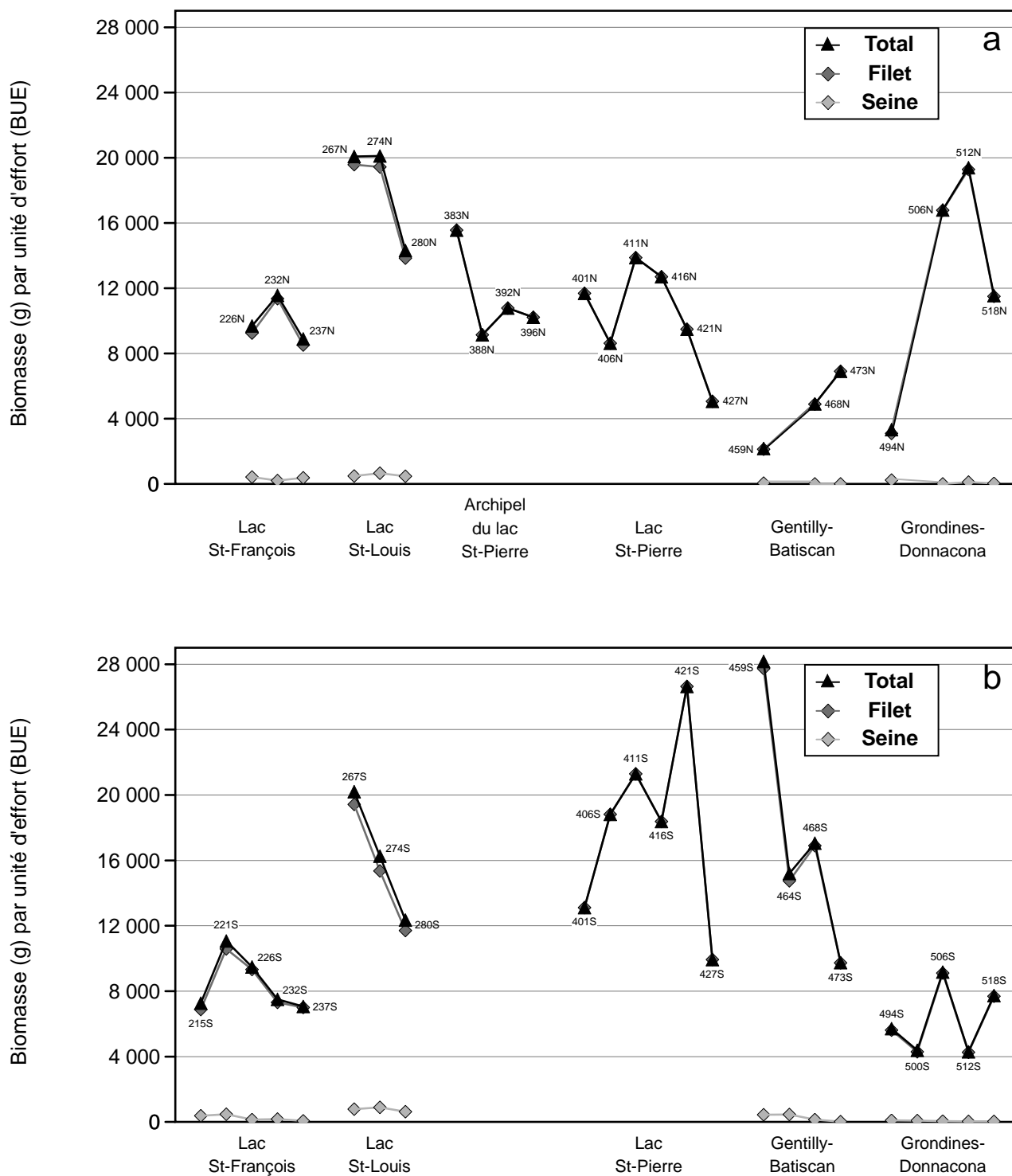


Figure 15. Variation spatiale de la biomasse ichthyologique totale et par engin de pêche pour les différents segments de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent

Dans les rivières, on observe souvent une diminution de la densité de l'amont vers l'aval (Larimore et Smith 1963; Miller *et al.* 1988; Richard 1994) qui reflète un transfert de la composition des communautés vers des poissons de plus grande taille, mais en plus faible nombre (Larimore et Smith 1963; Schlosser 1987). Par conséquent, les BUE montrent habituellement une tendance à la hausse vers l'aval, tel qu'observée pour plusieurs affluents du Saint-Laurent, soit les rivières L'Assomption, Saint-François, Châteauguay et Richelieu (Richard 1994, 1996; La Violette et Richard 1996; Saint-Jacques 1998). L'augmentation de la taille des poissons serait surtout liée à la profondeur (Schlosser 1987; Harvey et Stewart 1991) et à la largeur (Angermeier et Karr 1983), habituellement plus grandes dans la portion aval des rivières. Dans les habitats peu profonds, l'espace vital des poissons de grande taille est réduit et le risque de prédation par la faune terrestre y est accru (Schlosser 1987; Harvey et Stewart 1991).

Pour le fleuve, les BUE n'augmentent pas en aval selon la tendance normale en rivière, probablement parce que le fleuve est suffisamment vaste, même en amont, pour que l'espace vital des poissons ne soit pas limité. On observe toutefois, par endroits, une relation inverse entre les PUE et les BUE. Dans le cas notamment des segments 421S, 506N et 512N, cette opposition reflète une faible abondance de poissons de grande taille. Par exemple, au segment 512N, l'esturgeon jaune, le doré noir et la barbus de rivière ne comptent que pour 4 % des PUE totales mais représentent 70 % des BUE totales (annexes 6a et 7a). À l'inverse, dans le cas de l'archipel du lac Saint-Pierre, les PUE totales élevées par rapport aux BUE dénotent une forte abondance de petits poissons.

L'augmentation de la productivité primaire et secondaire des rivières liée à l'enrichissement par les substances nutritives peut aussi entraîner une hausse de la biomasse ichthyologique, à condition que l'oxygène dissous ne soit pas limitant (Larkin et Northcote 1969; Cole 1973; Hoyer et Canfield

1991; Randall *et al.* 1995). Nous ne pouvons vérifier cette hypothèse directement pour le fleuve car l'absence de données sur la qualité de l'eau ne nous permet pas d'effectuer une analyse de corrélation entre les BUE et les concentrations de phosphore et d'azote.

Sur le plan spatial, les BUE totales sont modérées et relativement constantes d'un segment à l'autre du lac Saint-François (figure 14). Elles se comparent à celles de la rive nord du lac Saint-Pierre mais sont plus faibles que celles du lac Saint-Louis ou de la rive sud du lac Saint-Pierre (figure 14). Le grand brochet domine la BUE de tous les segments du lac Saint-François, à l'exception de 237S où il vient au second rang derrière le meunier noir (figure 16; annexe 7).

Au lac Saint-Louis, une légère chute de biomasse au segment 274S corrobore la diminution de densité observée au même endroit (figures 9 et 14). Cette chute se poursuit cependant au segment 280S alors que la densité remonte. Larimore et Smith (1963) ont observé qu'un niveau de pollution excessif dans les rivières était d'abord accompagné d'une réduction du nombre d'espèces, suivi d'une diminution de la biomasse et, finalement, de la densité. L'impact négatif de la pollution industrielle sur la biomasse ichthyologique a aussi été démontré par Dauba *et al.* (1997) qui ont constaté, après la réalisation de travaux d'assainissement, une augmentation graduelle de la biomasse dans le temps, des sites les plus éloignés vers ceux situés le plus près de la source. Une altération de la structure de la communauté par l'élimination des espèces longévives et de grande taille en faveur des espèces de petite taille qui se reproduisent rapidement est, selon Rapport *et al.* (1985), l'effet ultime du stress sur les écosystèmes aquatiques. On ne peut écarter, pour le moment, que la contamination dans le secteur des îles de la Paix soit à l'origine de la réduction de biomasse observée sur la rive sud du lac Saint-Louis. Par ailleurs, les BUE des segments 274S et 280S sont, malgré tout, relativement élevées, ce qui semble dénoter un impact de pollution mitigé. En

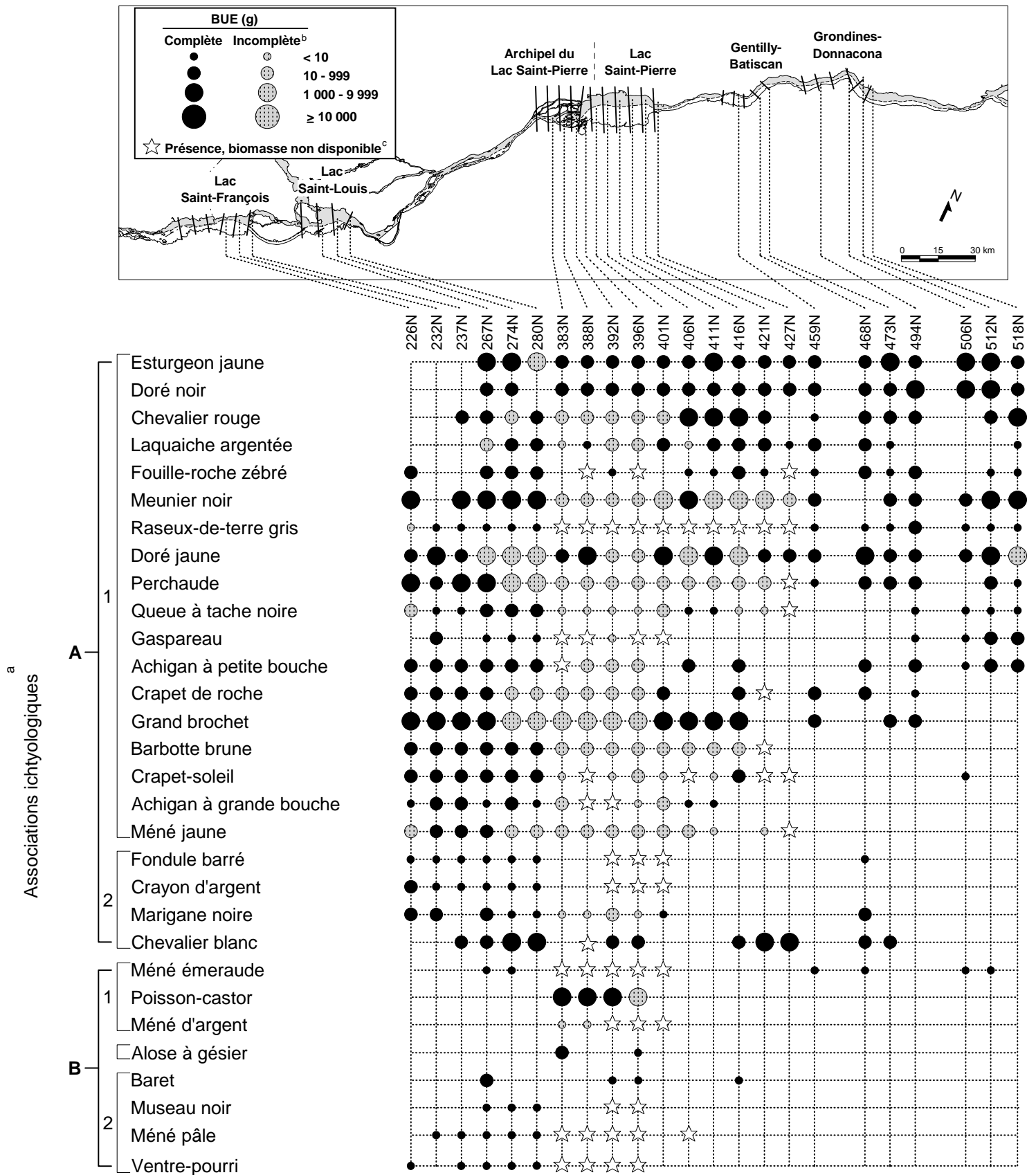


Figure 16a. Répartition spatiale de la biomasse des espèces de poissons pour les différents segments de la rive nord du fleuve Saint-Laurent (^a analyse de groupement sur les espèces; ^{b,c} espèces dont une partie ou la totalité de la biomasse est manquante (voir annexe 2))

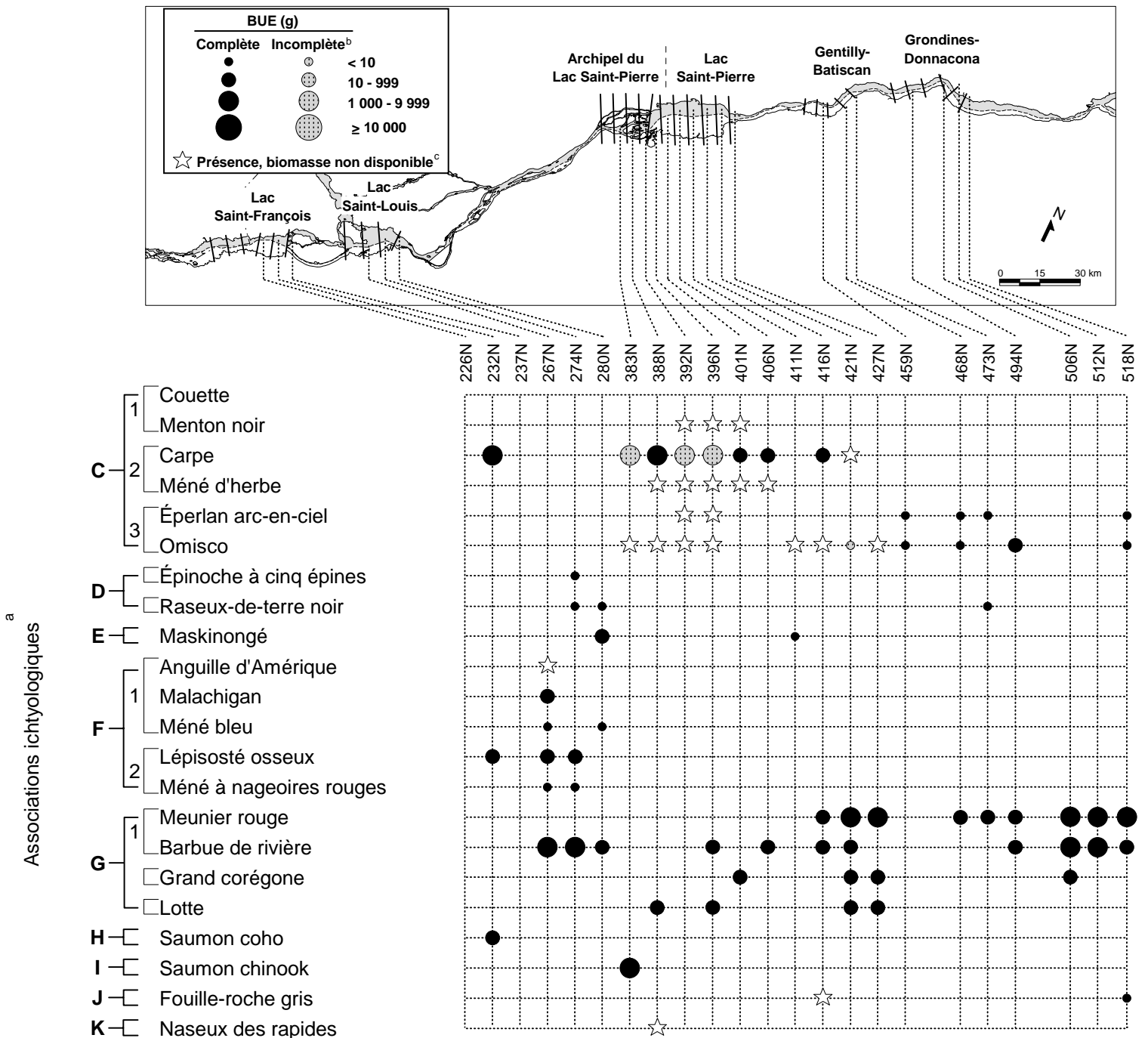


Figure 16a (suite). Répartition spatiale de la biomasse des espèces de poissons pour les différents segments de la rive nord du fleuve Saint-Laurent (^a analyse de groupement sur les espèces; ^{b,c} espèces dont une partie ou la totalité de la biomasse est manquante (voir annexe 2))

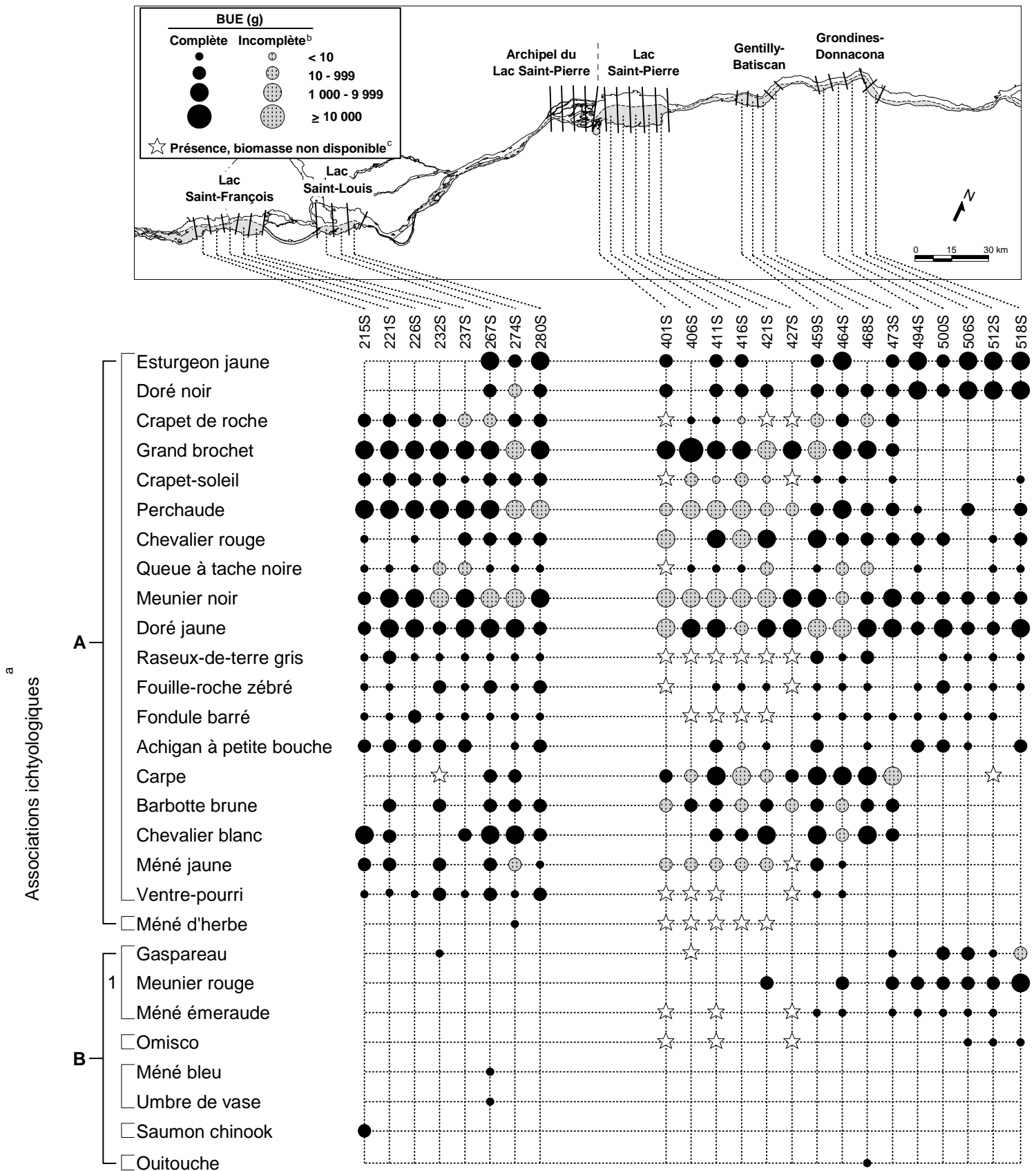


Figure 16b. Répartition spatiale de la biomasse des espèces de poissons pour les différents segments de la rive sud du fleuve Saint-Laurent (^a analyse de groupement sur les espèces; ^{b,c} espèces dont une partie ou la totalité de la biomasse est manquante (voir annexe 2))

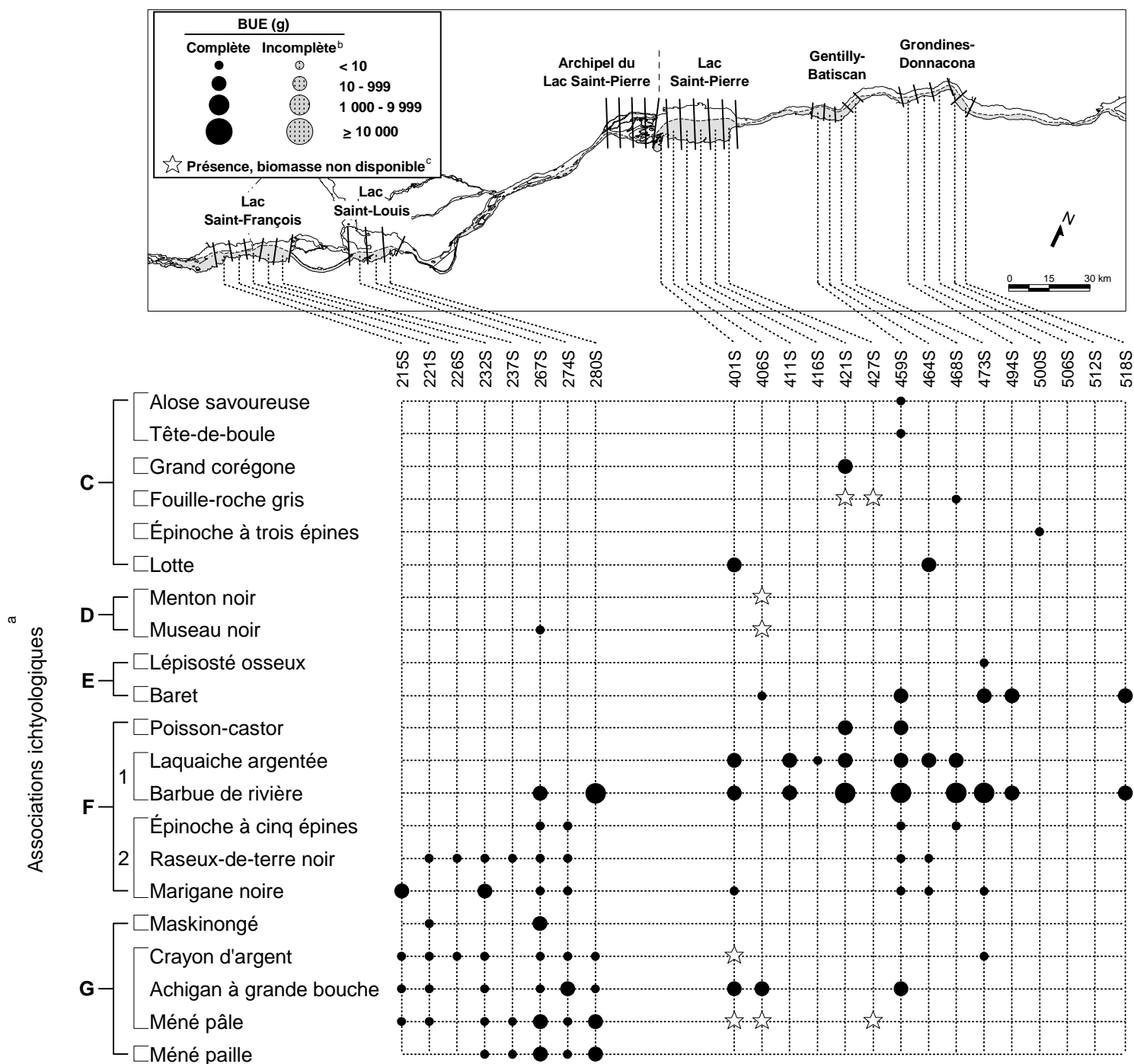


Figure 16b (suite).

Répartition spatiale de la biomasse des espèces de poissons pour les différents segments de la rive sud du fleuve Saint-Laurent (^a analyse de groupement sur les espèces; ^{b,c} espèces dont une partie ou la totalité de la biomasse est manquante (voir annexe 2))

raison de la capacité de dilution du Saint-Laurent, nettement plus grande que pour une rivière, il est possible que les impacts de la pollution soient plus difficilement perceptibles. Aux segments 267S et 280S, le grand brochet domine la BUE totale tandis qu'au segment 274S, le meunier noir le supplante (figure 16b; annexe 7b). Sur la rive nord du lac Saint-Louis, les BUE totales sont du même ordre de grandeur que sur la rive sud et suivent la même tendance, diminuant vers l'aval. L'espèce avec la BUE la plus élevée est toutefois l'esturgeon jaune, à l'exception du segment 274N où la perchaude le devance (annexe 7a).

Au lac Saint-Pierre, les BUE totales sont plus élevées sur la rive sud que sur la rive nord dans un rapport variant de 1,4 :1 (416S : 416N) à 2,8 :1 (421S : 421N) (annexe 7). Le segment 401, limitrophe entre les secteurs de l'archipel et du lac Saint-Pierre présente, quant à lui, des BUE totales semblables sur les deux rives (ratio rive sud : rive nord de 1,1 :1) et analogues à celles de l'archipel (figure 14, annexe 7). La superficie de marais, d'herbiers aquatiques et de marécages, plus importante sur la rive sud que sur la rive nord (Jacques 1986 cité par Lessard 1991), pourrait expliquer, en partie, les biomasses plus élevées de la rive sud. Ces milieux offrent d'excellents couverts pour la reproduction, le repos et l'alimentation de plusieurs communautés (invertébrés, poissons, sauvagine, amphibiens, reptiles et mammifères). De surcroît, les zones de la rive sud les plus riches en herbiers aquatiques sont aussi celles où les plus fortes biomasses de poissons ont été observées (segments 406S à 421S). Ces zones font partie du territoire de la Défense Nationale (figure 5) et sont, par ordre décroissant d'importance, comprises entre la pointe Lussaudière et Longue-Pointe (mi-406S à mi-416S) et entre Longue-Pointe et la rivière Nicolet (mi-416S à 427S) (Jacques 1986). Par ailleurs, Lessard (1991) a effectué une analyse canonique des correspondances entre des variables de l'environnement, prélevées par Centreau (1974), et les espèces de poissons capturées au filet maillant (mailles 38-51 mm et 76 mm) par Massé et Mongeau (1974). Ses résultats montrent

que les valeurs du premier axe canonique associées à la rive sud du lac Saint-Pierre sont surtout corrélées avec les variables liées à la productivité (température, matière organique, phosphore et limon) alors que celles associées à la rive nord le sont davantage avec des descripteurs du milieu physique (profondeur, vitesse du courant, chlorophylle a, sable et gravier). Bien que ces données datent de plus de vingt ans et que l'assainissement urbain a engendré une diminution globale, notamment du phosphore, de la turbidité et des MES dans le fleuve Saint-Laurent (Hébert 1999; période 1990-1997), les rivières Richelieu, Yamaska et Saint-François constituent toujours des sources importantes de nutriments, de turbidité et de MES (Primeau 1992; Piché et Simoneau 1998; Primeau 1999). Toutes trois situées sur la rive sud, ces rivières contribuent probablement à l'enrichissement de l'archipel et du lac Saint-Pierre, en aval de leur confluence, ce qui pourrait avoir des effets indirects sur l'accroissement de la biomasse végétale et ichtyologique. L'espèce avec la plus forte BUE totale est tantôt le grand brochet, le meunier noir ou le doré jaune, sur la rive sud, alors que sur la rive nord, cette espèce diffère d'un segment à l'autre (figure 16; annexe 7).

Dans le secteur de Gentilly-Batiscan, on observe aussi des BUE totales plus élevées sur la rive sud que sur la rive nord. L'écart, très prononcé en amont (rapport rive sud : rive nord de 12,9 :1 au segment 459) s'amenuise vers l'aval où il n'est plus que de 1,4 :1 au segment 473. Plusieurs facteurs peuvent expliquer cette plus forte biomasse ichtyologique sur la rive sud, notamment les vastes superficies d'herbiers aquatiques, les hauts-fonds et les battures peu profondes, le rejet d'eau chaude de la centrale nucléaire de Gentilly-2, la plus faible artificialisation des rives, la proportion plus élevée du territoire consacré à l'agriculture et la moins grande proximité du chenal maritime. Le plus grand nombre de stations d'échantillonnage et une pêche plus systématique peuvent aussi avoir biaisé les résultats en faveur de la rive sud (voir section 3.1.1). Par ailleurs, les plus fortes BUE totales sont observées à l'emplacement

du canal de rejet de Gentilly-2 (459S) et diminuent vers l'aval avec l'atténuation du panache thermique. Cette observation concorde avec celle de Cherradi (1987) à l'effet que le régime thermique de la centrale est favorable au développement des poissons adultes en raison des avantages métaboliques qu'il leur procure. La barbus de rivière est l'espèce qui exhibait le comportement d'attraction thermique le plus marqué (Cherradi 1987). Notre étude montre que c'est aussi l'espèce avec la plus forte BUE (7 736 g) au segment 459S, suivie de près par le grand brochet et la carpe (figure 16b; annexe 7b). En aval de ce segment (464S), dans la zone qui peut être influencée par le panache thermique, tout dépendant du régime du réacteur, c'est la carpe qui affiche la BUE la plus élevée (figure 16b; annexe 7b).

Dans le secteur Grondines–Donnacona, les BUE totales sont généralement plus élevées sur la rive nord que sur la rive sud. Les maxima sont atteints aux segments 506N et 512N (figure 14) où

respectivement, le doré noir et l'esturgeon jaune montrent les plus fortes BUE (figure 16; annexe 7). On ne saurait expliquer cette plus forte biomasse sur la rive nord puisque la superficie en forêt est plus importante que sur la rive sud sans compter que la rive du segment 512N est artificialisée sur toute sa longueur (Robitaille 1998b). Cette biomasse élevée est peut-être le reflet d'une productivité élevée, ce qui n'est pas rare dans la frange intertidale et dans les zones de mélange des eaux de cette section du fleuve soumise au marnage de la marée (CSL 1996).

4.3.2 PAR SECTEURS

Le lac Saint-Louis, la rive sud du lac Saint-Pierre et la rive sud de Gentilly-Batiscan sont les endroits qui affichent les biomasses totales les plus élevées (figure 17), soit 16 566 à 20 328 g de BUE. Pour l'ensemble du fleuve, ce sont les captures au filet qui englobent la quasi-totalité des BUE; l'apport de la seine est négligeable (figure 18). Ces zones

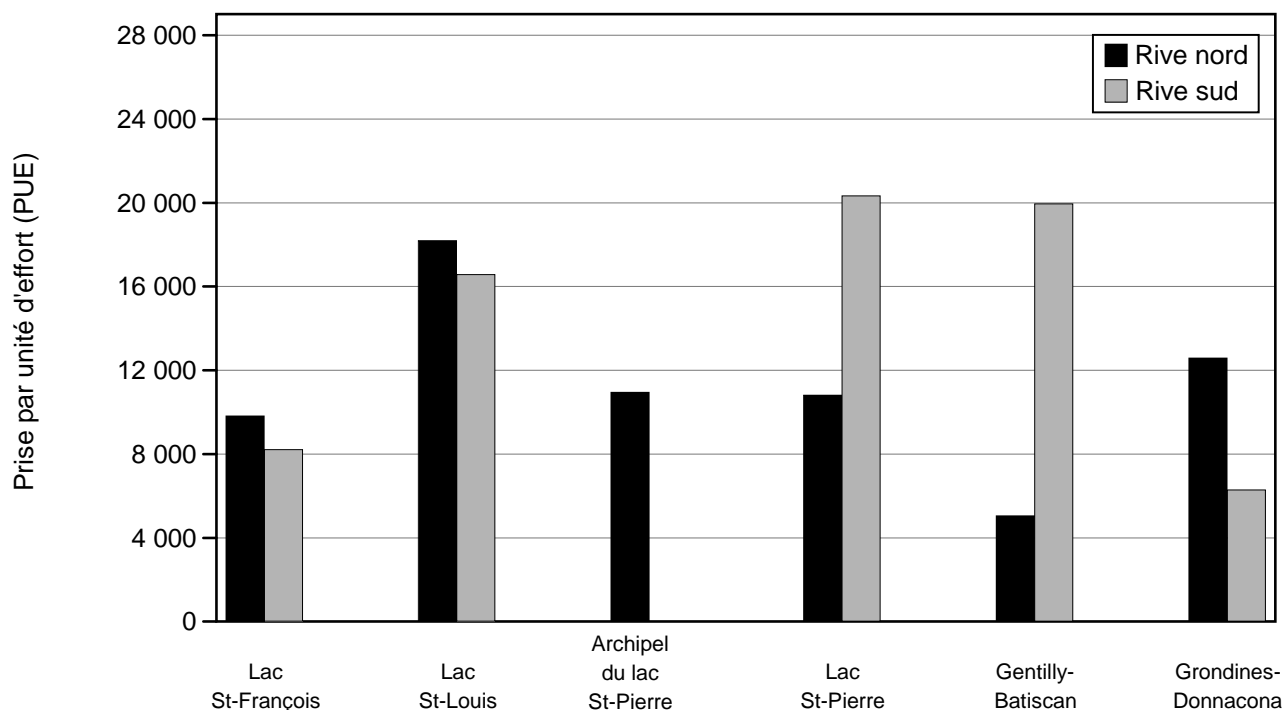


Figure 17. Variation spatiale de la biomasse ichthyologique pour les différents secteurs du fleuve Saint-Laurent

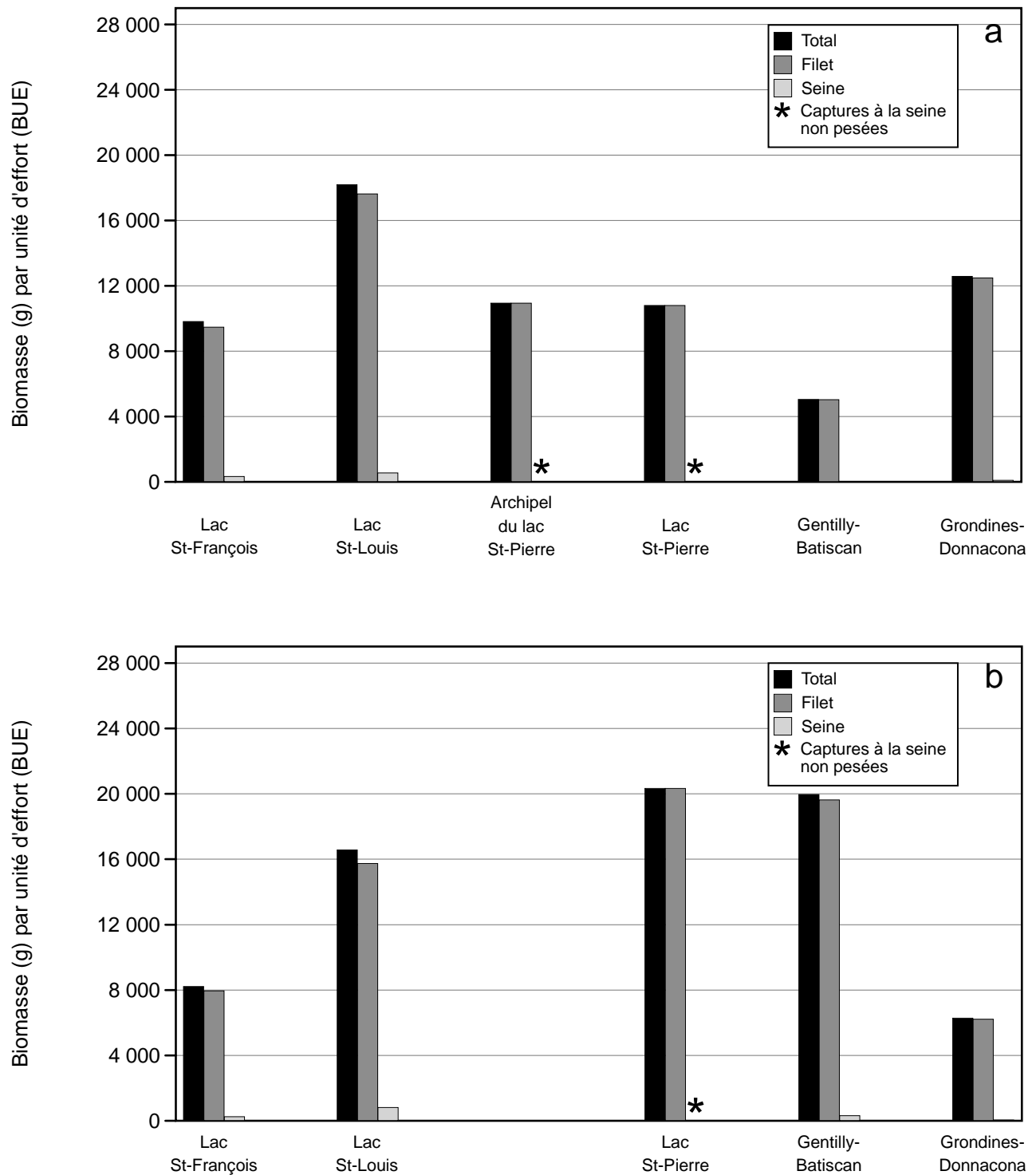


Figure 18. Variation spatiale de la biomasse ichthyologique totale et par engin de pêche pour les différents secteurs de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent

de biomasse élevée sont toutes caractérisées par de vastes herbiers et une grande diversité d'habitats aquatiques. On note aussi, chez la plupart, des habitats disponibles en plaine inondable et la présence de plusieurs masses d'eau. Au lac Saint-Louis, la biomasse ichtyologique est plus ou moins égale sur les deux rives (figure 17). Cependant, dans le cas des secteurs du lac Saint-Pierre et de Gentilly-Batiscan, la biomasse est respectivement deux et quatre fois plus élevée sur la rive sud que sur la rive nord (figure 17). Elle est aussi élevée par rapport à la densité (figure 12), ce qui indique la présence de gros poissons en faible nombre. Les espèces avec les plus fortes BUE ($> 2\ 000$ g) sont : sur la rive nord du lac Saint-Louis, l'esturgeon jaune, la perchande et le grand brochet; sur la rive sud du lac Saint-Louis, le grand brochet, le meunier noir, la perchande et l'esturgeon jaune; sur la rive sud du lac Saint-Pierre, le grand brochet, le meunier noir et le doré jaune; et sur la rive sud de Gentilly-Batiscan, la carpe, la barbue de rivière et le grand brochet.

D'autre part, le lac Saint-François, la rive nord de Gentilly-Batiscan et la rive sud de Grondines-Donnacona sont les secteurs où nous avons recensé les biomasses les plus faibles (BUE $< 10\ 000$ g) (figure 17). Au lac Saint-François, le contrôle du niveau d'eau a éliminé les plaines inondables qui sont utilisées, au printemps, comme aire de reproduction, d'alevinage et d'alimentation par plusieurs espèces de poissons (Auclair 1994), ce qui peut avoir contribué à diminuer la biomasse ichtyologique. Par ailleurs, les barrages en amont et en aval du lac ont non seulement fait disparaître les rapides de Long Sault, en amont de Cornwall, et les rapides de Soulanges, en aval du lac Saint-François (Environnement Canada 1996; Morin 2001), mais ils constituent aussi des entraves physiques infranchissables pour la circulation des poissons, particulièrement pour les espèces migratrices comme l'esturgeon jaune et l'anguille d'Amérique (Mongeau 1979; Armellin *et al.* 1994a). La population d'esturgeon jaune du lac Saint-François,

progressivement isolée entre 1933 et 1964, est maintenant décimée (Dumont *et al.* 1987). Il s'agit d'ailleurs du seul secteur du Saint-Laurent où nous n'avons pas capturé d'esturgeon jaune, ce qui peut contribuer, en partie, aux faibles BUE totales car il s'agit habituellement d'une espèce avec une biomasse importante. La présence d'une seule masse d'eau homogène est aussi un facteur naturel qui pourrait contribuer aux BUE totales moindres du lac Saint-François, la diversité de l'habitat du poisson étant réduite. Cependant, la rive sud du lac Saint-Louis présente aussi une masse d'eau relativement homogène, ce qui n'empêche pas sa biomasse ichtyologique d'être environ le double de celle du lac Saint-François. Les milieux humides du lac Saint-François sont les seconds en importance après ceux du lac Saint-Pierre dans l'écosystème du Saint-Laurent (Armellin *et al.* 1994a). Les herbiers aquatiques couvrent à eux seuls près des deux tiers de la superficie du lac (Morin 2001). En raison de la grande stabilité des niveaux d'eau, la végétation émergente de la plaine d'inondation printanière est cependant peu accessible aux poissons pour la reproduction (Auclair 1994). L'espèce avec la plus forte BUE ($> 3\ 000$ g), tant sur la rive nord que sur la rive sud du lac Saint-François, est le grand brochet. Sur la rive nord de Gentilly-Batiscan, l'esturgeon jaune a la BUE la plus élevée (1 968 g) tandis que sur la rive sud de Grondines-Donnacona, ce sont le meunier rouge (2 817 g) et l'esturgeon jaune (1 732 g) qui expriment les maxima.

4.4 NOMBRE D'ESPÈCES ET DIVERSITÉ

Sur les 112 espèces de poissons d'eau douce du Québec (Bernatchez et Giroux 2000), on en dénombrait au moins 102 dans le fleuve Saint-Laurent dulcicole (Environnement Canada 2000). Les pêches du RSI effectuées entre le lac Saint-François et Donnacona ont permis d'en capturer un total de 58 (tableau 3), soit un peu plus de la moitié. Vingt-deux familles sont représentées et celles qui comptent le plus grand nombre d'espèces sont les cyprinidés (16 espèces), les

percidés (7 espèces), les catostomidés (5 espèces) et les centrarchidés (5 espèces). La liste des espèces capturées inclut trois espèces anadromes (le gaspureau, l’alose savoureuse et l’éperlan arc-en-ciel), une espèce catadrome (l’anguille d’Amérique) et deux espèces qui proviennent d’introductions dans les Grands Lacs (les saumons coho et chinook). Le gaspureau et l’éperlan arc-en-ciel peuvent toutefois former des populations cantonnées en eau douce dans le Saint-Laurent.

4.4.1 PAR SEGMENTS

Les segments du lac Saint-Louis et de l’archipel du lac Saint-Pierre sont généralement ceux qui affichent le plus grand nombre d’espèces (figure 19). Un maximum de 38 espèces y est dénombré. La grande diversité d’habitats offerte par l’archipel du lac Saint-Pierre (chenaux de profondeur et de vitesse du courant variées, fosses profondes et turbulentes au pied des barrages, substrat argileux ou sablonneux, présence ou absence de couvert végétal, etc.) permet le

maintien d’une grande variété d’espèces de poissons (Massé et Mongeau 1974). Quant au lac Saint-Louis, la grande richesse spécifique de son ichthyofaune est due à la diversité importante de ses habitats (anses, îles, baies peu profondes, pentes douces, eaux calmes, eaux vives, vastes superficies d’herbiers, etc.), à la rencontre de plusieurs voies migratoires, aux fluctuations saisonnières du niveau de l’eau et aux conditions climatiques clémentes (Gravel et Pageau 1976; Armellin *et al.* 1994b). À ces facteurs, on pourrait ajouter la présence de masses d’eaux différentes car certaines espèces de poissons sont mieux adaptées ou mêmes exclusives aux eaux vertes ou aux eaux brunes (Pageau et Lévesque 1970; Beaulieu 1988).

En revanche, c’est dans l’estuaire fluvial, sur la rive nord de Gentilly-Batiscan et dans le secteur de Grondines–Donnacona que la richesse spécifique est la plus faible (13 à 17 espèces) (figure 19). La marée est certes une caractéristique du milieu

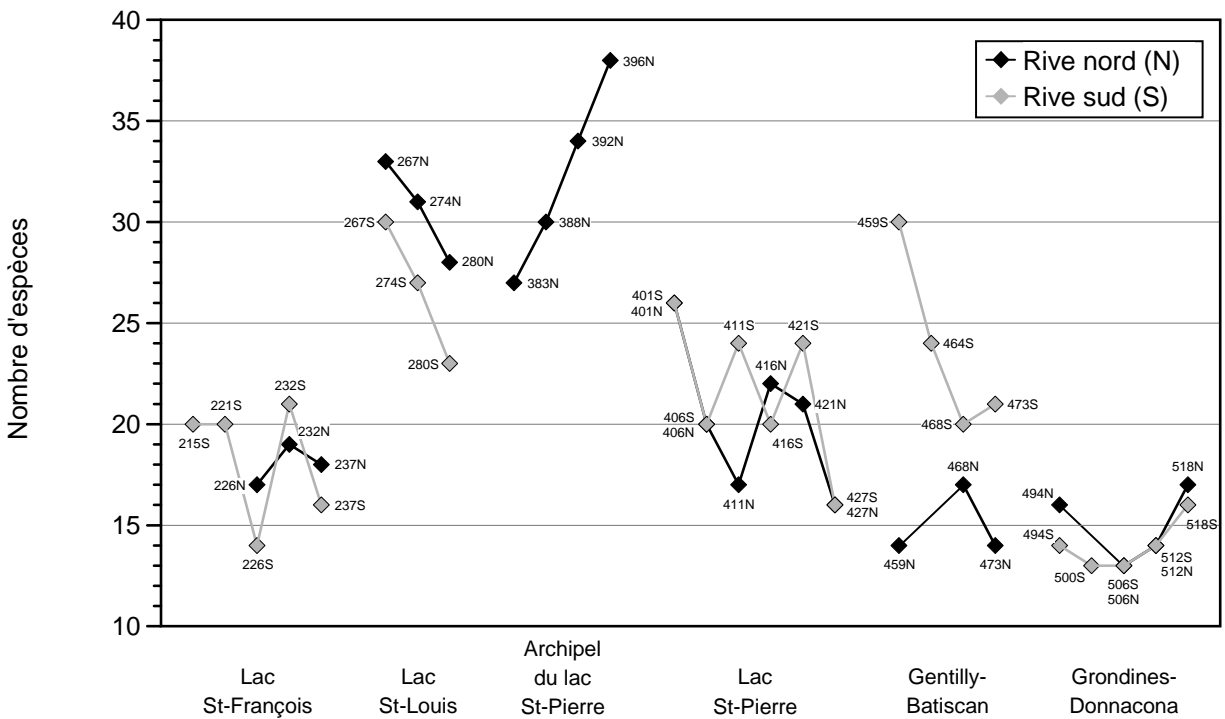


Figure 19. Variation spatiale du nombre d'espèces pour les différents segments du fleuve Saint-Laurent

déterminante pour les communautés ichtyologiques du secteur Grondines–Donnacona et se traduit par une diversité des espèces résidentes naturellement moindre que dans la section sans marée (CSL 1996). Cette diminution du nombre d'espèces de poissons concorde avec un appauvrissement du nombre de groupements végétaux, d'ouest en est, à partir de Grondines (Gauthier 2000). Sur la rive nord du secteur Gentilly-Batiscan, le nombre d'espèces peu élevé s'explique en partie par une faible diversité d'habitats (zones de courant lent peu représentées, faible superficie d'herbiers aquatiques) et par les modifications physiques apportées au milieu (empièchement, dragage). Toutefois, le moins grand nombre de stations échantillonnées et la pêche moins systématique peuvent aussi avoir influencé les résultats obtenus. Le lac Saint-François montre aussi une faible richesse spécifique (14 à 21 espèces) qui, à l'origine, est peut-être en partie naturelle puisque le lac est baigné par une seule masse d'eau. Toutefois, l'érection de barrages en amont et en aval ainsi que le rehaussement et la stabilisation du niveau d'eau ont certes contribué à appauvrir la richesse spécifique en éliminant l'habitat du poisson en plaine d'inondation, en restreignant la circulation des poissons migrateurs et en faisant disparaître la plupart des frayères en eau vive (Armellin *et al.* 1994a; Environnement Canada 1996; Morin 2001). À l'exception du segment 459S qui compte un nombre élevé d'espèces (30), les segments du lac Saint-Pierre et de la rive sud du secteur Gentilly-Batiscan affichent une richesse spécifique qu'on pourrait qualifier d'intermédiaire (16 à 26 espèces) entre celle des secteurs pauvres et des secteurs riches.

Sur le plan spatial, le segment 226S du lac Saint-François compte respectivement six et sept espèces de moins que les segments situés en amont et en aval immédiat (figure 19), pour une raison qui nous est inconnue. Au lac Saint-Louis, la richesse spécifique diminue de l'amont vers l'aval, tant sur la rive nord (5 espèces) que sur la rive sud (7 espèces) (figure 19; annexe 6), exhi-

bant un patron similaire à celui observé pour la biomasse ichtyologique (figure 14). En revanche, on constate une augmentation progressive, de 27 à 38 espèces, de l'amont vers l'aval de l'archipel (figure 19a; annexe 6a). Au lac Saint-Pierre, le nombre maximum d'espèces (26) est observé au segment 401 (N/S), limitrophe à l'archipel et au lac. Ailleurs au lac Saint-Pierre, la richesse spécifique est relativement similaire d'une rive à l'autre, sauf pour le segment 411 où la rive sud compte sept espèces de plus que la rive nord. Sur la rive sud du secteur Gentilly-Batiscan, la diminution du nombre d'espèces de l'amont vers l'aval pourrait refléter, entre autres, l'absence de battures au sein des deux segments les plus en aval (figure 6) et l'éloignement du panache thermique de la centrale de Gentilly-2. La zone thermique du canal de rejet attire certaines espèces de poissons, lesquelles varient en fonction des saisons (Cherradi 1987). Le regroupement des stations effectué pour les fins de notre étude ne permet pas d'étudier en détail l'impact du rejet de la centrale de Gentilly-2 puisque certaines stations du segment 459S sont situées en amont du canal de rejet alors que d'autres sont situées en aval, sans compter que les stations les plus éloignées des rives ne sont probablement pas influencées par le panache thermique. Il semble toutefois que certaines espèces de poissons du segment 459S (ménés jaunes, fondule barré, tête-de-boule) aient été capturées en grand nombre aux stations F1 et S1, situées en amont du canal de rejet (figure 6). Abrisées par le quai de Bécancour, ces stations pourraient présenter des caractéristiques d'habitat qui favorisent certaines espèces. Cette hypothèse est fondée puisqu'une étude des groupements benthiques dans le secteur de Gentilly a montré que la station située à l'abri du quai était la plus riche en espèces parmi les 29 stations échantillonnées (Vincent et Vaillancourt 1978).

Mis à part quelques exceptions, l'évolution spatiale de l'indice de diversité de Shannon est assez semblable à celle du nombre d'espèces (figure 20). Un écart entre les deux courbes est

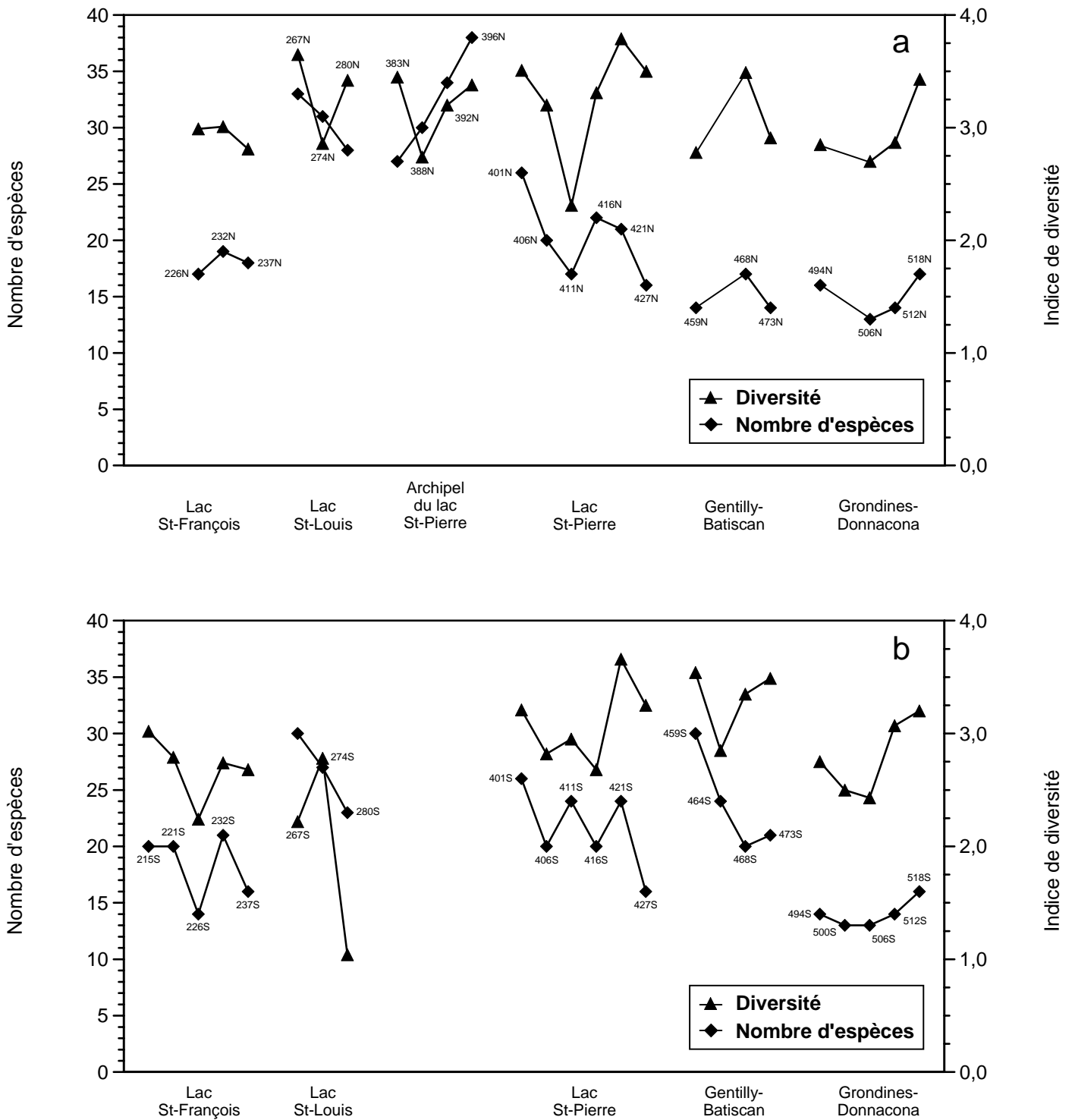


Figure 20. Variation spatiale du nombre d'espèces et de l'indice de diversité de Shannon-Weiner pour les différents segments de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent

observé sur la rive nord du lac Saint-Louis. En effet, le segment 274N compte quatre espèces de plus que 280N, mais sa diversité est plus faible puisque les espèces y sont moins également représentées (figure 20a). Sur la rive nord de l'archipel du lac Saint-Pierre, le segment 383N a une richesse spécifique plus faible que 388N mais une diversité plus élevée (figure 20a). Cette différence s'explique par la dominance du méné émeraude au segment 388N (155 PUE; annexe 6a) alors qu'au segment 383N, la représentation des différentes espèces capturées est plus homogène. Sur la rive sud du lac Saint-Louis, la dominance du méné pâle aux segments 267S (616 PUE; annexe 6b) et 280S (1294 PUE; annexe 6b) se traduit par une diversité plus faible que la richesse spécifique (figure 20b). Ces deux segments affichent des valeurs d'équitabilité respectives de 0,45 et 0,23, soit les plus faibles du fleuve. Finalement, le segment 464S compte quatre espèces de plus que le segment 468S mais une plus faible diversité en raison de la dominance de la perchaude (48 PUE; annexe 6b). Wilhm et Dorris (1968) fournissent un barème pour évaluer la qualité de l'eau à partir de l'indice de diversité de Shannon appliqué aux communautés de macroinvertébrés benthiques qui s'articule comme suit : une valeur inférieure à 1 indique une eau très polluée; une valeur comprise entre 1 et 3, une eau modérément polluée; et une valeur supérieure à 3, une eau propre. Si on applique ce barème aux résultats obtenus pour le fleuve, on constate qu'aucun segment n'affiche une valeur indicative d'une eau polluée (< 1), mais la valeur observée (1,04) au segment 280S sur la rive sud du lac Saint-Louis s'en rapproche beaucoup.

La diminution de l'indice de diversité de Shannon dans les rivières polluées est supposée refléter un nombre réduit d'espèces avec une grande abondance d'individus, souvent tolérants à la pollution. Or, dans le cas du segment 280S, c'est la dominance d'une espèce sensible à la pollution, le méné pâle, qui engendre une faible valeur de diversité. Le même phénomène est

observé pour le segment 267S, dans une moindre mesure toutefois. Inversement, la diversité maximale de la rive sud du lac Saint-Louis est atteinte au segment 274S duquel les espèces sensibles sont quasi-absentes mais où les tolérants et les intermédiaires sont représentés plus ou moins également. Ce segment, situé à la confluence de la rivière Saint-Louis est reconnu pour sa forte contamination de l'eau et des sédiments (Désilets et Langlois 1989; Rondeau 1993 cité par Willsie et Costan 1996; Désy *et al.* 2000). Les valeurs aberrantes de diversité sur la rive sud du lac Saint-Louis montrent que l'indice de Shannon peut parfois être un piètre indicateur de la qualité du milieu. Cette observation prévaut aussi pour la rive nord du fleuve où la plupart des segments affichent une diversité qui non seulement reflète une eau de bonne qualité, mais qui est aussi relativement similaire (figure 20a). Ainsi, le secteur de Grondines-Donnacona, soumis à l'influence des marées, présente une diversité aussi élevée que l'archipel du lac Saint-Pierre, ce qui est plutôt improbable. Sur la rive sud du fleuve, on observe davantage de segments qui pourraient correspondre à des eaux moyennement polluées. Cependant, la comparaison des deux rives semble mettre en évidence d'autres aberrations, notamment pour le secteur de Gentilly-Batiscan où les rives nord et sud ont une diversité à peu près égale, malgré leurs divergences importantes en matière d'habitat. Ainsi, à la lumière des résultats obtenus, nous concluons que le nombre d'espèces est un meilleur indicateur de l'état du milieu que l'indice de diversité de Shannon et qu'il devrait désormais être la seule variable utilisée pour mesurer la diversité des communautés ichtyologiques du fleuve.

4.4.2 PAR SECTEURS

Le portrait du nombre d'espèces par secteurs ressemble généralement à celui par segments (figure 21). Cependant, au lac Saint-Pierre ainsi que sur la rive sud du secteur Gentilly-Batiscan, la richesse spécifique par secteurs est plus élevée que par segments et se compare aux valeurs

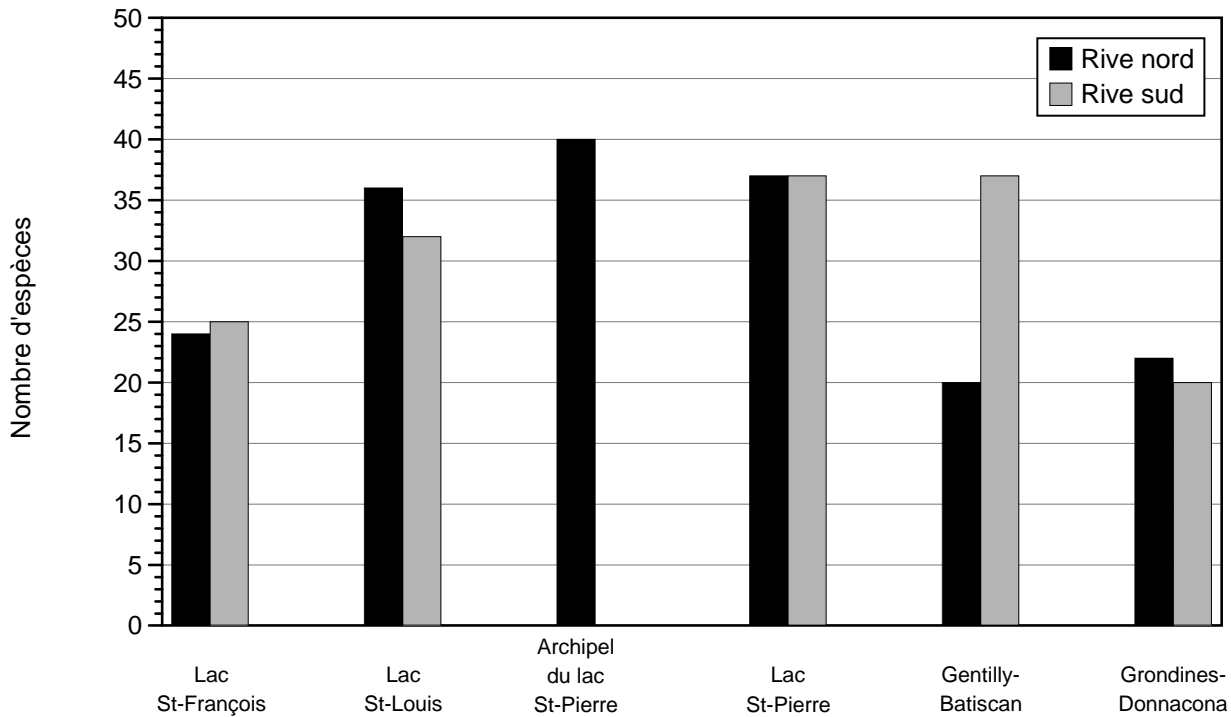


Figure 21. Variation spatiale du nombre d'espèces pour les différents secteurs du fleuve Saint-Laurent

élevées observées pour l'archipel du lac Saint-Pierre et le lac Saint-Louis (figures 19 et 21). Ces écarts sont dus au fait que le nombre d'espèces de la rive nord du lac Saint-Pierre, par exemple, ne constitue pas la moyenne des valeurs de chacun des six segments mais le nombre total d'espèces pour l'ensemble de la rive nord. Ainsi, le regroupement de deux segments qui auraient dix espèces chacun mais seulement cinq en commun, totaliserait 15 espèces.

Au total, 27 espèces ont été recensées au lac Saint-François (24 sur la rive nord et 25 sur la rive sud; figure 21), ce qui représente une richesse spécifique plus faible que celle des deux autres lacs fluviaux qui comptent 40 espèces chacun. Ce nombre est aussi plus faible que celui compilé par Armellin *et al.* (1994a) (57 espèces) ou inventorié par Mongeau (1979) à l'été 1968 (43 espèces). Les limites du secteur échantillonné par Mongeau (1979) sont les mêmes que la nôtre,

mais la couverture était beaucoup plus exhaustive en 1996. Par ailleurs, des engins de pêche similaires (filet maillant et seine) ont été utilisés pour les deux études, sauf qu'en 1996, huit grandeurs de mailles ont été utilisées à chaque station comparativement à quatre (une par station) en 1968. Ces différences auraient normalement dû favoriser la capture d'un plus grand nombre d'espèces en 1996, soit l'inverse de ce qui a été observé. Toutes les espèces inventoriées en 1996 (seine ou filet) l'avaient aussi été en 1968, à l'exception des deux espèces de saumon qui proviennent des Grands Lacs. Par contre, parmi les espèces capturées à la seine en 1968, plusieurs n'ont pas été prises en 1996, que ce soit par l'un ou l'autre des engins (museau noir, méné émeraude, menton noir, méné paille, méné d'herbe, tête rose, tête-de-boule, poisson-castor, laquaiche argentée, truite arc-en-ciel, épinoche à cinq épines, omisco et malachigan). Enfin, parmi celles capturées antérieurement au

filet, quelques-unes n'ont pas été recensées en 1996 (doré noir, barbue de rivière, baret, anguille d'Amérique et lamproie argentée). Puisque les espèces capturées uniquement en 1968 étaient, pour la plupart, peu abondantes et faiblement réparties, il est difficile de conclure à une perte de richesse spécifique en 1996. Toutefois, si ces espèces ne sont plus capturées à nouveau dans le futur, on pourra probablement conclure à leur disparition. Parmi les espèces rares en 1968 et non recensées en 1996, on compte plusieurs espèces de cyprinidés qui sont sensibles à la pollution et aux perturbations de l'habitat physique. On ne connaîtra jamais véritablement la réponse mais il est possible qu'elles aient été abondantes avant la construction de la centrale de Beauharnois (1929) et le creusement de la voie maritime (fin des années cinquante), suite à quoi elles se seraient raréfiées jusqu'en 1968 pour finalement disparaître.

Selon Beaulieu (1988), le lac Saint-Louis abrite une ichthyofaune très variée incluant 77 espèces de poissons si l'on ajoute le bar blanc, l'omble de fontaine et le saumon coho à la liste proposée par Pageau *et al.* (1971) pour la période 1941-1971. À ce nombre, il faut additionner le naseux noir, recensé par Mongeau et Massé (1976) en 1965 et 1968, ce qui porte le total à 78 espèces (Armellin *et al.* 1994b). Nos pêches nous ont permis d'en capturer 40 (51 %), soit 36 sur la rive nord et 32 sur la rive sud (figure 21). Parmi ces espèces, on en compte six qui ont été capturées exclusivement au lac Saint-Louis (figures 11a et 11b). Trois sont peu abondantes et faiblement réparties, le malachigan, le méné à nageoires rouges et l'ombre de vase; deux sont abondantes et ont une meilleure répartition spatiale, le méné bleu et le méné paille; et enfin, l'anguille d'Amérique, omniprésente dans le fleuve, mais qui était peu susceptible à la capture par nos engins de pêche.

Dans les chenaux des îles de Sorel et de Berthier, Massé et Mongeau (1974) ont capturé 58 espèces à l'été 1971, soit 18 de plus que nos pêches de l'été 1995 (figure 21). À l'exception du crayon d'argent et du saumon chinook (échappés des

Grands Lacs), toutes les espèces recensées en 1995 l'avaient aussi été en 1971. Remarquons que l'effort de pêche a été nettement plus exhaustif en 1971 où un total de 663 stations ont été échantillonnées (369 au filet; 294 à la seine) comparativement à 80 stations en 1995 (40 au filet; 40 à la seine). Par ailleurs, la zone couverte en 1971 inclut les îles de Sorel qui, mis à part les îles de Grâce et Lapierre, n'ont pas été échantillonnées en 1995, ce qui fait que les résultats ne sont pas directement comparables. En dernier lieu, certaines différences existent au niveau des engins de pêche utilisés pour les deux études; elles sont les mêmes que pour le lac Saint-François.

Au lac Saint-Pierre, un total de 45 espèces ont été dénombrées à l'été 1972, en excluant celles capturées uniquement aux embouchures des affluents (Massé et Mongeau 1974). Considérant l'ampleur de l'échantillonnage de 1972 (473 stations de pêche) comparativement à 1995/1997 (105 stations), nous jugeons satisfaisant le fait de n'avoir capturé que cinq espèces de moins (figure 21). Toutefois, même si les nombres sont comparables, certaines espèces recensées historiquement ne l'ont pas été récemment; l'inverse est également vrai. Parmi les espèces nouvellement identifiées au lac Saint-Pierre, on compte le maskinongé et le grand corégone qui avaient été capturés uniquement dans l'archipel du lac Saint-Pierre en 1971 (Massé et Mongeau 1974) ainsi que le crayon d'argent, recensé pour la première fois au lac Saint-Pierre par Leclerc (1990) et capturé à nouveau en 1995/1997. En dernier lieu, Massé et Mongeau (1974) et Leclerc (1990) attribuent la richesse spécifique moindre du lac Saint-Pierre à un milieu moins diversifié que les chenaux de l'archipel, une observation confirmée par la représentation du nombre d'espèces par segments (figure 19) mais non par secteurs (figure 21). Si l'on effectue la moyenne du nombre d'espèces des segments de l'archipel, et des rives nord et sud du lac Saint-Pierre, on obtient des valeurs respectives de 32, 20 et 22 espèces qui diffèrent largement des valeurs de 40, 37 et 37 espèces (figure 21) calculées pour l'ensemble du secteur. Cet écart indique une différence importante dans

la composition spécifique des segments du lac Saint-Pierre.

Dans le secteur Gentilly-Batiscan, nous avons recensé au total 39 espèces de poissons. Il n'existe toutefois pas d'autres études sur la richesse spécifique correspondant à ces limites géographiques qui nous permettent d'établir des comparaisons. Dans le secteur Grondines–Donnacona, nous avons dénombré 26 espèces en 1997, comparativement à 22 espèces en 1975 (Fournier et Deschamps 1997). Même si les engins de pêche utilisés étaient identiques pour les deux années, soit le filet maillant et la seine, les grandeurs de mailles, la durée de pêche ainsi que la disposition et la longueur des filets ont toutefois varié considérablement entre les deux campagnes d'échantillonnage, et d'une station à l'autre en 1975.

4.5 TOLÉRANCE À LA POLLUTION

Les poissons intolérants à la pollution sont généralement peu représentés sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent (figure 22a). Leur densité relative moyenne de 4 % est trois fois plus faible que sur la rive sud (13 %). Si les poissons intolérants sont mieux représentés sur la rive sud (figure 23a), les tolérants le sont aussi davantage avec une densité relative moyenne de 31 % comparativement à 21 % pour la rive nord. Par ailleurs, on constate aussi que l'abondance relative des intolérants est plus faible, voire même nulle, dans l'estuaire fluvial relativement au tronçon fluvial.

4.5.1 PAR SEGMENTS

Au lac Saint-François, les poissons intolérants à la pollution sont absents ou presque des segments de la rive nord où on ne les trouve que dans des proportions variant de 0 % à < 1 % (figure 22a; annexe 8). Sur la rive sud, par contre, leur abondance relative oscille entre < 1 % et 43 % et les segments 215S et 237S sont ceux où ils sont le mieux représentés (figure 22b; annexe 8). Cette

forte représentativité est attribuable à la présence d'une seule espèce, le méné pâle.

Sur la rive nord du lac Saint-Louis, la proportion d'intolérants (< 2 %) est en général aussi faible que sur la rive nord du lac Saint-François, à l'exception du segment 274N où elle atteint 25 % (figure 22a; annexe 8). Ce segment est représenté par trois espèces intolérantes à la pollution, mais c'est la forte densité du museau noir (79 PUE; annexe 6a) qui contribue le plus à ce pourcentage élevé. Par ailleurs, la quasi-totalité des museaux noirs (99 %) ont été capturés à la station S29 située dans la Grande Anse de l'île Perrot (figure 4), dans la masse d'eau des Grands Lacs. Les autres ont été capturés à proximité, aux stations S28 et S30 (figure 4). Un grand nombre de museaux noirs ont aussi été capturés sur la rive sud du lac Saint-Louis, au nord des îles de la Paix (station S13). Selon Scott et Crossman (1973), ce cyprin préfère les eaux claires et tranquilles des baies et cours d'eau herbeux, peu profonds, et à fond de sable ou de gravier, des milieux abondants au lac Saint-Louis

La rive sud du lac Saint-Louis est peut-être le seul endroit du fleuve où un signal clair de pollution est observé. En aval du rejet d'un établissement industriel et de la confluence de la rivière Saint-Louis qui véhicule la pollution résiduelle de deux autres entreprises industrielles polluantes (segment 274S), la densité relative des poissons tolérants augmente de 42 % par rapport au segment situé en amont (267S) (figure 23a; annexe 8). Ce pic d'abondance des tolérants est accompagné d'une diminution de 62 % des poissons intolérants, ce qui dénote que le milieu est pollué. En effet, puisque les espèces tolérantes à la pollution sont présentes tant dans les milieux naturels que dégradés, c'est donc seulement lorsque leur présence se combine à l'absence (Cairns et Dickson 1971) ou à une faible proportion (Smith *et al.* 1994) d'espèces intolérantes que le milieu est dégradé. Les espèces intolérantes sont quasiment disparues du milieu au segment 274S, où elles ne sont plus

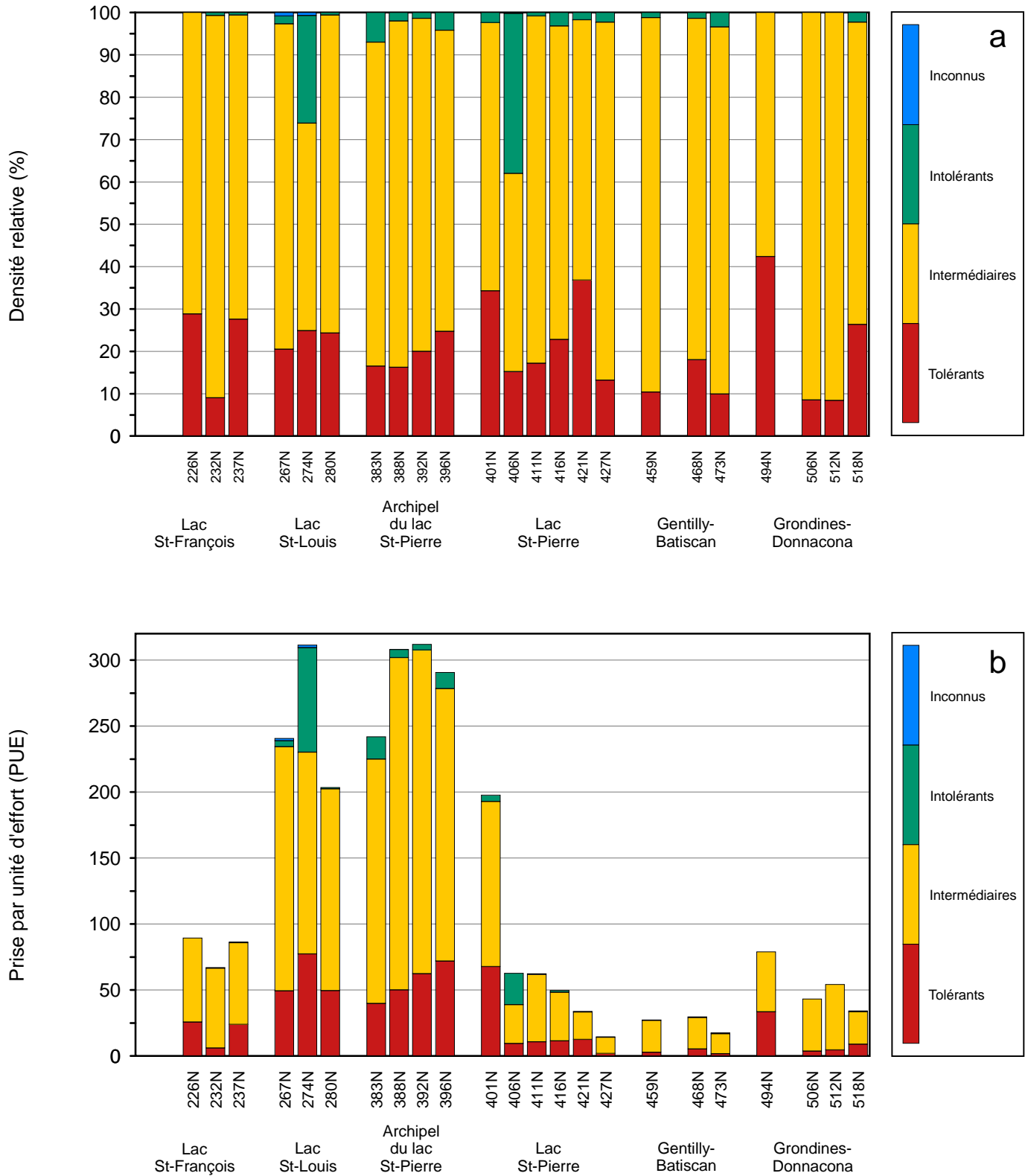


Figure 22. Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur tolérance à la pollution pour les différents segments de la rive nord du fleuve Saint-Laurent

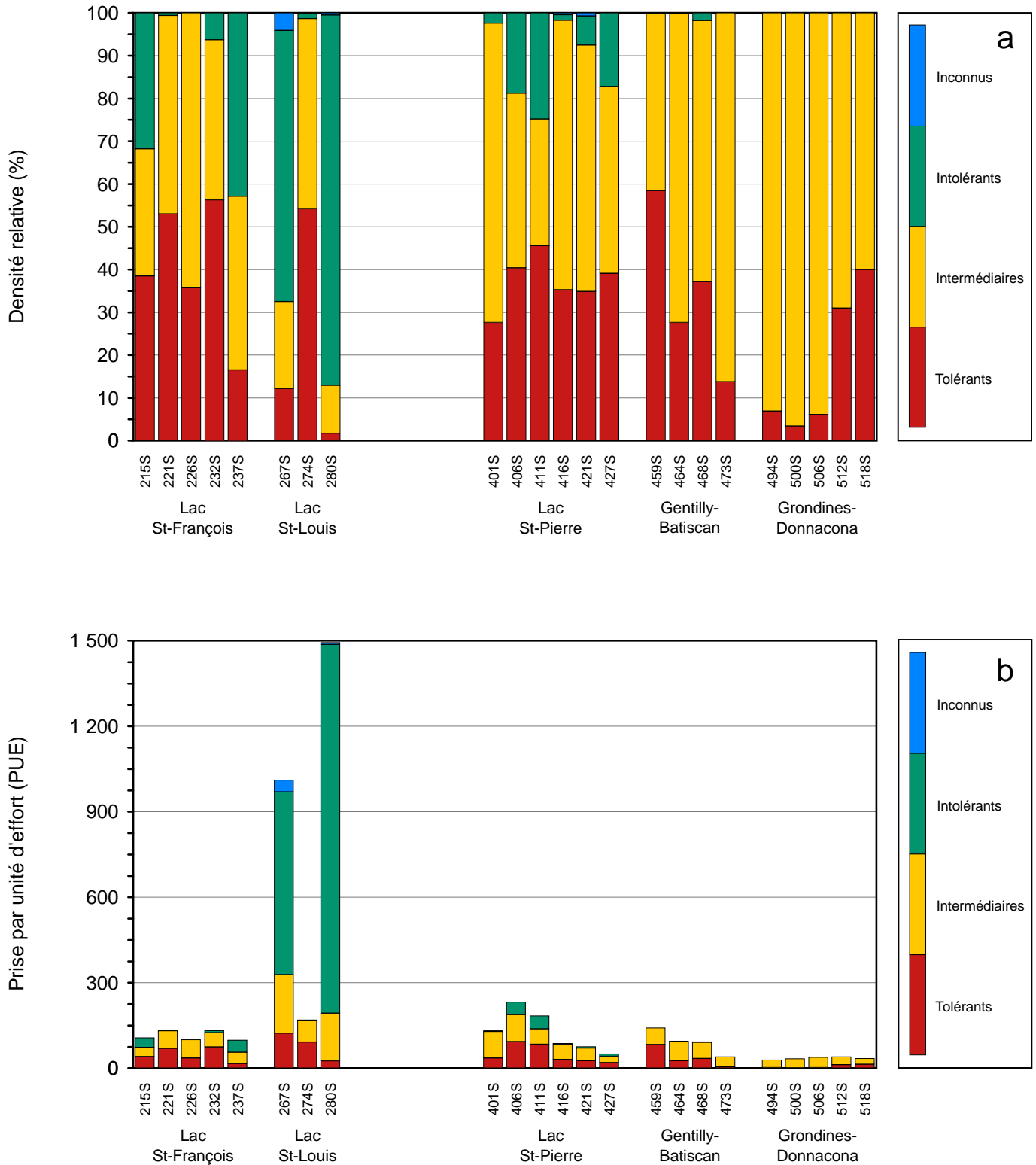


Figure 23. Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur tolérance à la pollution pour les différents segments de la rive sud du fleuve Saint-Laurent

représentées que dans une proportion de 1 % (figure 23a; annexe 8). Karr *et al.* (1986) ont démontré qu'elles étaient les premières à disparaître à la suite d'une dégradation de la qualité de l'eau, de l'habitat ou d'une combinaison des deux. L'impact de la pollution observé au segment 274S est suivi d'une récupération plus loin en aval, au segment 280S, où l'abondance relative des tolérants diminue de 53 % et celle des intolérants augmente de 85 % pour atteindre des proportions respectives de 2 % et 86 % (figure 23a; annexe 8).

Tel que discuté à la section 4.1.1, on attribue les fortes proportions d'intolérants aux segments 267S et 280S, surtout aux densités élevées du méné pâle (616 PUE et 1294 PUE respectivement; annexe 6b), une espèce au comportement grégaire. Toutefois, le fait d'en avoir capturé un petit nombre (23) au segment 274S (figure 2) semble indiquer que le grégarisme n'est pas le seul facteur mis en cause et que la dégradation du milieu pourrait jouer un rôle important. La contamination de l'eau, des sédiments et des organismes (benthos, poisson) dans le secteur des îles de la Paix est largement documentée (Désilets et Langlois 1989; Rondeau 1993 cité par Willsie et Costan 1996; Désy *et al.* 2000; Willsie et Costan 1996; Laliberté, en préparation). Les courants sont très faibles dans cette partie du lac et environ 1 % du débit du Saint-Laurent vient s'écouler au sud des îles de la Paix (Sérodes et Talbot 1980). Ainsi, les eaux contaminées de la rivière Saint-Louis ne se diffusent pas vers le large du lac mais sont rabattues sur la rive sud et s'acheminent vers le chenal situé au sud des îles de la Paix (Sérodes et Talbot 1980). Si l'on interprète l'information sur la diffusion et le mélange des eaux de la rivière Saint-Louis en fonction des sites de capture du méné pâle, on constate qu'au segment où se jette la rivière Saint-Louis (267S), aucun spécimen n'a été capturé aux stations pêchées à la seine en bordure de rive (S1 et S2; figure 2). Par ailleurs, on a recensé neuf spécimens à la station S12, légèrement en retrait de la rive, et 3 869 spéci-

mens à la station S11, au nord d'une petite île au large. Ces résultats concordent avec le rabattement du panache de la rivière Saint-Louis le long de la rive. Plus loin en aval, au segment 274S, le méné pâle a été capturé uniquement à la station S19 (23 spécimens), éloignée d'environ 2 km de la rive. Encore une fois, cette observation semble correspondre avec l'élargissement progressif du panache de la rivière Saint-Louis à la suite de son mélange avec les eaux du lac.

Aux segments de l'archipel du lac Saint-Pierre, les proportions de poissons tolérants (16 % à 25 %) sont similaires à celles de la rive nord des lacs Saint-François et Saint-Louis, en amont (figure 22a; annexe 8). Quant aux intolérants, ils sont représentés à tous les segments dans des proportions variant entre 1 % et 7 % et par une variété d'espèces, soit cinq parmi les six recensées dans le Saint-Laurent. Au nord du lac Saint-Pierre, la densité relative des poissons tolérants est légèrement plus élevée aux segments 401N (34 %) et 421N (37 %) (figure 22a; annexe 8). Toutefois, dans le cas du segment 421N, cette augmentation est plutôt un artefact d'une densité totale faible (34 PUE) (figure 22b). Ainsi, une légère variation des PUE peut se traduire par une différence importante au niveau des densités relatives. Les intolérants sont représentés à tous les segments de la rive nord du lac Saint-Pierre dans des proportions (1 % à 3 %) généralement aussi faibles que pour l'archipel, sauf au segment 406N où un pic de 38 % est observé (figure 22a; annexe 8). C'est surtout la forte densité du méné d'herbe (21 PUE) près de l'embouchure de la rivière du Loup (station S5; figure 5) qui contribue à ce pourcentage élevé. Sur la rive sud du lac Saint-Pierre, les intolérants sont représentés à tous les segments dans des proportions (1 % à 25 %) qui sont, en général, supérieures à celles de la rive nord (figures 22a et 23a). Les proportions les plus élevées sont observées pour les segments 406S (19 %) et 411S (25 %), dominés surtout par le méné d'herbe, ainsi que pour le segment 427S (17 %), où le méné pâle est l'espèce la mieux représentée. La densité totale

du segment 427S est toutefois au moins trois fois plus faible que celle des deux autres segments (figure 23b), ce qui augmente la variabilité. Le segment situé à la confluence des rivières Yamaska et Saint-François (401S) est l'un de ceux avec la plus faible proportion d'intolérants (2 %). Sa proportion de tolérants (28 %) est toutefois comparable à celle des autres segments (28 % à 46 %) (figure 23a; annexe 8). Remarquons que ce segment compte aussi un faible nombre de stations (cinq; tableau 2). L'abondance relative maximale des tolérants est observée pour le segment 411S mais n'est pas nécessairement indicative de dégradation puisque ce segment compte aussi la plus forte proportion d'intolérants (25 %).

Dans le secteur Gentilly-Batiscan, les intolérants sont faiblement représentés, tant sur la rive nord que sur la rive sud, où ils varient dans des proportions de 0 % à 2 % (figures 22a et 23a). Les seules espèces représentées sont la laquaiche argentée (rives nord et sud) et le fouille-roche gris (rive sud). Sur la rive nord, la densité relative des tolérants (10 % à 18 %) se compare à celle des autres secteurs. Cette observation est généralement vraie aussi pour la rive sud (14 % à 28 %), sauf pour le segment 459S où la proportion de poissons tolérants atteint un sommet de 59 %. Les espèces qui contribuent le plus à ce fort pourcentage sont le fondule barré (24 PUE), le méné jaune (21 PUE) et le raseux-de-terre gris (21 PUE) (annexe 6b). La présence des deux premières espèces ne semble pas liée à l'effluent thermique puisqu'elles ont été capturées majoritairement en amont, aux stations S1 et F1 (figure 6). Quant au raseux-de-terre gris, il a été trouvé à des stations situées dans le panache de l'effluent (S3 et S4) mais on l'a aussi capturé en amont (S1) et sur les battures (S22 et S23) (figure 6). Remarquons toutefois que la température n'est pas un facteur pris en compte pour classer les espèces en fonction de leur tolérance à la pollution, ce qui explique pourquoi les résultats obtenus ne reflètent pas nécessairement un impact de pollution thermique. La forte propor-

tion de poissons tolérants au segment 459S peut être attribuable aux caractéristiques d'habitat particulières à la partie aval du quai de Bécancour et/ou à la pollution résiduelle de la rivière Bécancour et du parc industriel de Bécancour. Une étude de l'hydrodynamique du futur effluent industriel de l'entreprise Tioxide Canada Inc. a montré que bien que la majeure partie de la rhodamine (colorant) contourne le quai pour se diffuser vers le large, une portion était rabattue sur la rive sud, à l'amont et à l'aval du quai, sous la forme d'une gyre (André Thibault, ministère de l'Environnement du Québec, comm. pers.).

Finalement, les intolérants sont absents du secteur Grondines-Donnacona sauf pour le segment 518N où ils sont représentés dans une proportion de 2 % (figures 22a et 23a). Les conditions de vie difficiles de ce secteur fortement affecté par la marée pourraient, en partie, être à l'origine d'une plus faible représentativité des intolérants. Les espèces intolérantes à la pollution regroupent plusieurs membres de la famille des cyprinidés dont la limite est de répartition dans le Saint-Laurent est située en amont de Grondines. Même à de faibles densités, la présence du fouille-roche gris et de la laquaiche argentée au segment 518N, confirme qu'il est possible de trouver des espèces intolérantes dans ce secteur du fleuve. Certaines ont décliné et au moins une a disparu (le bar rayé (*Morone saxatilis*)) à la suite des travaux d'élargissement du chenal maritime ou de construction du quai de Portneuf (Robitaille *et al.* 1988). Sur la rive nord, la plus forte proportion de tolérants est observée pour le segment 494N (42 %) (figure 22a). Elle ne semble pas être attribuable à une faible densité totale puisque ce segment est celui de la rive nord qui compte la plus forte densité (figure 22b). Il est possible que ce pourcentage élevé reflète des conditions d'habitat particulières ou soit lié à l'érosion des rives. Grondines est la municipalité du secteur dont la rive est la plus érodée (43,1 %) (Armellin et Mousseau 1998). Dans le Saint-Laurent, le batillage constitue un facteur important d'érosion

des berges (Faivre et Bouchard 2001), laquelle en retour contribue à accroître la turbidité et la sédimentation. Plusieurs espèces de poissons sont intolérantes à la turbidité et à la sédimentation et s'en trouvent affectées, soit directement, par le tort physique qui leur est causé, ou indirectement, par la destruction de leur habitat (Clark *et al.* 1985). Par exemple, un changement dans la composition des espèces, en vertu duquel les espèces intolérantes à la turbidité et à la sédimentation sont remplacées par d'autres tolérantes, a souvent été observé (Marsh et Luey 1982; Menzel *et al.* 1984; Clark *et al.* 1985; Larsen *et al.* 1986; Allan et Flecker 1993).

Sur la rive sud, la densité relative des tolérants enregistrée aux segments 494S à 506S (3 % à 7 %) est parmi les plus faibles observées de ce côté du fleuve (figure 23a; annexe 8). Les fortes densités de raseux-de-terre gris font en sorte que la proportion de tolérants quintuple aux segments 512S (31 %) et 518S (40 %). Ces chiffres doivent toutefois être interprétés avec prudence en raison des faibles densités totales sur cette rive (29 à 38 PUE; figure 23b) qui peuvent engendrer une grande variabilité.

4.5.2 PAR SECTEURS

La présentation des résultats par secteurs (figures 24a et 25a; annexe 9) n'apporte pas véritablement d'élément nouveau qui n'ait pas déjà été discuté. Au contraire, la résolution moins fine ne permet pas de détecter, par exemple, le signal de pollution en aval de la zone de confluence de la rivière Saint-Louis (figure 25a), ce que permet l'analyse par segments (figure 23a).

4.6 COMPOSITION TROPHIQUE

La variation spatiale de la densité relative des poissons omnivores (figures 26a et 27a) est généralement similaire à celle des tolérants dans le fleuve Saint-Laurent car cinq des huit espèces omnivores sont aussi tolérantes à la pollution. On observe d'ailleurs une corrélation positive entre

les deux variables ($\tau = 0,5$; $p = 0,0001$; $n = 46$). Tel que mentionné à la section 3.3.1.9, une augmentation de la proportion d'omnivores dans un système dénote ordinairement une dégradation du milieu (Karr 1981; Karr *et al.* 1986; Gray 1989). Leur grande plasticité alimentaire leur permet de dominer le milieu, au détriment des spécialistes, face à la raréfaction de certaines ressources spécifiques. De façon générale, les omnivores sont davantage représentés sur la rive sud que sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent (figures 26a et 27a) où leurs densités relatives moyennes s'élèvent à 17 % et 12 % respectivement.

Les cyprinidés insectivores sont aussi mieux représentés sur la rive sud avec une densité relative moyenne de 21 % comparativement à 14 % pour la rive nord. Sur la rive nord, ils sont surtout circonscrits entre le lac Saint-Louis et le milieu du lac Saint-Pierre alors que sur la rive sud, ils sont davantage répartis dans l'ensemble des secteurs (figures 26a et 27a). Nous mentionnions à la section 3.3.1.9 les propos de Karr *et al.* (1986) à l'effet que la densité relative des cyprinidés insectivores diminue avec une dégradation de la qualité de l'eau ou de l'habitat. Dans une étude de la rivière Yamaska, La Violette (1999) a confirmé que les cyprinidés insectivores constituaient de bons indicateurs, du moins de pollution urbaine et agricole. En effet, leur proportion était inversement corrélée à certaines variables associées à la détérioration de la qualité de l'eau (azote, DBO5, coliformes fécaux) et aux pratiques agricoles intensives (proportion de la superficie du bassin en cultures à grand interligne).

Les piscivores ont une représentativité comparable d'une rive à l'autre où des proportions moyennes respectives de 12 % et 11 % sont observées sur les rives nord et sud. Une communauté saine et diversifiée sur le plan trophique inclut des populations robustes et en santé de prédateurs piscivores (e.g. achigans, dorés, brochets) (Karr *et al.* 1986). En dernier lieu, les invertivores et les

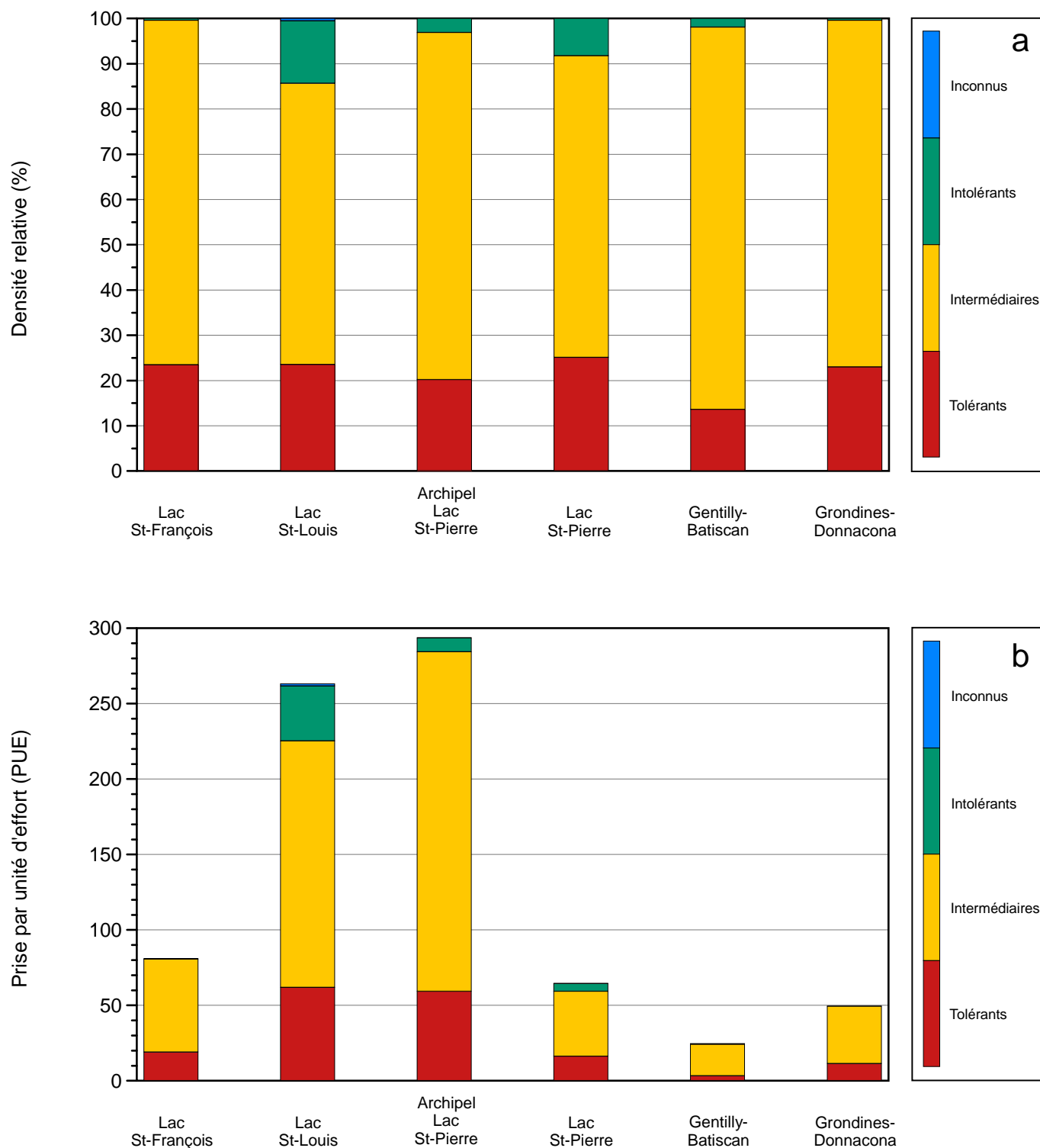


Figure 24. Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur tolérance à la pollution pour les différents secteurs de la rive nord du fleuve Saint-Laurent

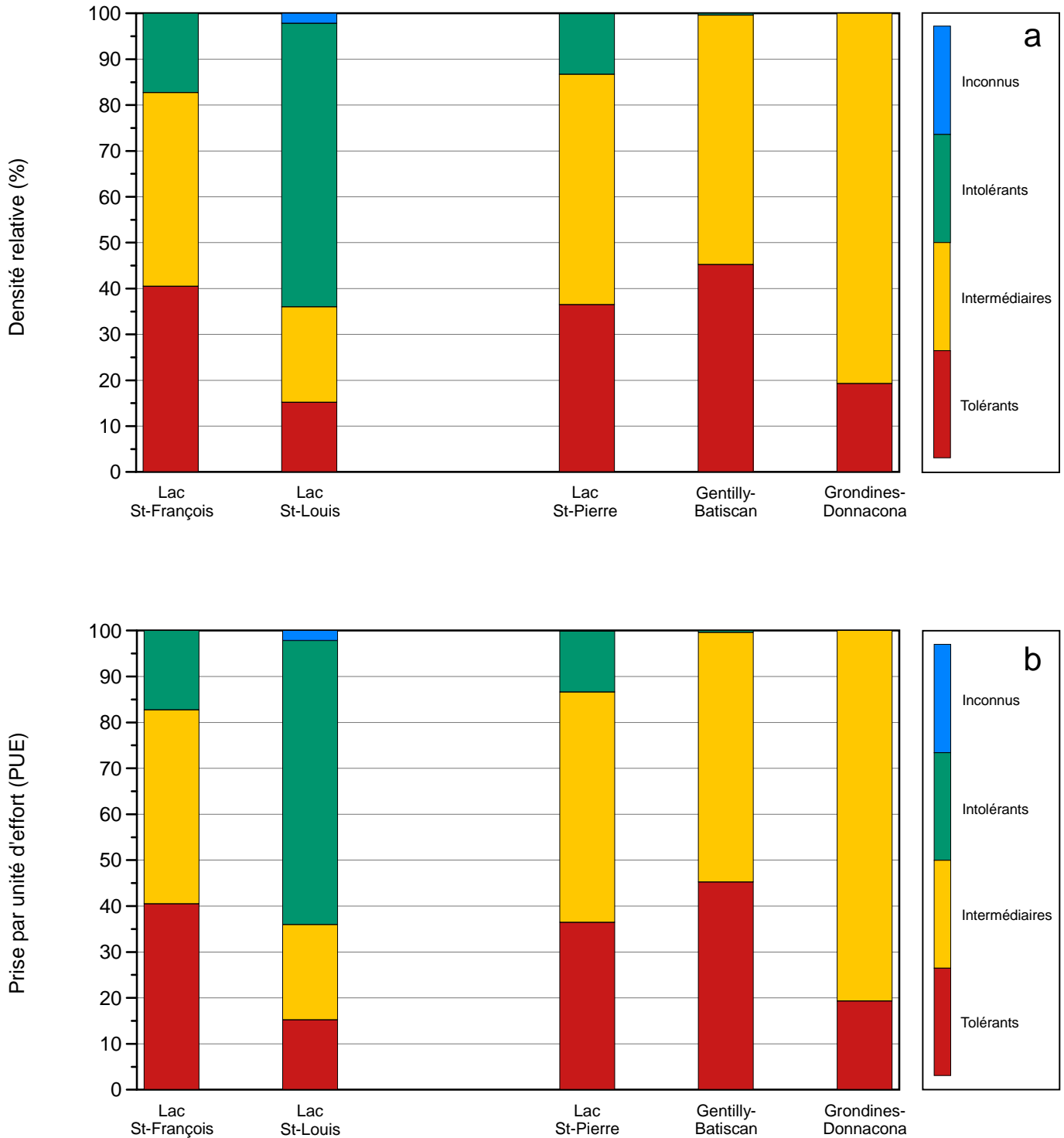


Figure 25. Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur tolérance à la pollution pour les différents secteurs de la rive sud du fleuve Saint-Laurent

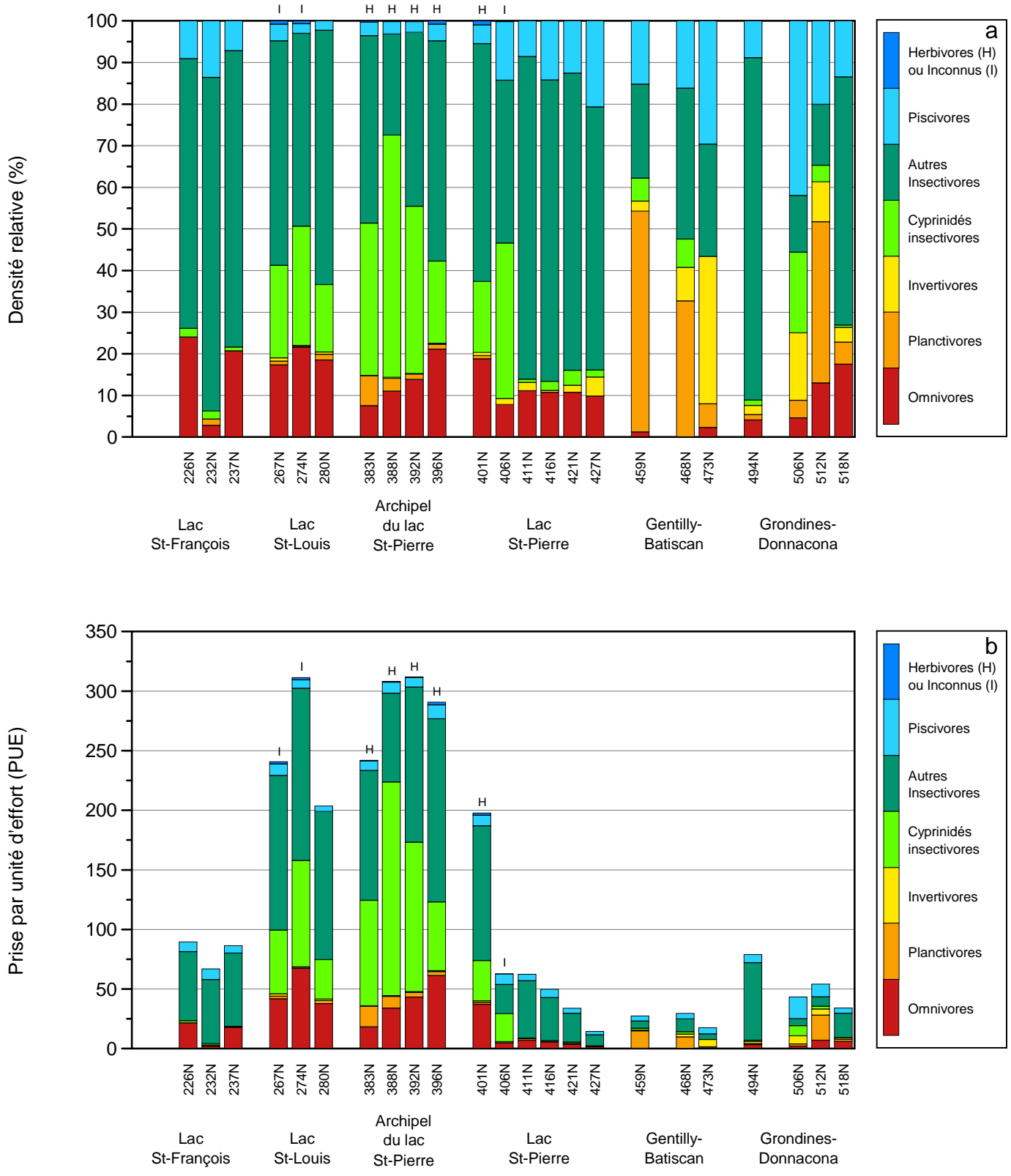


Figure 26. Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur niveau trophique pour les différents segments de la rive nord du fleuve Saint-Laurent

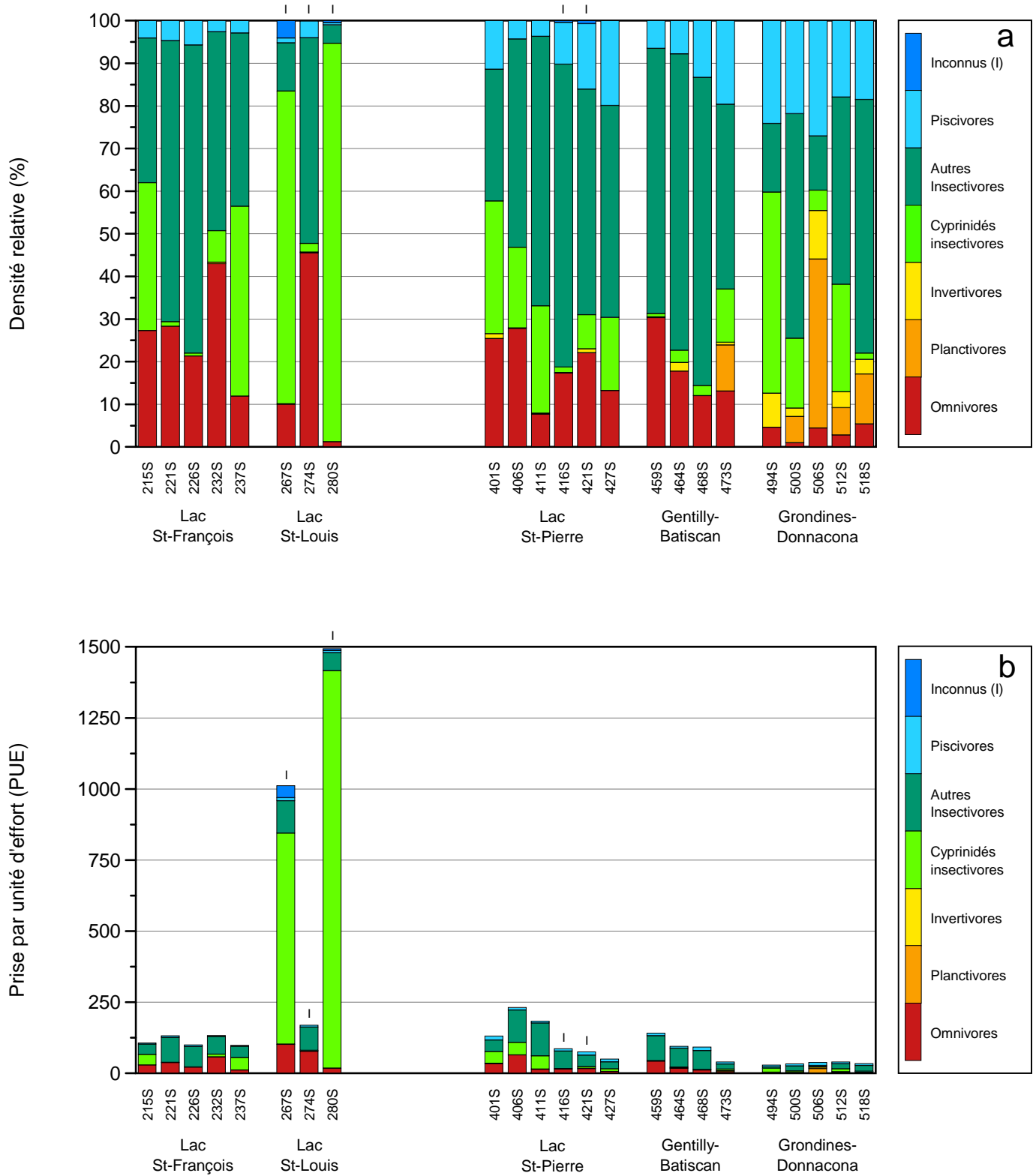


Figure 27. Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur niveau trophique pour les différents segments de la rive sud du fleuve Saint-Laurent

planctivores ont une abondance relative nettement plus élevée dans l'estuaire fluvial que dans le tronçon fluvial (figures 26a et 27a).

4.6.1. PAR SEGMENTS

Au lac Saint-François, une diminution locale de la proportion d'omnivores de 21 % est observée au segment 232N (figure 26a; annexe 10). Cette baisse est analogue à celle observée pour les tolérants (figure 22a) et reflète la disparition du ventre-pourri et du meunier noir ainsi que la plus faible densité du méné jaune (annexe 6a). L'un des deux pics d'omnivores les plus importants du fleuve (43 %) est celui du segment opposé (232S) où on trouve une forte abondance du ventre-pourri (figure 27a; annexe 6b). À l'instar des intolérants, les cyprinidés insectivores sont presque absents des segments de la rive nord (< 1 % à 2 %) alors que sur la rive sud, leur densité relative est généralement plus élevée (< 1 % à 45 %) (figures 26a et 27a; annexe 10). C'est aux segments 215S et 237S que les cyprinidés insectivores sont les mieux représentés. En revanche, la rive nord compte une proportion de piscivores (7 % à 14 %) supérieure à celle de la rive sud (4 % à 6 %).

Sur la rive nord du lac Saint-Louis, la densité relative des omnivores (17 % à 22 %) est similaire à celle de la rive nord du lac Saint-François. Les cyprinidés insectivores sont, par contre, beaucoup mieux représentés (16 % à 29 %). Les espèces les plus abondantes, sont, selon les segments, le queue à tache noire, le méné émeraude, le museau noir et le méné bleu (annexe 6a). Les piscivores sont plus faiblement représentés que sur la rive nord du lac Saint-François (figure 26a) mais les PUE des piscivores sont comparables pour les deux secteurs (figure 26b). Toutefois, les densités totales deux à trois fois plus élevées au lac Saint-Louis se traduisent par des densités relatives plus faibles. Sur la rive sud du lac Saint-Louis, l'augmentation de 35 % de la proportion des omnivores au segment 274S combinée à la quasi-disparition des cyprinidés insectivores montre,

une fois de plus, l'impact de la pollution en aval de la zone de confluence de la rivière Saint-Louis (figure 27a). La récupération du milieu, plus loin en aval au segment 280S, est illustrée par la faible proportion d'omnivores (1 %) et le fort pourcentage de cyprinidés insectivores (94 %). Aux segments 267S et 280S, le méné pâle représente respectivement 83 % et 93 % des PUE des cyprinidés insectivores mais d'autres espèces (méné paille, museau noir) contribuent aussi aux densités relatives élevées de ce groupe trophique.

Dans l'archipel du lac Saint-Pierre, les proportions d'omnivores sont similaires à celles des lacs Saint-François et Saint-Louis (figure 26a). Les cyprinidés insectivores sont largement représentés avec des densités relatives de 20 % à 58 % (annexe 10). Au nord du lac Saint-Pierre, l'abondance relative des cyprinidés insectivores demeure élevée dans les deux premiers segments (17 % et 37 %). Elle diminue toutefois de façon très nette à partir du segment 411N et se maintient entre < 1 % et 4 % jusqu'à l'exutoire du lac. Les segments 416N à 427N ont cependant une densité totale faible (< 50 PUE) qui peut se traduire par une grande variabilité au niveau des densités relatives (figure 26b). Les proportions de piscivores (5 % à 21 %) sont généralement comparables à celles du lac Saint-François (7 % à 14 %) mais sont plus élevées que celles observées au lac Saint-Louis et pour l'archipel du lac Saint-Pierre (2 % à 4 %). Les PUE des piscivores sont semblables pour les lacs Saint-Louis et Saint-Pierre mais les densités totales plus faibles de ce dernier résultent en de plus fortes densités relatives (figure 26b). Du côté sud du lac Saint-Pierre, l'abondance relative des cyprinidés insectivores ne chute pas à mi-parcours mais demeure relativement importante (8 % à 31 %) sur toute son étendue (sauf pour le segment 416S; 1 %) (figure 27a; annexe 10). Les proportions de piscivores (4 % à 20 %) sont comparables à celles de la rive nord du lac Saint-Pierre mais sont généralement plus élevées que celles de la rive sud des lacs Saint-François et Saint-Louis (< 1 % à 6 %).

Sur la rive nord du secteur Gentilly-Batiscan, les omnivores atteignent les plus faibles proportions du fleuve (0 % à 2 %) (figure 26a). De même, les insectivores sont plus faiblement représentés. Ces deux groupes trophiques sont supplantés par les planctivores (6 % à 53 %) et les invertivores (2 % à 35 %), lesquels sont représentés chacun par une seule espèce, l'éperlan arc-en-ciel et l'esturgeon jaune, respectivement. Ce changement dans la composition trophique des espèces peut refléter un ou plusieurs des facteurs suivants, lesquels ne sont pas nécessairement indépendants les uns des autres : (1) le faible nombre de stations et la pêche moins systématique du secteur; (2) les faibles PUE totales et la variabilité inhérente associée aux densités relatives; (3) les caractéristiques d'habitat particulières (marées, vitesse du courant élevée, artificialisation de la rive, rareté des herbiers). En dernier lieu, il est possible que la présence des éperlans arc-en-ciel, tous des petits spécimens, résulte de la dérive de juvéniles en provenance de l'amont (Frédéric Lecomte, Université Laval, comm. pers.). Par ailleurs, il n'est pas impossible que les juvéniles puissent remonter en amont de l'estuaire moyen en exploitant les courants de marée, vers la fin de la saison de croissance. On en a d'ailleurs déjà capturé dans le passé, à la station de pêche expérimentale de l'Aquarium de Québec, en amont de Saint-Nicolas (Frédéric Lecomte, Université Laval, comm. pers.).

La rive sud de Gentilly-Batiscan affiche des proportions d'omnivores (12 % à 30 %) et de piscivores (7 % à 20 %) similaires à celles du lac Saint-Pierre. En revanche, les densités relatives des cyprinidés insectivores (< 1 % à 3 %) y sont généralement nettement plus faibles. Le segment 473S, avec 13 % de cyprinidés insectivores, fait exception à cette règle. Ce pourcentage pourrait toutefois être influencé par la faible densité totale du segment (40 PUE) et l'abondance peu élevée du méné émeraude (5 PUE) qui constitue l'unique espèce de ce groupe trophique. On ne saurait dire si c'est l'effluent thermique de Gentilly-2, la pollution

résiduelle du parc industriel de Bécancour ou la limite de répartition de certaines espèces qui est responsable de la faible représentativité des cyprinidés insectivores sur la rive sud du secteur Gentilly-Batiscan. Toutefois, certaines caractéristiques d'habitat communes entre la rive sud du lac Saint-Pierre et du secteur Gentilly-Batiscan (vastes superficies d'herbiers aquatiques, rives peu pentues) ne semblent pas favoriser les divergences observées.

Le secteur de Grondines-Donnacona se distingue par la coexistence de presque tous les groupes trophiques (figures 26a et 27a). Sur la rive nord, la proportion des omnivores augmente graduellement de l'amont vers l'aval (4 % à 18 %). On l'attribue à la présence de deux espèces uniquement, la barbue de rivière et le meunier noir. Les cyprinidés insectivores sont faiblement représentés (< 1 % à 4 %), sauf pour le segment 506N où un accroissement de l'abondance du méné émeraude contribue à hausser leur densité relative à 19 %. À l'instar de la rive nord du secteur Gentilly-Batiscan, les invertivores sont bien représentés (2 % à 16 %) dans ce secteur, surtout en raison de la présence de l'esturgeon jaune. Les proportions de planctivores oscillent entre 1 % et 39 % et c'est le gaspareau, plutôt que l'éperlan arc-en-ciel comme sur la rive nord de Gentilly-Batiscan, qui contribue le plus à ces forts pourcentages. La forte densité relative de piscivores (42 %) au segment 506N est attribuable à l'abondance élevée du doré noir (17 PUE). La faible densité totale de ce segment rend toutefois ce résultat difficilement interprétable. La rive sud du secteur Grondines-Donnacona compte les proportions d'omnivores les plus faibles de ce côté du fleuve (1 % à 5 %) (figure 27b). En revanche, c'est dans ce secteur que les invertivores (2 % à 11 %) et les planctivores (0 % à 40 %) sont le mieux représentés. On trouve aussi les cyprinidés insectivores à des densités relatives assez élevées (2 % à 47 %) et supérieures à celles de la rive sud de Gentilly-Batiscan. Finalement, on y rencontre les plus grandes proportions de piscivores de la rive sud (17 % à 27 %), lesquels

sont surtout représentés par le doré noir, l'achigan à petite bouche et le doré jaune. Il est possible cependant que les faibles densités totales de ce secteur rendent les densités relatives plus variables.

4.6.2 PAR SECTEURS

Sur la rive nord, il ressort clairement que les deux secteurs de l'estuaire fluvial ont une plus forte proportion d'invertivores, de planctivores et de piscivores (figure 28a; annexe 11). La densité relative des cyprinidés insectivores y est, par ailleurs, généralement moindre. Sur la rive sud, par contre, seul le secteur de Grondines–Donnacona compte une proportion plus élevée d'invertivores, de planctivores et de piscivores (figure 29a). Quant aux cyprinidés insectivores, leur abondance relative diminue de beaucoup au début de l'estuaire fluvial mais augmente à nouveau dans le secteur de Grondines–Donnacona, à un niveau comparable à celui des lacs Saint-François et Saint-Pierre. Les faibles valeurs de densités totales, particulièrement pour la rive nord de Gentilly-Batiscan (25 PUE; figure 28b) et la rive sud de Grondines–Donnacona (35 PUE; figure 29b), peuvent toutefois introduire une certaine variabilité au niveau des densités relatives; ces résultats doivent donc être interprétés avec prudence.

4.7 TYPES DE REPRODUCTION

4.7.1 PAR SEGMENTS

Les phytophiles sont bien représentés jusqu'au tiers du lac Saint-Pierre, sur la rive nord du Saint-Laurent (10 % à 43 %) (figure 30a; annexe 12). À partir du segment 411N, les espèces phytophiles — grand brochet, méné jaune, fondule barré, museau noir, méné pâle, menton noir et méné d'herbe — disparaissent ou ne sont plus que très faiblement réparties (0 % à 8 %). À partir de ce même endroit, l'abondance relative des lithopélagophiles s'accroît de façon très nette. Représentés dans des proportions variant de 4 % à 20 %

en amont du segment 406N, ils oscillent entre 13 % et 79 %, de ce point vers l'aval (figure 30a). On constate aussi une hausse de la densité relative des lithophiles à partir du segment 406N (figure 30a). Ce type de reproduction est uniquement représenté par trois espèces dans l'ensemble des secteurs pêchés, le chevalier rouge, l'omisco et le chevalier blanc. Les phytolithophiles sont généralement bien représentés sur l'ensemble de la rive nord, mis à part le secteur de Gentilly-Batiscan (1 % à 3 %) dû à une diminution des densités de perchaudes. Finalement, le méné émeraude, seul membre des pélagophiles, est surtout présent dans l'archipel du lac Saint-Pierre ainsi qu'au segment limitrophe entre l'archipel et le lac Saint-Pierre (401N) (13 % à 50 %).

Sur la rive sud, la représentation des phytophiles s'étend plus loin vers l'aval. On les trouve dans des proportions oscillant entre 9 % et 87 % jusqu'au premier segment du secteur Gentilly-Batiscan (459S) (figure 31a; annexe 12). Ce n'est que dans le secteur de Grondines–Donnacona que l'abondance relative des phytophiles est vraiment plus faible (0 % à 3 %) puisqu'aux autres segments du secteur Gentilly-Batiscan, on les observe encore dans des proportions variant entre 4 % et 13 %. On attribue cette diminution surtout à la disparition du grand brochet et du méné jaune. Par ailleurs, la densité relative des lithopélagophiles augmente graduellement de l'amont vers l'aval, le long de la rive sud. Des proportions faibles sont observées pour les lacs Saint-François et Saint-Louis (< 1 % à 6 %), moyennes pour le lac Saint-Pierre et le secteur Gentilly-Batiscan et élevées (16 % à 46 %), pour le secteur Grondines–Donnacona. Le queue à tache noire, le meunier noir et le doré jaune sont les espèces lithopélagophiles les mieux représentées dans les deux secteurs situés en amont. À ces espèces, s'ajoutent surtout l'esturgeon jaune, le doré noir et la laquaiche argentée, dans la partie médiane du fleuve, et le meunier rouge, dans le secteur le plus en aval. Tout comme pour la rive nord, la densité relative des lithophiles s'accroît à partir du lac Saint-Pierre et ce sont les mêmes espèces qui les

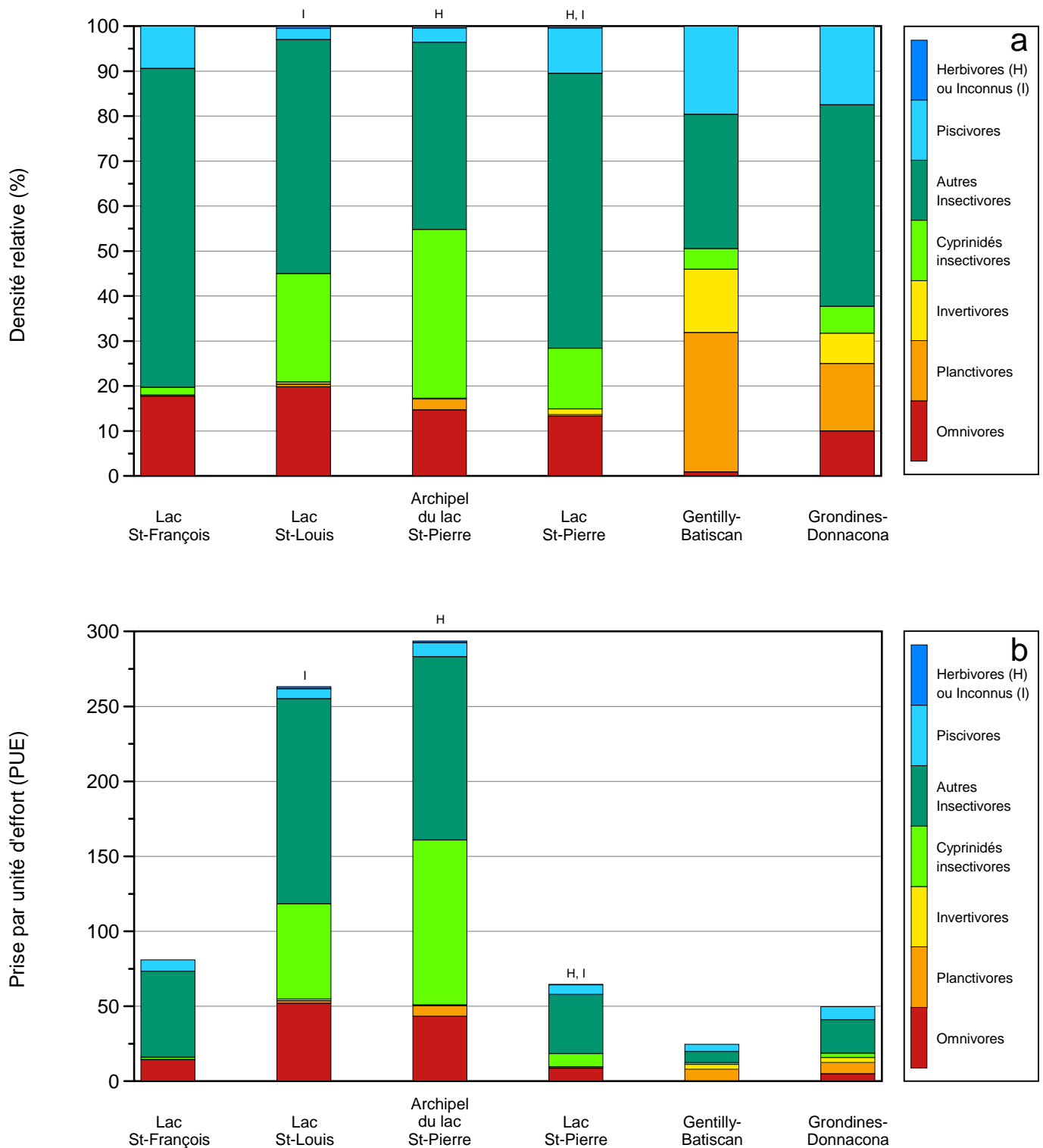


Figure 28. Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur niveau trophique pour les différents secteurs de la rive nord du fleuve Saint-Laurent

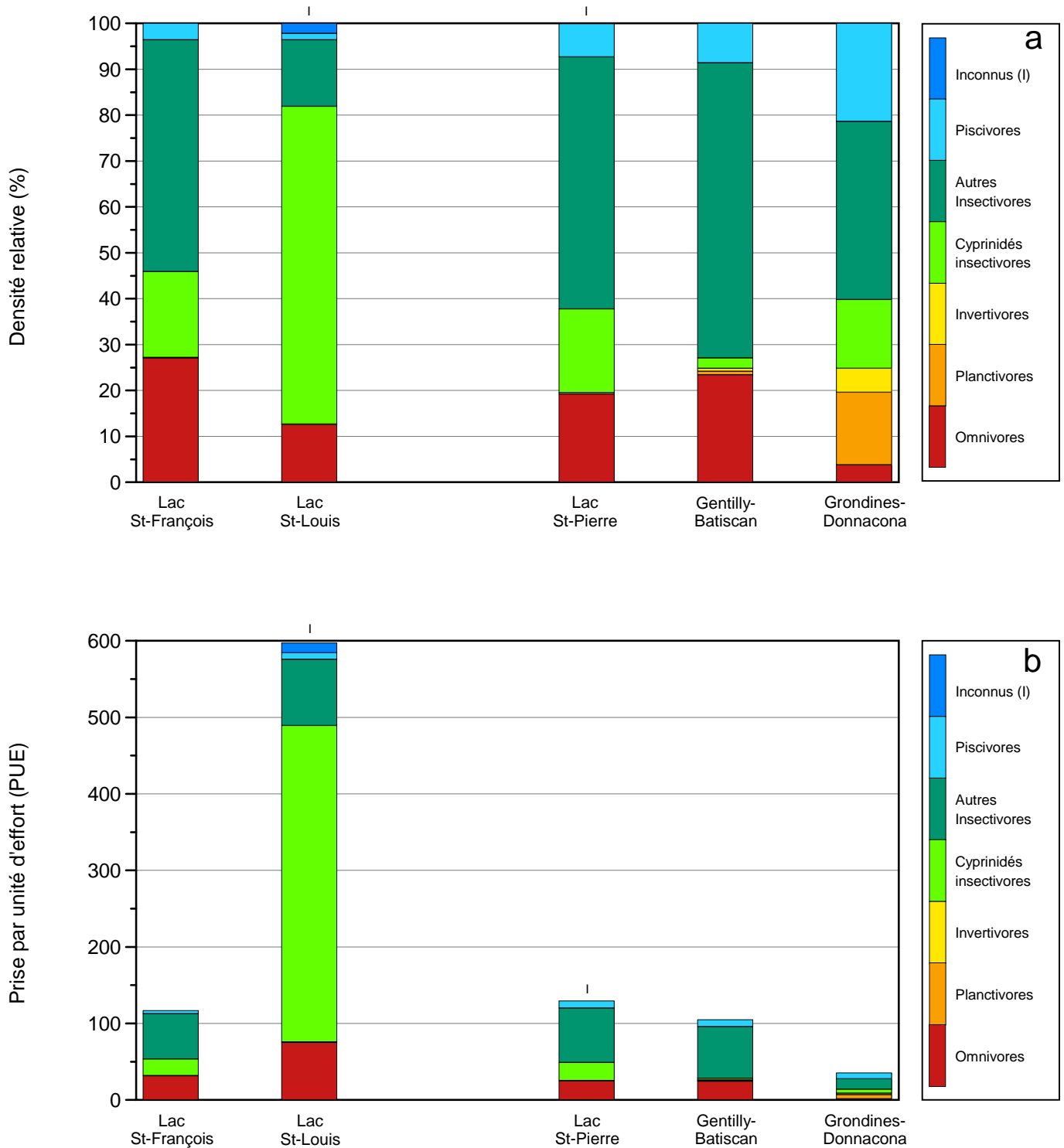


Figure 29. Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur niveau trophique pour les différents secteurs de la rive sud du fleuve Saint-Laurent

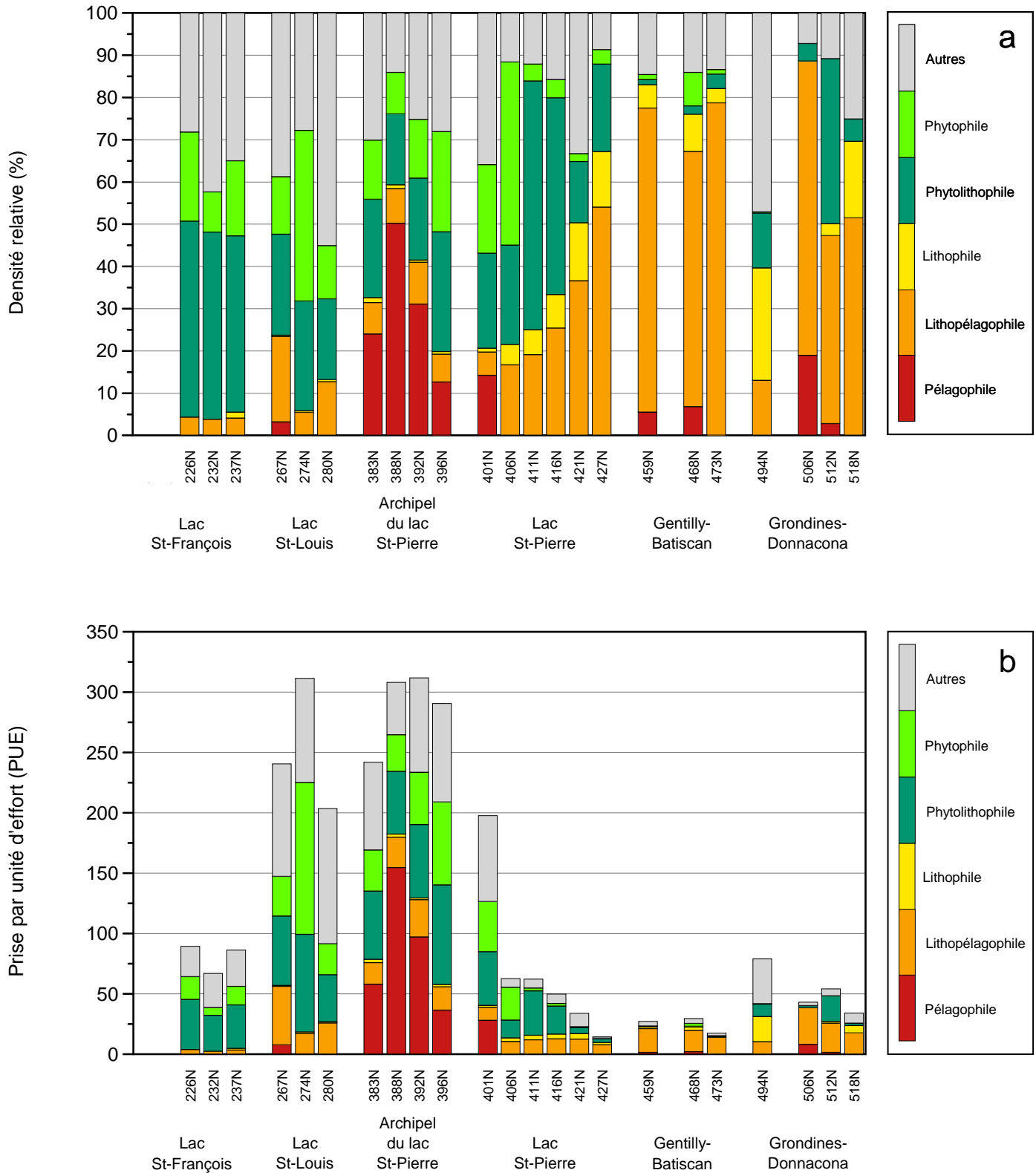


Figure 30. Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur type de reproduction pour les différents segments de la rive nord du fleuve Saint-Laurent

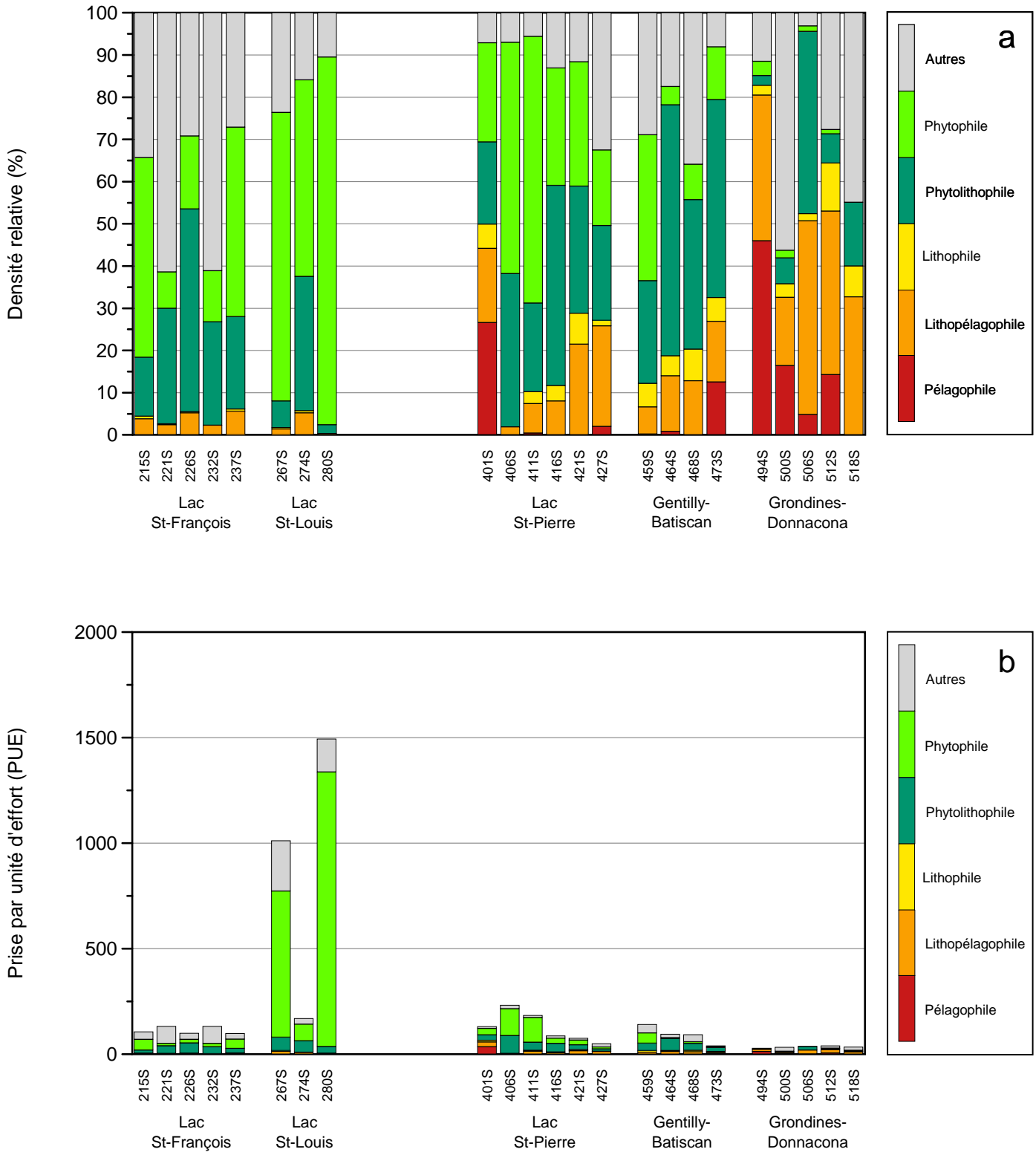


Figure 31. Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur type de reproduction pour les différents segments de la rive sud du fleuve Saint-Laurent

représentent. Les phytolithophiles ont une abondance relative assez élevée sur l'ensemble de la rive sud (figure 31a). On observe toutefois une substitution longitudinale des espèces de ce type de reproduction. Ainsi, le crayon d'argent est surtout représenté dans les secteurs situés en amont (lacs Saint-François et Saint-Louis), la carpe, dans ceux du lac Saint-Pierre et de Gentilly-Batiscan, et le gaspareau, dans celui de Grondines–Donnacona. Quant à la perchaude, elle domine jusqu'à la limite aval du secteur Gentilly-Batiscan. En dernier lieu, les pélagophiles, représentés uniquement par le méné émeraude, ont une densité relative élevée au premier segment du lac Saint-Pierre (401S) ainsi que dans le secteur de Grondines–Donnacona.

Sur la rive nord, les résultats obtenus semblent concorder avec la zone influencée par la marée. Ainsi, le mode de reproduction lithopélagophile paraît adapté aux conditions plutôt lotiques du secteur Gentilly-Batiscan et au marnage marégraphique important du secteur de Grondines–Donnacona. En revanche, les lacs fluviaux qui sont caractérisés par d'importantes superficies d'herbiers aquatiques et pour certains, par une plaine d'inondation, comptent davantage de phytophiles. On observe plus ou moins le même phénomène sur la rive sud, sauf que les conditions lentiques, les vastes superficies d'herbiers et la présence de battures dans le secteur Gentilly-Batiscan font en sorte que les phytophiles sont largement répartis, plus loin en aval.

Remarquons, en dernier lieu, que ces résultats peuvent être partiellement biaisés par le fait que, pour la plupart des espèces capturées, la période d'échantillonnage (automne) ne correspond pas à celle de la reproduction. Ainsi, la densité relative des espèces migratrices (e.g. l'esturgeon jaune) reflète, en partie, la qualité des frayères qui se trouvent à un endroit autre que leur lieu de capture. Il en est de même pour les espèces de poissons qui se reproduisent dans les affluents du fleuve.

4.7.2 PAR SECTEURS

Les résultats présentés par secteurs (figures 32 et 33; annexe 13) montrent les mêmes tendances que ceux rapportés par segments.

4.8 ANOMALIES EXTERNES

4.8.1 PAR SEGMENTS

4.8.1.1 DELT

Dans l'ensemble, le pourcentage des poissons affectés par des anomalies de type DELT dans le fleuve Saint-Laurent, est largement supérieur à celui attendu chez des communautés en santé (figure 34). D'après les critères établis à la section 3.3.1.9, seulement deux (4 %) des 49 segments ont des communautés en santé, dix (20 %) ont des communautés dont la santé est précaire et les trois-quarts (37 segments; 76 %), des communautés en mauvaise santé. Le portrait est similaire sur les deux rives qui affichent des proportions comparables de segments dans chaque classe de santé.

Au lac Saint-François, les communautés ichtyologiques les plus affectées sont celles des segments 215N (27 %) et 221N (21 %) (figure 34). Remarquons que le pourcentage d'anomalies est la seule variable pour laquelle nous avons des résultats pour ces segments qui ont été échantillonnés au filet seulement. Les stations d'échantillonnage sont cependant toutes localisées à proximité du chenal maritime, la zone riveraine étant située en Ontario, ce qui peut constituer un biais par rapport aux autres segments échantillonnés plus près des rives (figure 2). Aussi, le segment 215N ne compte que quatre stations, un effectif faible comparativement aux autres. De plus, les segments 232N et 237N, illustrés en noir à la figure 34a pour indiquer le rejet de certaines stations (voir section 3.3.1.8), sont aussi représentés par un faible nombre de stations (4 et 5 respectivement). En dépit de ces disparités, la diminution du pourcentage d'anomalies d'ouest en est, sur la rive nord du lac Saint-François,

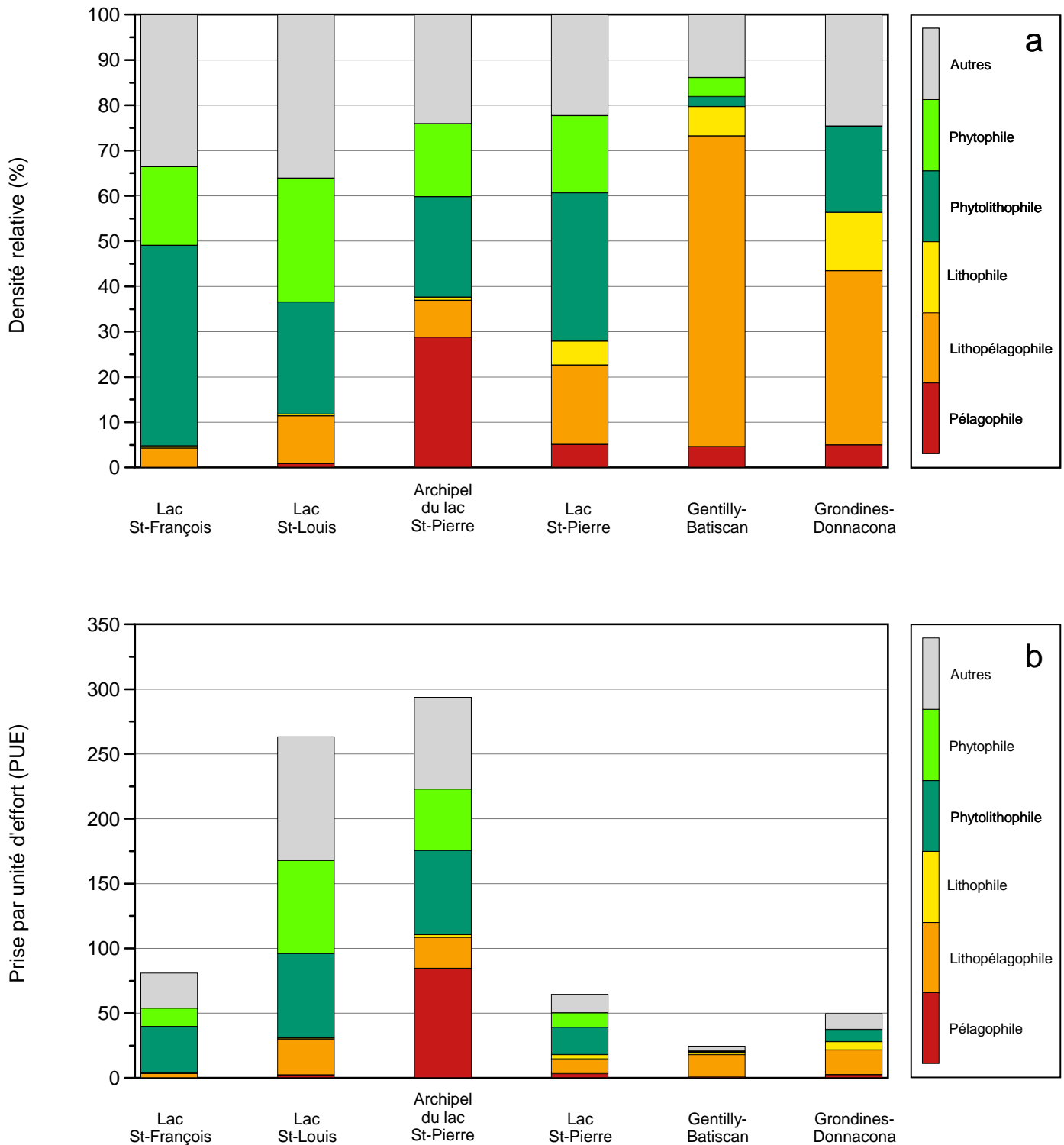


Figure 32. Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur type de reproduction pour les différents secteurs de la rive nord du fleuve Saint-Laurent

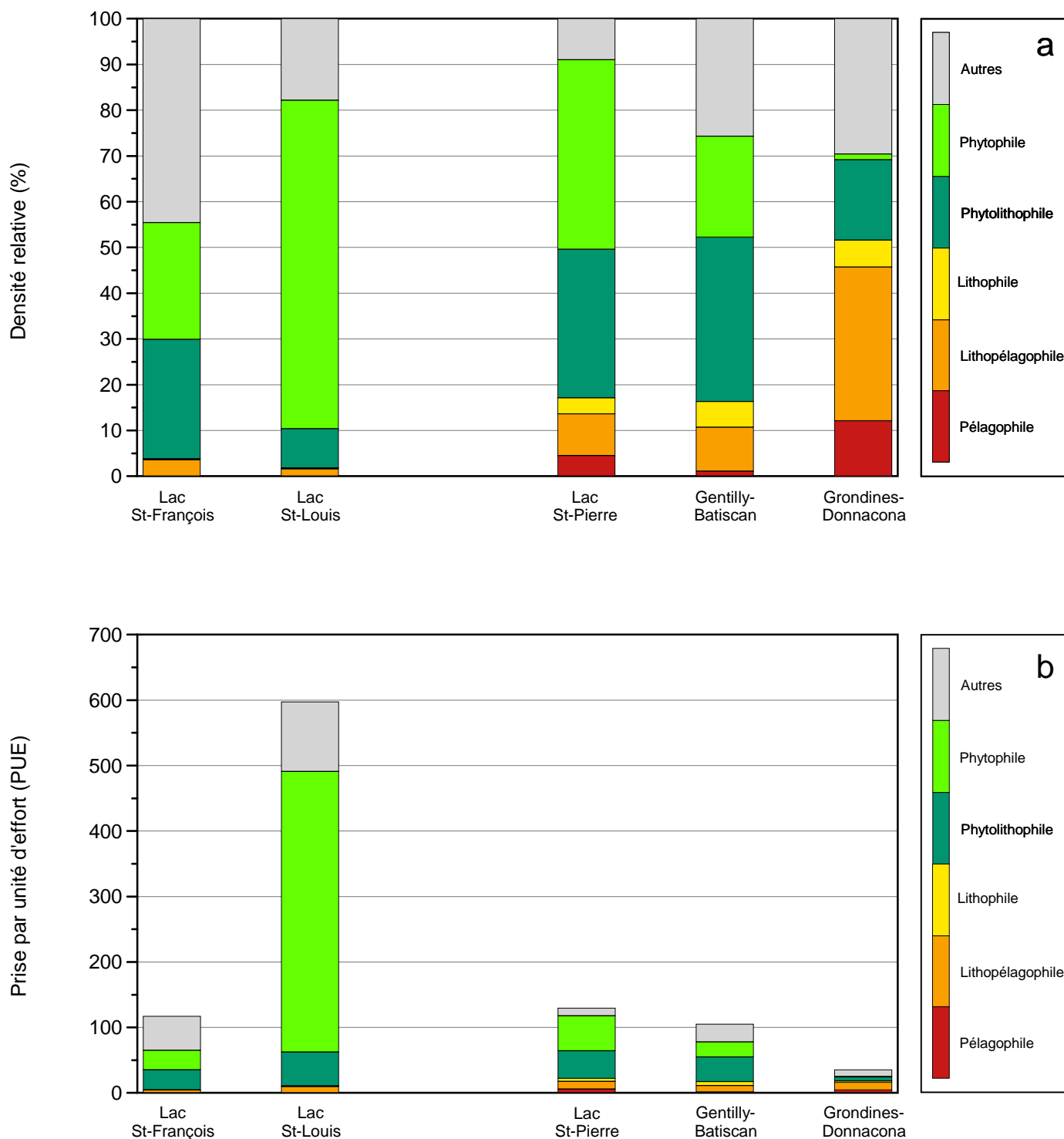


Figure 33. Variation spatiale de la densité relative (a) et des PUE (b) des poissons en fonction de leur type de reproduction pour les différents secteurs de la rive sud du fleuve Saint-Laurent

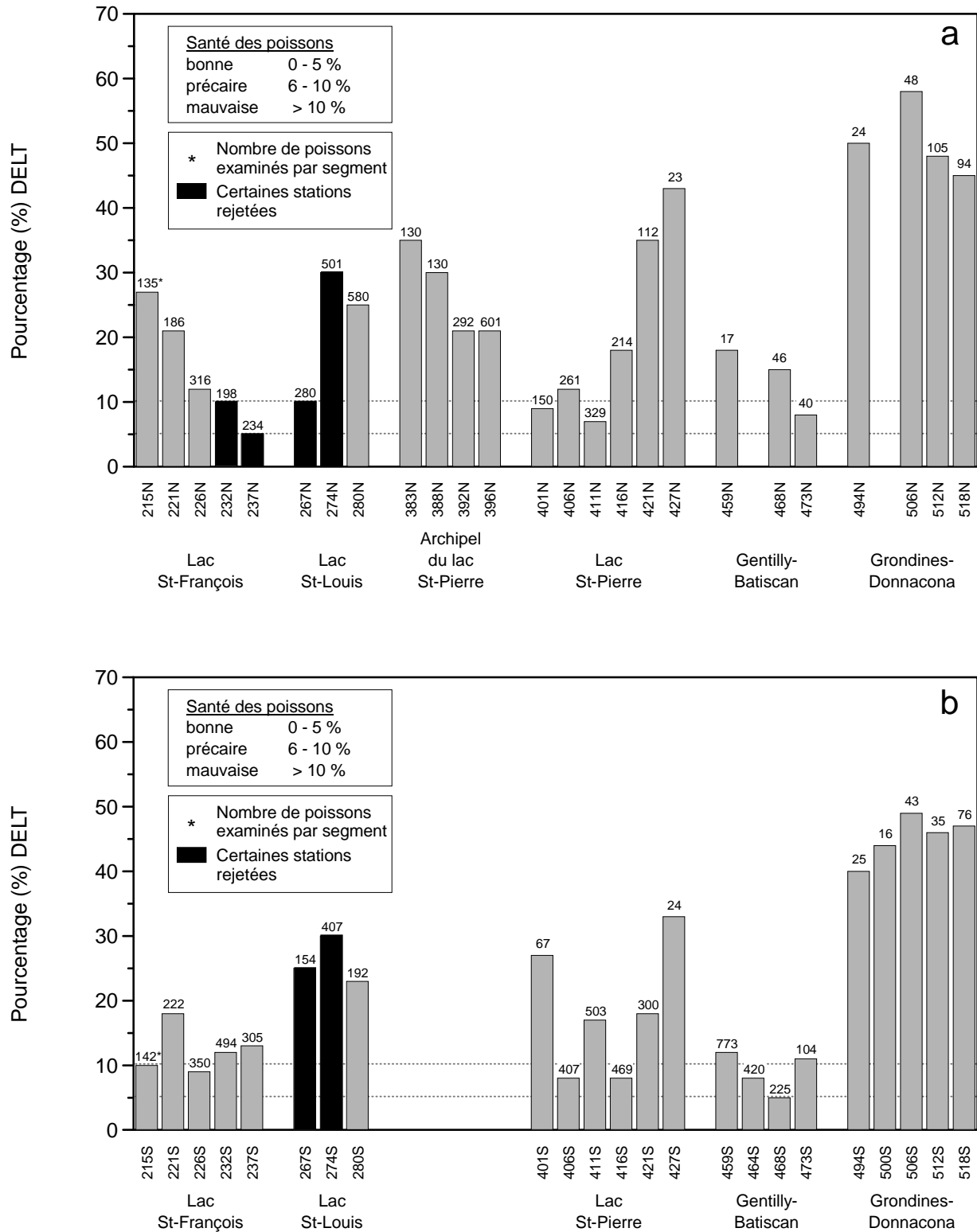


Figure 34. Pourcentage des poissons de chaque segment de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent, capturés au filet maillant, affectés par une ou plusieurs anomalies de type DELT

concorde avec le gradient croissant de la qualité environnementale basé sur la répartition de contaminants (HAP et autres contaminants organiques totaux) observée par Pinel-Alloul *et al.* (1996). Ce gradient longitudinal a aussi été mis en évidence par d'autres études. Ainsi, Bureau et Sloterdijk (1992), cités par Armellin *et al.* (1994a), ont montré que bien que la contamination par les BPC des jeunes poissons de l'année soit généralisée à l'ensemble du lac, une diminution pouvait être observée de l'amont vers l'aval. Par ailleurs, sur la rive nord du lac Saint-François, les valeurs les plus faibles d'un indice basé sur les communautés d'invertébrés benthiques (ICI-SL) et davantage lié aux variables toxicologiques qu'écologiques ont été observées en amont immédiat du segment 215N, de même qu'entre les segments 221N et 226N (Pinel-Alloul *et al.* 1996). Remarquons que ces auteurs n'avaient pas de stations d'échantillonnage aux segments 215N et 221N. Sur la rive sud du lac Saint-François, l'incidence du DELT est relativement constante d'un segment à l'autre (9 % à 13 %) sauf pour le segment 221S (18 %) (figure 34b). Les sédiments de la rive sud affichent de fortes concentrations de BPC, surtout à l'entrée et à la sortie du lac (Sloterdijk 1985; 1991 cités par Fortin *et al.* 1994a). Il en va de même pour des meuniers noirs recueillis dans les pêches du RSI aux segments 215S et 237S, lesquels montrent des teneurs en BPC excédant plus de deux fois le critère pour la protection de la faune terrestre de l'USEPA (Laliberté, en préparation).

Sur la rive nord du lac Saint-Louis, le segment 274N dont 30 % de la communauté est affectée par des anomalies de type DELT, affiche aussi un biais important. En effet, 13 des 26 stations de ce segment ont été rejetées (50 %) et ces dernières sont toutes situées dans la masse d'eau de la rivière des Outaouais ou du mélange rivière des Outaouais-Grands Lacs (annexe 4; figure 3). Ainsi, les stations retenues reflètent uniquement la masse d'eau des Grands Lacs. Le segment suivant (280N) montre une proportion de DELT

presque aussi élevée (25 %), mais par contre, les poissons de toutes les stations ont été examinés et les stations sont réparties dans les diverses masses d'eau. La portion nord des segments 274N et 280N comprise entre l'île Dowker et l'île Dorval de même que la zone au sud de l'île Perrot sont les endroits sur la rive nord du lac Saint-Louis où le niveau de contamination des sédiments par les métaux lourds (Cu, Cd, Hg, Pb et Zn) dépassait fréquemment le seuil d'effets mineurs entre 1984 et 1991 (Fortin *et al.* 1994b). Le seuil d'effets néfastes était dépassé pour le cadmium à l'est de l'île Perrot (274N) et pour l'arsenic au large de Pointe-Claire et dans la baie de Valois (Fortin *et al.* 1994b). La rivière des Outaouais serait la source de contamination des sédiments de la portion nord du lac (Jarry *et al.* 1985 cités par Fortin *et al.* 1994b), quoique l'influence de la masse d'eau des Grands Lacs n'est pas exclue en période d'étiage (Fortin *et al.* 1994b). L'arsenic, proviendrait de sources ponctuelles (ruisseaux, égouts) situées dans la baie de Valois (Jarry *et al.* 1985 et Champoux et Sloterdijk 1988 cités par Fortin *et al.* 1994b). Toutefois depuis 1988, les eaux usées sont acheminées à la station de la ville de Montréal et les débordements sont rares. Malgré que les effectifs soient faibles à l'échelle d'un segment, les espèces du segment 280N qui sont les plus affectées par le DELT sont le meunier noir, la barbus de rivière et le chevalier blanc, des espèces de poissons benthiques, ce qui concorde avec la contamination des sédiments.

Sur la rive sud du lac Saint-Louis, les pourcentages d'anomalies de type DELT sont élevés (23 % à 30 %) et généralement comparables à ceux de la rive nord (figure 34). On observe cependant, encore une fois, un biais important pour deux des trois segments. Au segment 267S, cinq des neuf stations échantillonnées ont été rejetées (56 %). Par contre, deux des quatre stations retenues sont situées à l'embouchure et en aval de la confluence de la rivière Saint-Louis (F1 et F2), ce qui permet d'évaluer l'impact de cet affluent sur la santé des communautés de poissons. Une autre station (F101) se trouve légèrement en amont de

la rivière Saint-Louis et pourrait aussi permettre de mesurer son impact. En effet, Sérodes et Talbot (1980) ont observé de fortes teneurs en mercure dans la zone littorale en amont de cet affluent. Ils les ont attribuées aux sources de pollution industrielles situées en amont de la rivière Saint-Louis mais ont aussi indiqué la possibilité que par fort vent du nord-est, les eaux de surface de l'embouchure de la rivière soient repoussées en amont. Le segment 274S compte, pour sa part, cinq de ses 12 stations rejetées, soit 42 %. Il est probable qu'au moins trois des stations rejetées (F6, F9 et F12) soient situées dans le panache de la rivière. Parmi les stations retenues, au moins une (F5) toutefois serait localisée dans le panache de la rivière Saint-Louis et permettrait d'évaluer son influence sur la santé des communautés.

Les teneurs moyennes en mercure et en BPC dans les meuniers noirs capturés du côté sud des îles de la Paix en 1997 (segment 274S, stations F5 à F9) excédaient respectivement six et trois fois le critère pour la protection de la faune terrestre piscivore. Par ailleurs, les meuniers noirs provenant du côté sud des îles de la Paix montraient une concentration moyenne en BPC (399 µg/kg) supérieure à ceux provenant du côté nord (260 µg/kg). Il en est de même pour les teneurs moyennes en mercure dans la chair des grands brochets et des perchaudes qui sont 1,7 fois plus élevées au sud (Laliberté, en préparation). Nous n'avons pas traité séparément les stations situées de part et d'autre des îles de la Paix mais les forts pourcentages d'anomalies observés témoignent du niveau de contamination élevé de cette portion de la rive sud du lac Saint-Louis, ce que d'autres études ont aussi mis en évidence. Désy *et al.* (2000) y ont observé en 1992 et 1996 des concentrations en mercure dans les sédiments et en méthylmercure dans les gastéropodes significativement supérieures à celles d'autres secteurs du Saint-Laurent. Willsie et Costan (1996) ont constaté des valeurs significativement plus élevées de l'indice ICI-SL basé sur les communautés d'invertébrés ben-

thiques en amont qu'en aval de la confluence de la rivière Saint-Louis. Signalons également qu'au début des années 1990, des études ont montré que, par rapport à un groupement de perchaudes associé à la partie nord du lac Saint-Louis, moins exposé à la contamination chimique, celui du segment des îles de la Paix montre des déficits importants en termes d'abondance, de biomasse, de croissance, de fécondité et du taux de mortalité naturelle qui vont de pair avec des déficits au niveau de différents indices physiologiques de condition (K de Fulton, rapports hépato et gonadosomatiques, réserves lipidiques) et des dysfonctions de certains mécanismes de réponse au stress. Ces observations suggèrent un bilan énergétique inférieur au sein du groupement sud (Dumont 1996, Hontela *et al.* 1995). Notons qu'en 1997 nous avons observé que les PUE et la BUE des perchaudes aux segments 274 et 280 étaient environ deux fois plus élevées sur la rive nord que sur la rive sud (annexes 6 et 7), une observation similaire à celle de Dumont (1996).

Sur la rive nord de l'archipel du lac Saint-Pierre, les pourcentages de poissons affectés par des anomalies de type DELT demeurent aussi élevés qu'au lac Saint-Louis et diminuent légèrement de l'amont (35 %; 383N) vers l'aval (21 %; 396N) (figure 34a). Localisées dans la masse d'eau « rivières de la rive nord - Grands Lacs », les stations de ce secteur subissent l'influence des rejets municipaux de Montréal et de Laval, lesquels sont perceptibles jusqu'aux environs de la rivière Champlain dans le secteur Gentilly-Batiscan (Hébert 1999). En bordure de la rive, à la hauteur de Berthierville (figure 3), la turbidité et les concentrations de phosphore et de coliformes fécaux étaient élevées aux étés 1993 et 1994 (Hébert 1999). Au moment de son étude, et de la nôtre (1995), les eaux usées de Montréal étaient traitées mais non désinfectées avant d'être rejetées au fleuve, ce qui explique la contamination bactériologique importante. Des débordements d'eaux usées non traitées surviennent toutefois par temps de pluie. En revanche, les eaux usées de Laval qui sont rejetées dans la

rivière des Prairies (267 000 personnes) n'étaient pas traitées au moment de l'étude. Elles le sont maintenant depuis décembre 1998, via la station de La Pinière, tandis que les équipements de désinfection aux rayons ultraviolets sont fonctionnels depuis mai 1999. Deux autres stations d'épuration assurent le traitement des eaux usées du nord de Laval [Fabreville (37 000 personnes) et Sainte-Rose/Auteuil (26 000 personnes)] et fonctionnent respectivement depuis novembre 1986 et mai 1993. La désinfection n'est toutefois opérationnelle que depuis l'automne 1999.

Sur la rive nord du lac Saint-Pierre, les pourcentages de DELT poursuivent la décroissance amorcée dans l'archipel jusqu'au segment 411N (figure 34a). Aux segments 401N et 411N, la proportion de DELT diminue même sous le seuil de 10 %, ce qui indique que la santé de la communauté est précaire plutôt que mauvaise. Ces résultats concordent avec ceux de Hardy *et al.* (1991) qui n'ont décelé que de faibles teneurs en contaminants organiques et inorganiques dans les sédiments de la rive nord du lac Saint-Pierre en 1986. Cette rive reçoit les affluents qui déversent les plus faibles quantités de la majorité des polluants (Hardy *et al.* 1991), ce qui pourrait expliquer en partie les faibles teneurs de substances toxiques. Par ailleurs, la dilution graduelle de la pollution résiduelle de Montréal et de Laval contribue peut-être à la baisse observée dans les proportions de DELT. À partir du segment 416N, on constate toutefois une nouvelle hausse des pourcentages de DELT à des niveaux indicatifs d'une mauvaise santé des communautés. Le segment 427N doit cependant être exclu en raison de son effectif faible ($n = 23$) et du fait qu'il ne compte aucune station représentative de l'habitat lotique. Cette augmentation des proportions de DELT pourrait être liée à un changement dans la composition spécifique en faveur d'espèces susceptibles de développer des anomalies. Sur la rive nord du lac Saint-Pierre, le chevalier blanc et le meunier rouge apparaissent à partir du segment 416N (figure 11a). Au segment 421N, par exemple, 18 des 36 spécimens examinés de ces deux espèces sont atteints d'au

moins une anomalie DELT. Si ces espèces n'étaient pas présentes, le pourcentage de DELT de la communauté s'établirait à 28 % plutôt que 35 %, ce qui représente néanmoins un accroissement par rapport aux segments amont (401N à 411N). Ce résultat tend à démontrer que le milieu pourrait être plus dégradé qu'en amont.

Sur la rive sud du lac Saint-Pierre, les proportions de DELT fluctuent entre 8 % et 27 %, en excluant le segment 427S qui ne compte qu'une seule station d'échantillonnage (milieu lentique) et un effectif faible ($n = 24$) (figure 34b). Ces pourcentages reflètent une santé précaire ou mauvaise et sont pour la plupart, inférieurs à ceux de la rive sud du lac Saint-Louis. Les stations des segments à l'entrée du lac (401S et 406S) se trouvent dans les eaux de mélange des rivières de la rive sud et des Grands Lacs et sont toutes situées en milieu lentique, ce qui constitue un biais par rapport aux segments 411S à 421S. Les segments 401S et 406S sont probablement aussi affectés par la pollution résiduelle de la rivière Richelieu, qui se mélange aux eaux du fleuve à la hauteur de l'île de Grâce (Hardy *et al.* 1991), et des entreprises industrielles de Sorel-Tracy. L'influence des rivières Yamaska et Saint-François, dont la confluence se situe dans le segment 401S, se fait par contre probablement sentir à partir du segment 411S uniquement, étant donné que les stations des segments 401S et 406S sont localisées à l'extérieur du panache des rivières. Puisque nous n'avons pas échantillonné la rive sud de l'archipel du lac Saint-Pierre, le segment 401S est le premier segment soumis à la pollution résiduelle de la rivière Richelieu et de la région industrielle de Sorel-Tracy (figure 3). C'est aussi le segment qui présente le plus fort pourcentage d'anomalies DELT (27 %). En raison toutefois du biais indiqué précédemment et l'absence de stations d'échantillonnage sur la rive sud de l'archipel, ce résultat doit être interprété avec réserve.

Sur la rive nord du secteur Gentilly-Batiscan, le pourcentage de la communauté affecté par des anomalies DELT diminue graduellement de 18 % à 8 %, de l'ouest vers l'est (figure 34a).

Les deux segments les plus à l'ouest sont situés dans la masse d'eau de la rivière Saint-Maurice et ont des proportions de DELT indicatives d'une mauvaise santé de la communauté. En revanche, le pourcentage de DELT du segment 473N signale une amélioration à un niveau jugé précaire. La diminution de la proportion d'anomalies de ce segment, localisé dans les eaux de mélange des rivières de la rive nord et des Grands Lacs (figure 3), pourrait être due à la dilution de la pollution résiduelle des rejets municipaux de Montréal et de Laval (Hébert 1999), mais aussi de celle de la rivière Saint-Maurice et de Trois-Rivières–Cap-de-la-Madeleine. Hébert (1999) n'avait pas de station de mesure à la hauteur de Batiscan (473N) mais avait néanmoins observé une amélioration de l'indice de la qualité de l'eau d'un niveau jugé « douteux » à la sortie du lac Saint-Pierre à « satisfaisant » à l'entrée du secteur Gentilly-Batiscan (459N). Malgré cette amélioration, il attribuait l'absence d'une meilleure qualité d'eau au segment 459N à l'influence de la rivière Saint-Maurice qui reçoit les rejets de trois papetières. Les villes de Trois-Rivières et Cap-de-la-Madeleine comptent six entreprises industrielles polluantes, dont cinq dans le secteur des pâtes et papier (Jourdain et Bibeault 1998). Une station d'épuration située à Sainte-Marthe-du-Cap-de-la-Madeleine assure le traitement conjoint des eaux usées de Trois-Rivières, de Trois-Rivières-Ouest, du Cap-de-la-Madeleine et de Sainte-Marthe-du-Cap-de-la-Madeleine (Pelletier et Fortin 1998). Les eaux de la rivière Saint-Maurice longent la rive nord mais, les effluents urbains et industriels ne sont pas tous situés à proximité de la rive. Bien que les milieux lentique et lotique aient tous deux été échantillonnés, le pourcentage d'anomalies du segment 459N doit être interprété avec prudence en raison du faible effectif ($n = 17$).

La rive sud de Gentilly-Batiscan compte les pourcentages d'anomalies DELT parmi les plus faibles de ce côté du fleuve (5 % à 12 %) (figure 34b). Par ailleurs, entre les segments 459S et 468S, les taux d'incidence décroissent

graduellement d'un niveau indicatif d'une mauvaise à une bonne santé. Les stations des segments 459S et 464S situées à proximité de la rive sont influencées par la masse des eaux de mélange des rivières de la rive sud et des Grands Lacs tandis que celles situées sur les battures le sont uniquement par la masse d'eau des Grands Lacs (figure 3). La diminution du pourcentage de DELT, de l'amont vers l'aval, pourrait correspondre à l'atténuation de la pollution résiduelle de la rivière Bécancour et du parc industriel de Bécancour, dont les sources sont localisées en amont du segment 459S. Peu importe qu'elles soient situées en bordure de rive ou sur les battures, les stations des segments 459S et 464S peuvent être affectées par cette pollution dont une partie est rabattue derrière le quai, le long de la rive, alors qu'une autre contourne le quai pour aboutir dans la masse des eaux de mélange rivières de la rive sud et Grands Lacs (figure 3b) (André Thibault, ministère de l'Environnement du Québec, comm. pers.). Il est aussi possible que le rejet d'eau chaude de la centrale nucléaire de Gentilly contribue à cette plus forte prévalence d'anomalies. La température de l'eau influence fortement l'apparition et le développement de plusieurs anomalies, le système immunitaire de la majorité des espèces de poissons étant optimal autour de 15 °C (Svobodová *et al.* 1993). Un accroissement de la température de l'eau, aussi faible que 5 °C, rend les poissons plus susceptibles aux anomalies bactériennes (CCWHC 1996). Les bactéries peuvent notamment causer des déformations (Ohio EPA 1988b), des lésions (Eller 1975; Gaines et Rogers 1975; Bursey 1987; Ohio EPA 1989) et agir à titre d'agents d'infection secondaires dans des cas d'érosions de nageoires (Mahoney *et al.* 1973; Ohio EPA 1989). Par ailleurs, les eaux chaudes sont reconnues pour abriter des bactéries, des protozoaires et des champignons pathogènes (Langford 1990). L'incidence et la sévérité d'infections virales et fongiques, chez les poissons, peuvent être liées aux températures élevées (Langford 1990). Les segments 468S et 473S sont caractérisés par une

seule masse d'eau, celle du mélange des rivières de la rive sud et des Grands Lacs. Le pourcentage de DELT est pourtant deux fois plus élevé au segment 473S, ce qui à prime abord s'explique mal du fait qu'il ne semble pas y avoir de nouvelle source de pollution. Il n'y a pas non plus de changement au niveau de la composition des espèces affectées entre les deux segments. Cependant, pour un même nombre de poissons affectés, l'effectif total est deux fois plus faible au segment 473S, ce qui se traduit par un pourcentage d'anomalies doublement élevé.

Dans le secteur Grondines–Donnacona, les pourcentages d'anomalies de type DELT varient de 45 % à 58 %, sur la rive nord, et de 46 % à 49 %, sur la rive sud. Les segments 494 N/S et 500S dont les effectifs sont inférieurs à 30 sont exclus mais présentent des valeurs du même ordre de grandeur. Ces proportions se comparent d'une rive à l'autre et sont entre 1,3 et 1,7 fois plus élevées que celles des segments 383N (35 %) et 421N (35 %) où l'on observe les secondes valeurs en importance du Saint-Laurent (segments où $n < 30$ exclus). Les stations du segment 506N se situent dans la masse des eaux de mélange des rivières de la rive nord et des Grands-Lacs alors que celles des segments en aval sont localisées dans le mélange homogène de la région de Québec. Les forts pourcentages d'anomalies observés dans ce secteur ne semblent toutefois pas liés aux masses d'eau, puisque les valeurs sont homogènes pour l'une et l'autre. La présence de trois usines de pâtes et papier en bordure de la rivière Portneuf (512N), dans la rivière Jacques-Cartier (518N) ainsi que dans la municipalité de Donnacona (518N) peut exercer une pression polluante, et ce, même en amont, dû au renversement de courant à marée montante. Toutefois, malgré une contamination bactérienne légèrement plus élevée en rive nord qui peut être associée aux papetières, la qualité de l'eau pour les paramètres conventionnels est jugée satisfaisante sur les deux rives, à la hauteur de Neuville (Hébert 1999). Cette homogénéité de la qualité de l'eau de part et d'autre du fleuve

concorde avec la présence d'une seule masse d'eau uniforme et les pourcentages d'anomalies aussi élevés sur les deux rives; elle ne permet cependant pas d'expliquer l'ampleur des valeurs observées. Dans un affluent du Saint-Laurent, la rivière Yamaska, on a constaté l'absence de corrélation entre les pourcentages de DELT et les paramètres conventionnels de la qualité de l'eau (La Violette 1999). Cette observation corrobore celle de Yoder et Rankin (1995) où, pour une rivière de l'Ohio, les dépassements des critères de qualité, notamment pour l'oxygène dissous et l'azote ammoniacal, étaient insuffisants pour expliquer la forte incidence de DELT; les concentrations élevées de métaux dans les sédiments jouaient aussi un rôle important. Concernant les substances toxiques, il existe peu de données récentes sur la qualité de l'eau et des sédiments du secteur Grondines–Donnacona. Pelletier et Fortin (1998) font état de teneurs élevées de mercure, de cuivre et de zinc, dans les sédiments de la région de Portneuf en 1985-1988.

Ce qui pourrait contribuer à rehausser le plus fortement la prévalence d'anomalies DELT du secteur Grondines–Donnacona relativement aux autres secteurs est probablement un amalgame des facteurs suivants : une faible richesse spécifique; l'absence d'espèces présentes en grand nombre et peu affectées par le DELT; et des effectifs qui, même lorsque supérieurs à 30, sont pour la plupart en deçà de ceux des autres secteurs. En effet, d'un nombre d'espèces déjà plus petit que pour les autres secteurs, un nombre encore plus restreint (10) a été capturé au filet et, par conséquent, examiné pour les anomalies. De ce nombre, on peut d'emblée exclure le grand corégone et le baret, capturés à un seul segment avec des nombres respectifs de un et trois, ainsi que la perchaude et l'achigan à petite bouche, capturés chacun dans la moitié des segments mais en faible nombre (≤ 5). Ainsi, les meuniers rouge et noir, les dorés noir et jaune, la barbue de rivière et le chevalier rouge, sont pratiquement les seules espèces prises en compte

dans le calcul du DELT pour le secteur de Grondines–Donnacona. Ces espèces sont habituellement susceptibles au DELT et présentent généralement des pourcentages assez élevés d'anomalies, tant dans le secteur de Grondines–Donnacona qu'ailleurs. Les autres secteurs comptent aussi une variété d'autres espèces affectées par le DELT (chevalier blanc, carpe, grand brochet, barbotte brune, etc.) mais la différence notable avec le secteur de Grondines–Donnacona est qu'ils présentent aussi plusieurs espèces trouvées en grand nombre et généralement peu ou pas affectées par le DELT (crapet de roche, perchaude, queue à tache noire, méné jaune). Ces dernières espèces contribuent à rehausser le nombre total de poissons tout en augmentant très peu le nombre de spécimens atteints d'anomalies, ce qui se traduit par une proportion de DELT plus faible.

Néanmoins, même si une partie de la variabilité inter-segments en ce qui a trait aux pourcentages d'anomalies peut être due à des différences de composition spécifique, d'âge ou d'effectifs, il reste que le développement d'anomalies est généralement associé à la pollution du milieu (Leonard et Orth 1986; Ohio EPA 1988b et 1989; Yoder et Rankin 1995; Sanders *et al.* 1999; La Violette 1999). Mikaelian et Martineau (1997) ont observé une prévalence de tumeurs au foie de 4,9 % chez le grand corégone à Saint-Nicolas, légèrement en aval de notre secteur d'étude, en 1995. Cette prévalence est jugée considérable, compte tenu que dans le port de Hamilton du lac Ontario, un secteur industriel fortement pollué de l'Ontario, elle est de 5 à 10 % pour la barbotte brune et le meunier noir (Hayes *et al.* 1990). Cet exemple montre qu'on ne peut exclure la possibilité que le secteur de Grondines–Donnacona soit contaminé par les substances toxiques. Pour leur part, Mikaelian et Martineau (1997) indiquent que ce fort pourcentage de tumeurs peut être lié à l'âge ou à un stress toxique mais ne peuvent confirmer ces hypothèses vu l'absence d'un site témoin. En revanche, ils ont observé une incidence de tumeurs orales (papillomes) chez les meuniers noirs de Saint-Nicolas en 1994 (9,4 %

et 1995 (5,4 %) comparable aux sites non pollués des Grands Lacs (5-16 %).

Sur l'ensemble de la rive nord, les espèces les plus affectées par le DELT ($n \geq 30$) sont par ordre décroissant : le poisson castor (60 %), la barbotte de rivière (58 %), le chevalier blanc (56 %), le meunier noir (51 %), le meunier rouge (46 %), la carpe (42 %) et le doré noir (41 %) (figure 35a).

Mis à part le doré noir et le poisson castor, ces espèces sont toutes benthiques (omnivore ou insectivore). La prévalence élevée d'anomalies pour les espèces de poisson de fond a maintes fois été démontrée (Dawe *et al.* 1964; Brown *et al.* 1973; Sonstegard 1977; Black 1983; Baumann *et al.* 1987, 1991; Reash et Berra, 1989; Dutil *et al.* 1992; Richard 1994; Smith 1994; Smith *et al.* 1994; La Violette et Richard 1996; La Violette 1999). Leur mode de vie en contact étroit avec les sédiments, et pour certaines espèces, leur niveau élevé de tolérance à la pollution, augmentent leur probabilité de contact avec les substances toxiques et, par le fait même, leur susceptibilité à développer des anomalies. Quant au doré noir et au poisson castor, leur mode de vie est pélagique et ce sont deux espèces piscivores. Par ailleurs, elles sont longévives, ce qui accroît leur durée d'exposition aux substances toxiques et, par conséquent, leur susceptibilité à développer des anomalies. On constate, en revanche, que plusieurs espèces pélagiques et insectivores telles que le crapet-soleil (16 %), le crapet de roche (13 %), la perchaude (12 %), la laquaiche argentée (7 %) et le queue à tache noire (2 %) sont nettement moins affectées et ce, même si elles sont présentes en grand nombre. Il en est de même pour le méné jaune, une espèce pélagique et omnivore. Le queue à tache noire et le méné jaune font tous deux partie des cyprinidés, une famille que Sanders *et al.* (1999) ont observée comme étant moins susceptible de développer des anomalies, peut-être en raison de la courte durée de vie de la majorité des espèces qui la composent (Scott et Crossman 1973; Becker 1983).

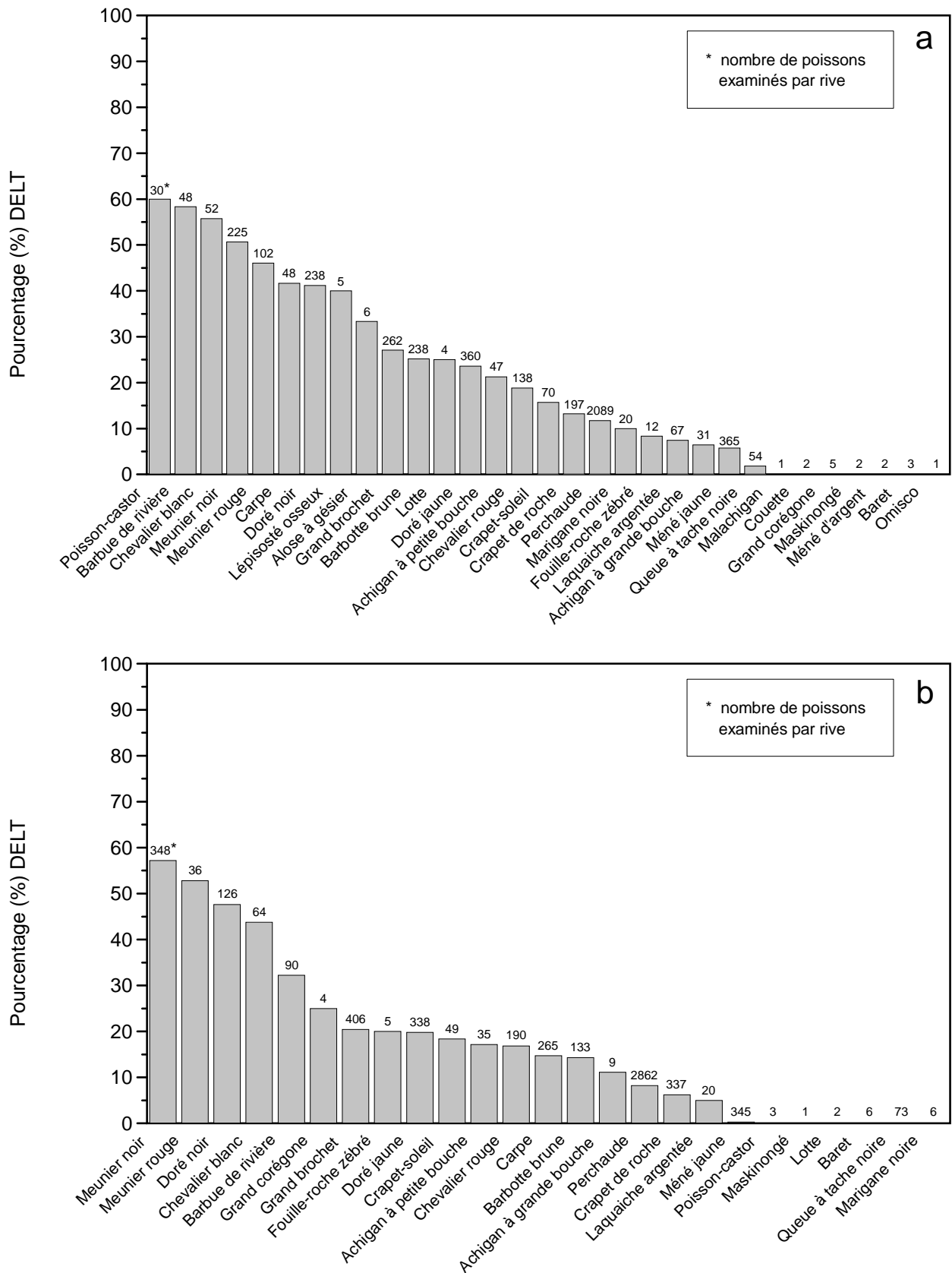


Figure 35. Pourcentage des poissons de chaque espèce de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent, capturés au filet maillant, affectés par une ou plusieurs anomalies de type DELT

Sur la rive sud du Saint-Laurent, les cinq espèces les plus affectées par le DELT se retrouvent parmi celles qui présentent les plus fortes prévalences sur la rive nord. Ce sont alternativement le meunier noir (57 %), le meunier rouge (53 %), le doré noir (48 %), le chevalier blanc (44 %) et la barbue de rivière (32 %) (figure 35b). Par ailleurs, la perchaude (8 %), le crapet de roche (6 %), la laquaiche argentée (5 %), le méné jaune (0,3 %) et le queue à tache noire (0 %) sont encore une fois, abondants mais peu atteints.

Si l'on examine maintenant les espèces les plus affectées pour chacun des secteurs (DELT > 20 %; $n \geq 30$), on constate que dans le cas des lacs Saint-François et Saint-Louis, il s'agit des mêmes, c'est-à-dire le grand brochet et le meunier noir (figures 36 et 37). À ces dernières s'ajoute le doré jaune sur la rive sud du lac Saint-Louis (figure 37b). Sur la rive nord de l'archipel du lac Saint-Pierre, une grande variété d'espèces présentent une forte prévalence de DELT : le poisson castor, le doré noir, la carpe, le grand brochet, la barbotte brune, le doré jaune et le crapet de roche (figure 38). À partir du lac Saint-Pierre, tant sur une rive que sur l'autre, ce sont les meuniers rouge et noir ainsi que les dorés noir et jaune qui présentent tour à tour les plus forts pourcentages d'anomalies (figures 39 à 41). La rive sud du secteur Gentilly-Batiscan constitue toutefois une exception; hormis le meunier noir, les espèces les plus affectées sont le chevalier blanc, la barbue de rivière et le chevalier rouge (figure 40b). Les proportions maximales de DELT sont observées pour le meunier noir sur les rives nord (91 %; $n = 43$) et sud (83 %; $n = 41$) du lac Saint-Louis. D'autres pourcentages élevés sont observés pour le doré noir sur la rive nord de Grondines-Donnacona (62 %; $n = 87$) et pour le meunier noir sur la rive sud du lac Saint-Pierre (60 %; $n = 162$). Ces forts pourcentages pourraient être associés à une contamination du milieu par les substances toxiques mais aussi peut-être à l'âge plus élevé de la population d'un secteur relativement à un

autre. Plusieurs auteurs ont en effet observé que dans les milieux pollués, l'incidence d'anomalies externes est liée à l'âge des poissons (Baumann *et al.* 1987, 1990; Smith *et al.* 1994; Sanders *et al.* 1999). Les espèces longévives sont plus susceptibles de développer des anomalies. Toutefois, le développement précoce d'anomalies chez les poissons est aussi possible et pourrait être causé par des conditions de pollution extrêmes (Baumann *et al.* 1991). Dans notre échantillonnage, seules certaines populations ont été âgées et elles varient d'un secteur à l'autre. À titre d'exemple, mentionnons le cas des dorés noirs de la rive nord de Grondines-Donnacona où l'âge médian des poissons affectés par le DELT est de quatre ans ($n = 33$) comparativement à deux ans pour les poissons non affectés ($n = 54$). Par ailleurs, il est d'intérêt de constater que c'est au lac Saint-Louis que la perchaude, une espèce relativement peu susceptible au DELT, affiche les plus forts pourcentages de ce type d'anomalie (19 % sur les deux rives; figure 37). Ailleurs, les perchaudes sont affectées dans des proportions plus faibles; 5 % et 11 % sur les rives nord et sud du lac Saint-François (figure 36), 4 % et 5 % de part et d'autre du lac Saint-Pierre (figure 39) et 2 % sur la rive sud de Gentilly-Batiscan (figure 40b). Tel que mentionné précédemment, les résultats du lac Saint-Louis sont biaisés par les stations rejetées (voir section 3.2.3). Par ailleurs, il n'est pas exclu que l'âge soit en cause mais cette forte incidence pourrait aussi refléter la contamination importante du secteur.

4.8.1.2 Déformations et érosions

Les déformations corporelles (squelette, nageoire et autres) sont le type d'anomalie composant le DELT dont la prévalence est la plus élevée pour le Saint-Laurent (figure 42a). Les proportions de déformations varient entre 3 % et 52 % pour l'ensemble des segments et les deux-tiers des segments de chacune des rives ont des pourcentages supérieurs à 10 %, seuil au-dessus duquel la santé des communautés est jugée mauvaise. De

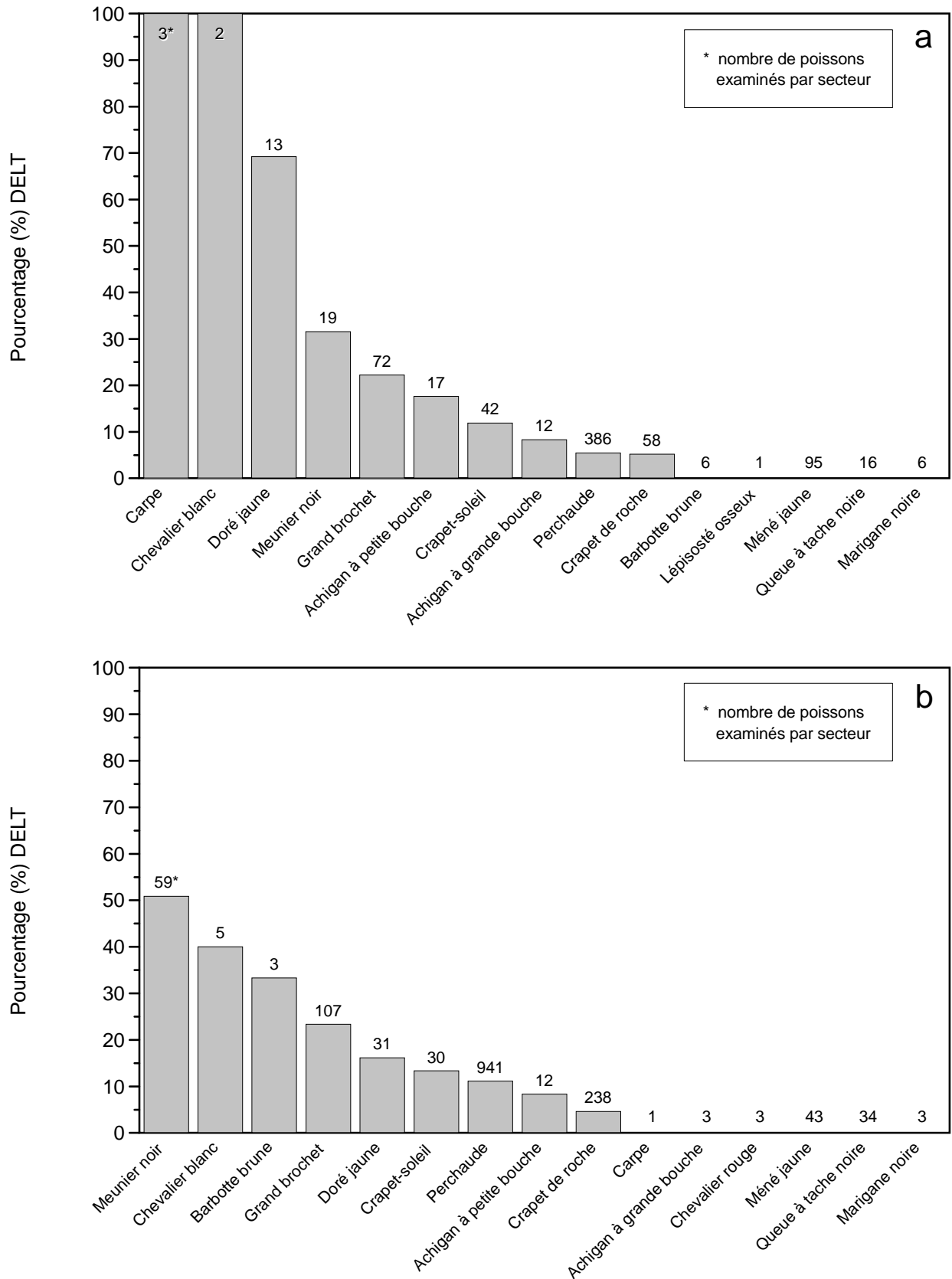


Figure 36. Pourcentage des poissons de chaque espèce de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du lac Saint-François, capturés au filet maillant, affectés par une ou plusieurs anomalies de type DELT

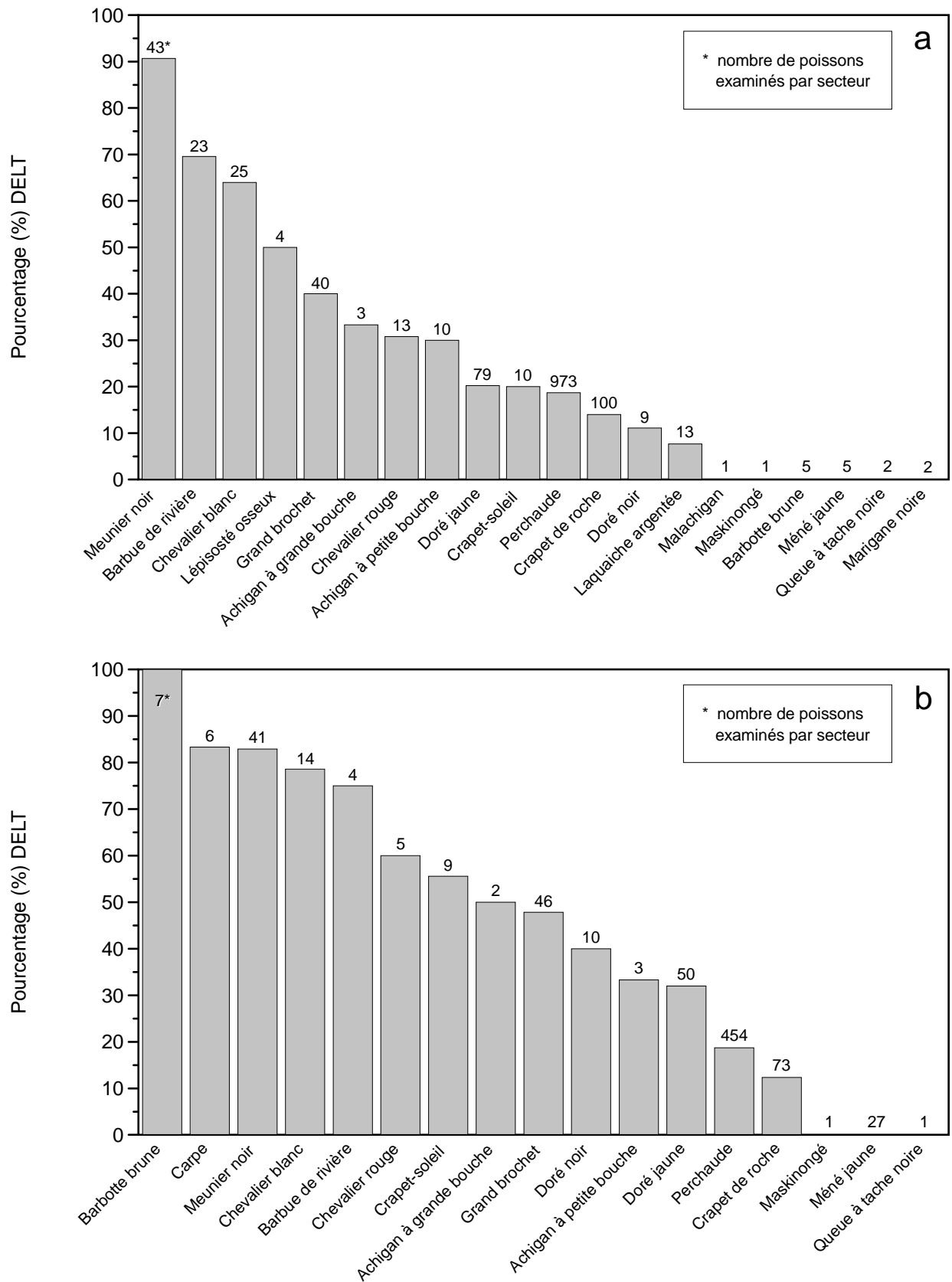


Figure 37. Pourcentage des poissons de chaque espèce de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du lac Saint-Louis, capturés au filet maillant, affectés par une ou plusieurs anomalies de type DELT

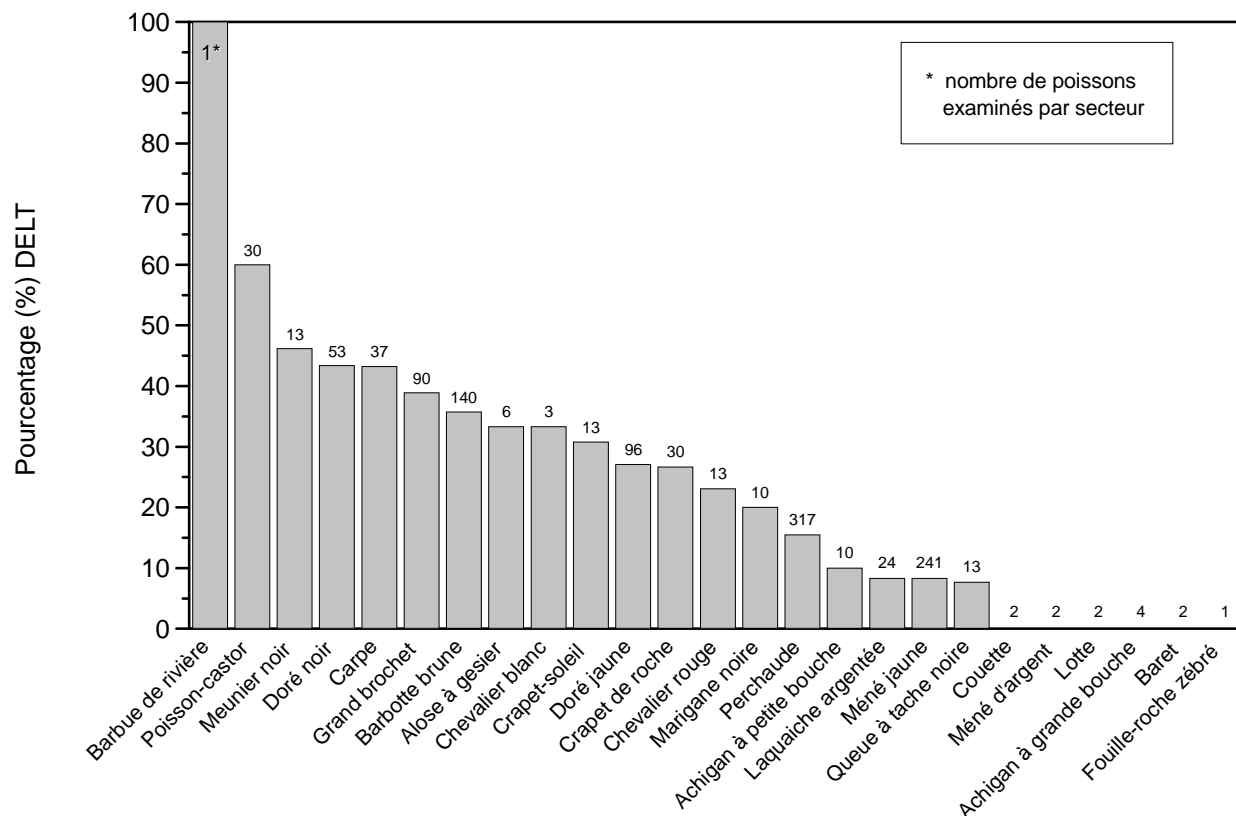


Figure 38. Pourcentage des poissons de chaque espèce de la rive nord de l'archipel du lac Saint-Pierre, capturés au filet maillant, affectés par une ou plusieurs anomalies de type DELT

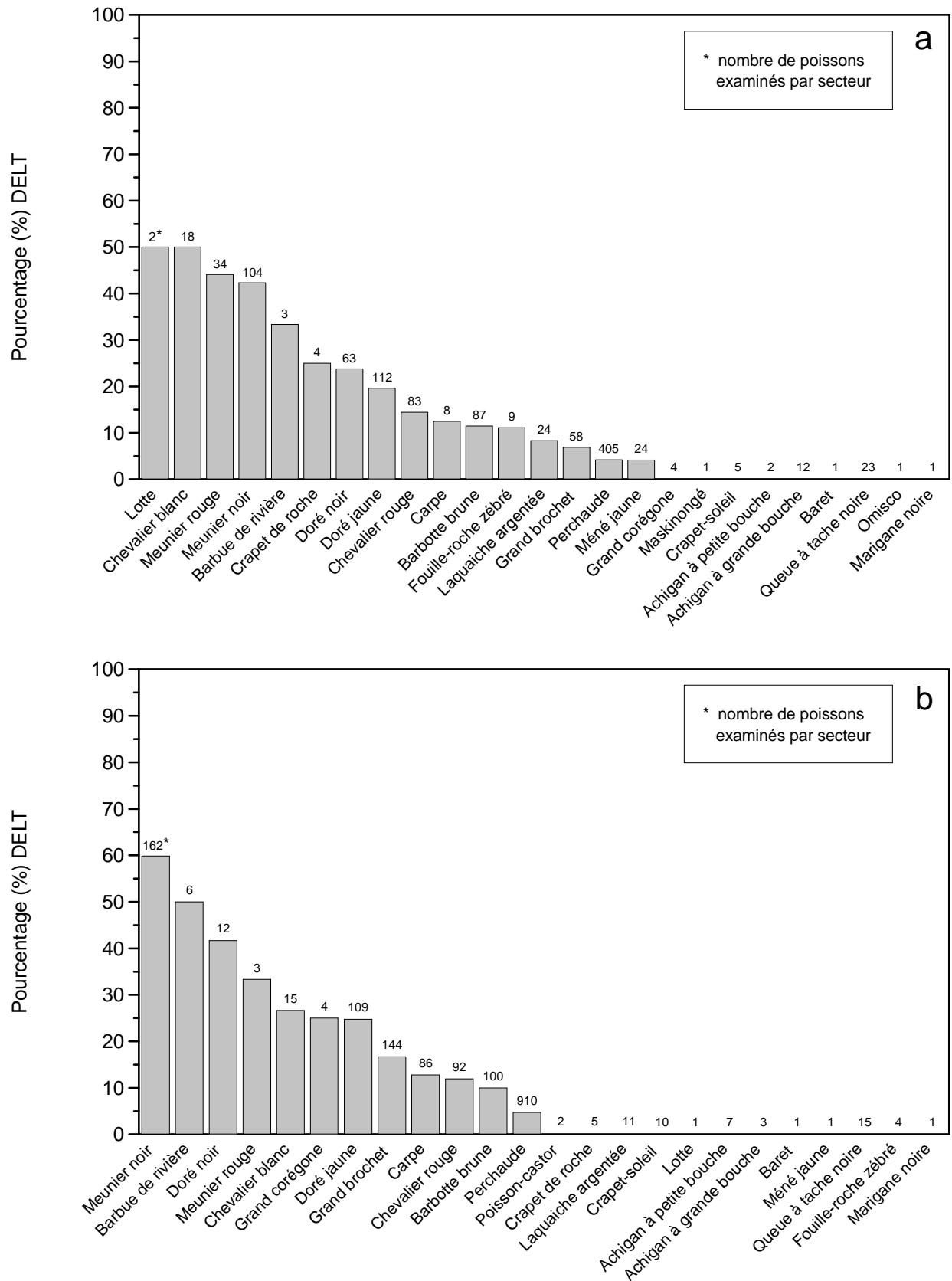


Figure 39. Pourcentage des poissons de chaque espèce de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du lac Saint-Pierre, capturés au filet maillant, affectés par une ou plusieurs anomalies de type DELT

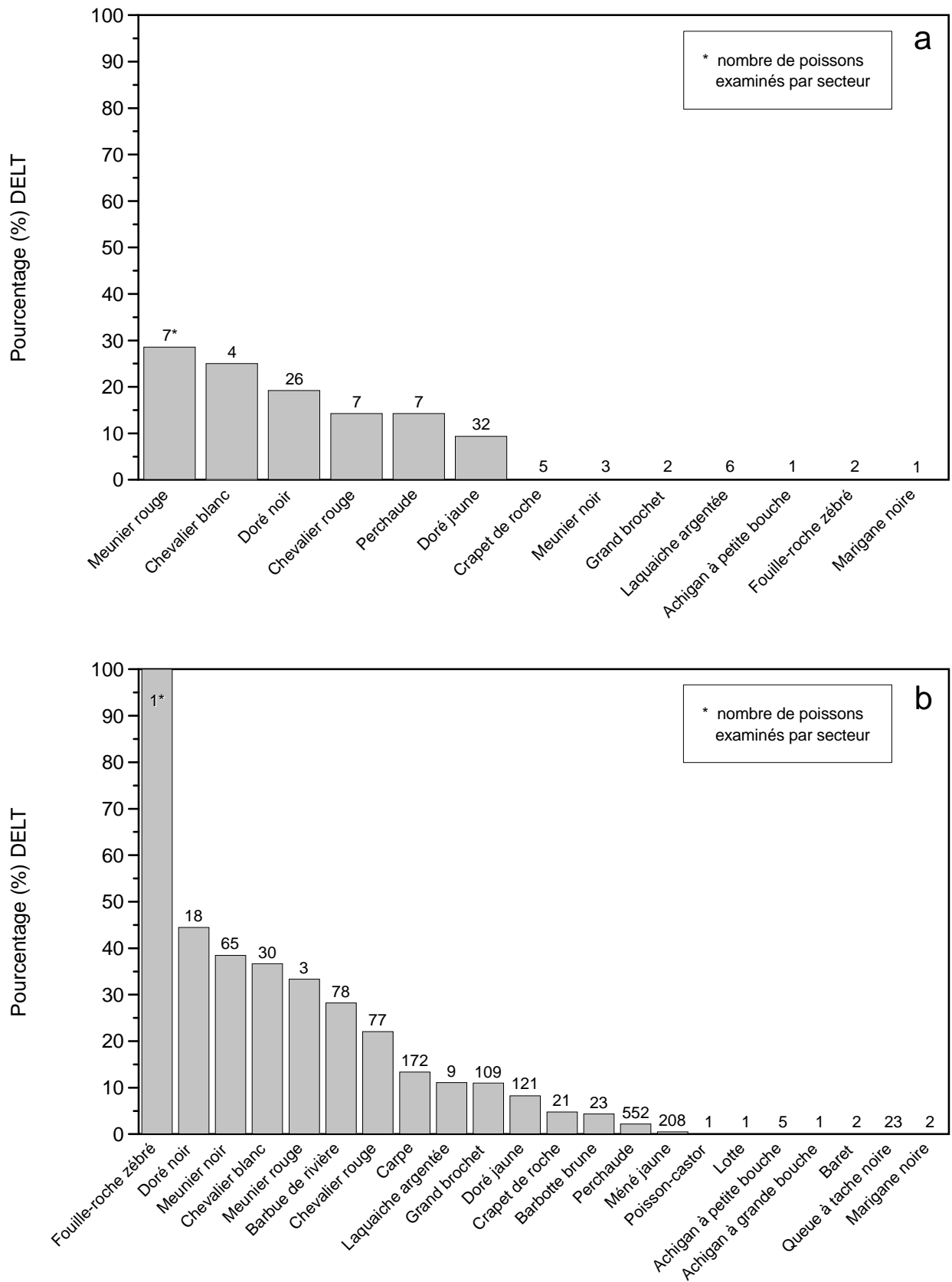


Figure 40. Pourcentage des poissons de chaque espèce de la rive nord (a) et de la rive sud (b) de Gentilly-Batiscan, capturés au filet maillant, affectés par une ou plusieurs anomalies de type DELT

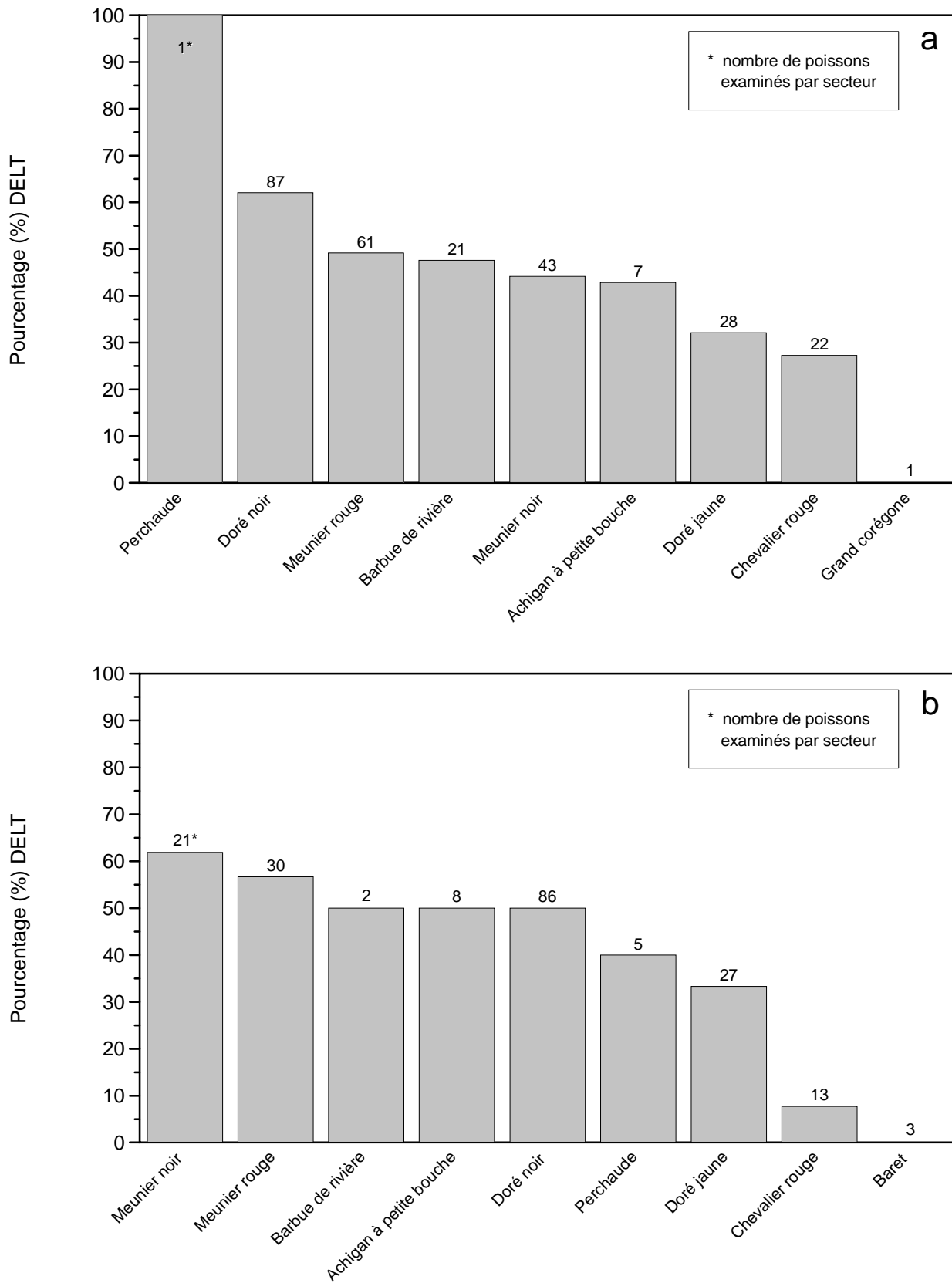


Figure 41. Pourcentage des poissons de chaque espèce de la rive nord (a) et de la rive sud (b) de Grondines-Donnacona, capturés au filet maillant, affectés par une ou plusieurs anomalies de type DELT

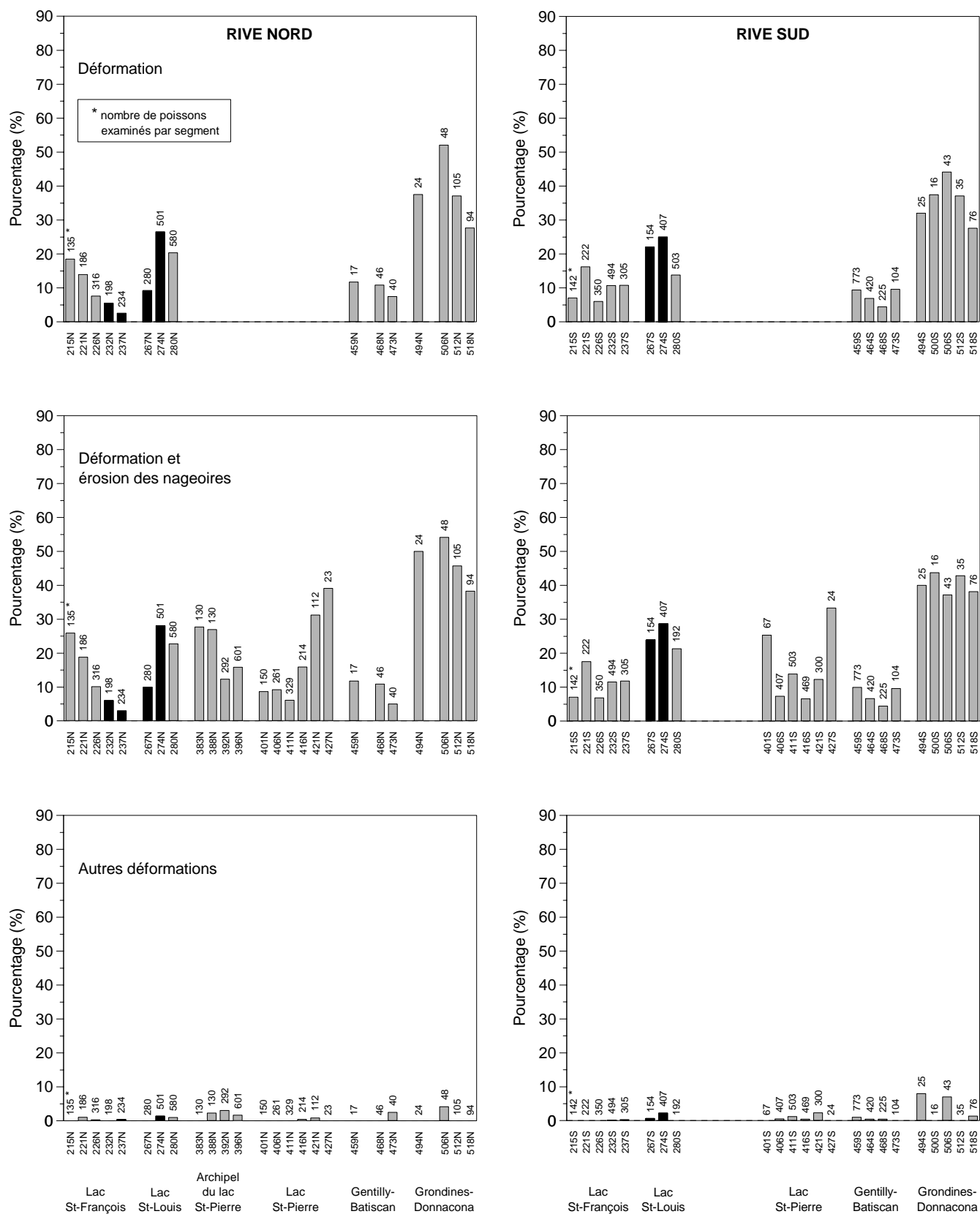


Figure 42a. Pourcentage des poissons de chaque segment du fleuve Saint-Laurent, capturés au filet maillant, affectés par différents types d'anomalies externes

façon générale, les plus faibles incidences (4 % à 12 %) sont observées pour le secteur de Gentilly-Batiscan et les plus fortes (28 % à 52 %) pour celui de Grondines–Donnacona. D'autres valeurs élevées sont observées sur la rive nord du lac Saint-Louis aux segments 274N (27 %) et 280N (20 %) et sur la rive sud, dans la zone de confluence (267S; 22 %) et en aval de la rivière Saint-Louis (274S; 25 %). Pour certains de ces segments, les résultats sont toutefois biaisés en raison du rejet de certaines stations (voir sections 3.3.1.8 et 4.8.1.1). Les déformations peuvent être causées par plusieurs substances toxiques dont les BPC, les pesticides organochlorés et organophosphorés, ainsi que les métaux tels le cadmium, le mercure, le zinc, le plomb et le strontium, qui agissent en modifiant le métabolisme des os (Bengtsson *et al.* 1985; Van Den Avyle *et al.* 1989; Tutman *et al.* 2000; Moiseenko et Kudryavtseva 2001). Les infections virales, bactériennes et parasitaires peuvent également occasionner des déformations (Ohio EPA 1988b). Les espèces les plus fortement affectées par des déformations ($n \geq 30$) sont, dans l'ordre, le doré noir et le meunier rouge sur les rives nord et sud du secteur Grondines–Donnacona. Au lac Saint-Louis, ce sont plutôt le meunier noir, le grand brochet, le doré jaune et la perchaude qui, par ordre décroissant, affichent les plus fortes proportions, tant sur la rive nord que la rive sud. Le regroupement des « déformations et érosions de nageoires » (figure 42a) permet d'inclure les secteurs de l'archipel et du lac Saint-Pierre (voir section 3.3.1.8). Dans ce cas, les déformations qui affectent toute partie du corps autre que les nageoires sont présentées séparément (figure 42a). À l'instar des « déformations », les « déformations et érosions de nageoires » sont le type d'anomalie formant le DELT qui montre la plus forte prévalence (3 % à 54 %). Par ailleurs, près des trois-quarts des segments de la rive nord et des deux-tiers de ceux de la rive sud dépassent 10 %, limite au-dessus de laquelle la santé des communautés est considérée mauvaise. Ce sont toujours les secteurs de Gentilly-Batiscan et de

Grondines–Donnacona qui affichent respectivement les plus faibles et les plus fortes proportions. Certains segments de l'archipel et du lac Saint-Pierre montrent cependant des pourcentages tout aussi élevés qu'au lac Saint-Louis. En dernier lieu, les proportions d'« autres déformations » sont partout inférieures à 10 %, ce qui indique que la quasi-totalité des déformations recensées affectent les nageoires.

Parmi les anomalies qui composent le DELT, les « érosions des nageoires » sont les secondes en importance, après les déformations, dans le fleuve (figure 42b). Remarquons que les secteurs de l'archipel et du lac Saint-Pierre sont exclus. Par ailleurs, le secteur Gentilly-Batiscan fait généralement exception à cette règle puisqu'on y trouve des prévalences d'érosions de nageoires et de lésions relativement équivalentes. Les pourcentages d'érosions des nageoires oscillent entre 0 % et 22 %, pour l'ensemble des segments. Par ailleurs, 27 % des segments de la rive sud et 18 % de ceux de la rive nord montrent une prévalence plus élevée que 10 %, seuil indicatif d'une mauvaise santé. Ces segments sont tous situés dans le secteur de Grondines–Donnacona où la prévalence varie de 6 % à 22 %. En revanche, le secteur Gentilly-Batiscan est celui qui montre la prévalence la plus faible (0 % à 1 %). Des substances toxiques tels les sulfites, les métaux, les hydrocarbures chlorés, les acides et les alcalis présents dans les sédiments, les rejets municipaux ou industriels pourraient provoquer l'abrasion ou la précipitation du mucus recouvrant les nageoires (Mahoney *et al.* 1973; Mearns et Sherwood 1974; Snieszko 1974; Sherwood et Mearns 1977; Cross 1985; Reash et Berra 1989; Khan *et al.* 1992). Privées de leur couche protectrice, les nageoires sont par la suite envahies par des bactéries (*Aeromonas sp.*, *Pseudomonas sp.*, *Vibrio sp.*) et des parasites qui provoquent la destruction des tissus (Mahoney *et al.* 1973; Snieszko 1974; Ohio EPA 1989; Khan *et al.* 1992). Les espèces du secteur Grondines–Donnacona les plus fortement affectées par des érosions de nageoires ($n \geq 30$) sont le doré noir (16 %) et le meunier rouge (15 %).

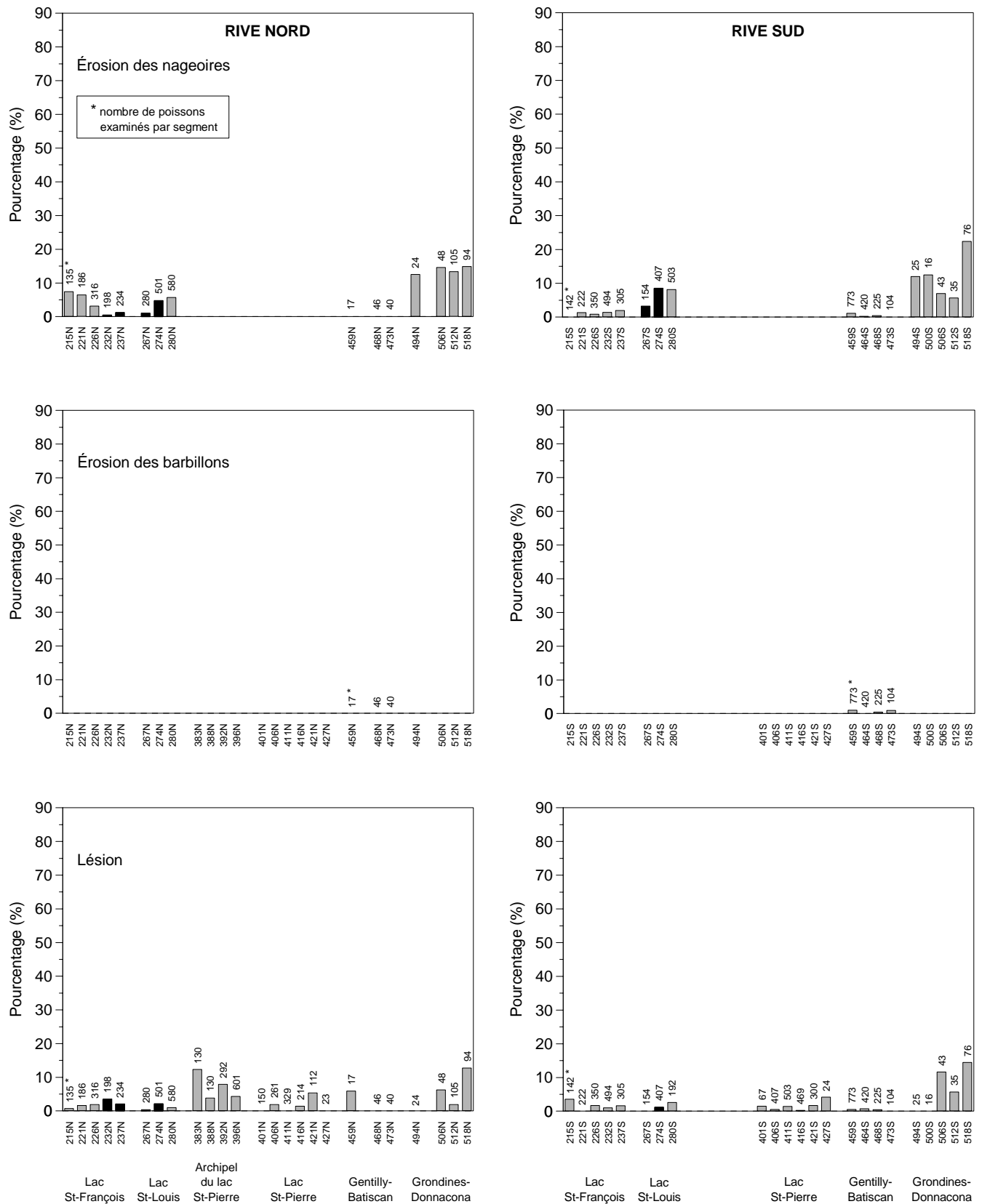


Figure 42b. Pourcentage des poissons de chaque segment du fleuve Saint-Laurent, capturés au filet maillant, affectés par différents types d'anomalies externes

Finalement, l'érosion des barbillons a une prévalence faible (0 % à 1 %) dans le secteur Gentilly-Batiscan, seul endroit où l'on a procédé à l'examen des poissons pour cette anomalie. On la trouve uniquement sur la rive sud, les espèces avec barbillons étant absentes de la rive nord, et elle n'affecte que la barbotte de rivière, malgré la présence de la carpe et de la barbotte brune. En aval d'un secteur urbain et industriel situé aux abords d'une rivière de l'Arkansas où l'eau et les sédiments étaient fortement contaminés, les barbillons de 38 % des barbottes de rivière étaient érodés, fourchus ou manquants alors qu'aucun poisson de la station de référence ne présentait cette anomalie (Ostrander *et al.* 1995). Le système sensoriel des poissons affectés pourrait être touché, ce qui en retour rend la capture de proies difficile et peut éventuellement entraîner une perte de poids (Ostrander *et al.* 1995).

4.8.1.3 Lésions

De 0 % à 14 % des poissons du Saint-Laurent sont affectés par des lésions (figure 42b). C'est la composante du DELT dont la prévalence est la troisième en importance. Seulement 8 % des segments de la rive nord et 9 % de ceux de la rive sud dépassent le seuil de 10 %, indicatif de mauvaise santé. On trouve les plus fortes proportions de lésions dans l'archipel du lac Saint-Pierre où le poisson castor, la barbotte brune, la carpe et le grand brochet sont, dans l'ordre, les espèces les plus affectées. Il en est de même pour le secteur Grondines-Donnacona où les espèces les plus touchées sont, sur la rive nord, les meuniers noir et rouge et sur la rive sud, le doré noir et le meunier rouge. Les lésions peuvent être causées par les bactéries (*Aeromonas sp.*, myxobactéries, etc.), les virus, les protozoaires et autres (Eller 1975; Gaines et Rogers 1975; Burse 1987; Ohio EPA 1989). La pollution organique peut favoriser la prolifération de ces organismes et ainsi accroître la susceptibilité des poissons aux infections (Eller 1975). La Violette (1999) a d'ailleurs observé une relation positive et significative entre les

concentrations de coliformes fécaux et les pourcentages de poissons atteints de lésions dans la rivière Yamaska.

4.8.1.4 Tumeurs

Les tumeurs sont le type d'anomalie composant le DELT qui affiche la plus faible prévalence (0 % à 9 %) dans le Saint-Laurent (figure 42c). Seules les tumeurs de type papillome sont toutefois considérées puisqu'elles sont aisément décelées à l'œil nu. Pour toute autre masse, il est pour le moins hasardeux de conclure à la présence d'une tumeur sans la confirmation du diagnostic par un vétérinaire. Les papillomes touchent trois espèces dans le fleuve, les meuniers noir et rouge ainsi que la carpe. Sur la rive nord, le segment 518N (4 %) est celui où la plus forte prévalence de papillomes est observée ($n \geq 30$) alors que sur la rive sud, ce sont les segments du lac Saint-Pierre 421S (3 %) et 411S (2 %). Les tumeurs peuvent être d'origine virale ou résulter d'une dégradation de l'environnement (Baumann *et al.* 1991; Smith 1994; CCCSF 1995). La prévalence de papillomes est plus élevée dans les milieux urbains que naturels (Harshbarger et Clark 1990; Hayes *et al.* 1990; Baumann *et al.* 1990; Allan *et al.* 1991; Mikaelian *et al.* 2000) et semble liée, entre autres, à la contamination des sédiments par les substances toxiques (Harshbarger et Clark 1990; Black et Baumann 1991; Baumann *et al.* 1996). Il faut toutefois user de prudence avant d'établir des comparaisons inter-segments ou inter-secteurs puisque les papillomes affectent un groupe très restreint d'espèces. Ainsi, une prévalence faible ou nulle de papillomes pourrait tout simplement refléter l'absence ou la faible représentativité de ce groupe d'espèces. Par ailleurs, ce n'est pas seulement le nombre de poissons de la communauté examinés qui a de l'importance mais le nombre de poissons des espèces susceptibles de présenter cette anomalie. En conclusion, afin d'étudier précisément la prévalence des papillomes oraux, peut-être serait-il plus représentatif d'examiner la proportion des espèces susceptibles d'être affectées

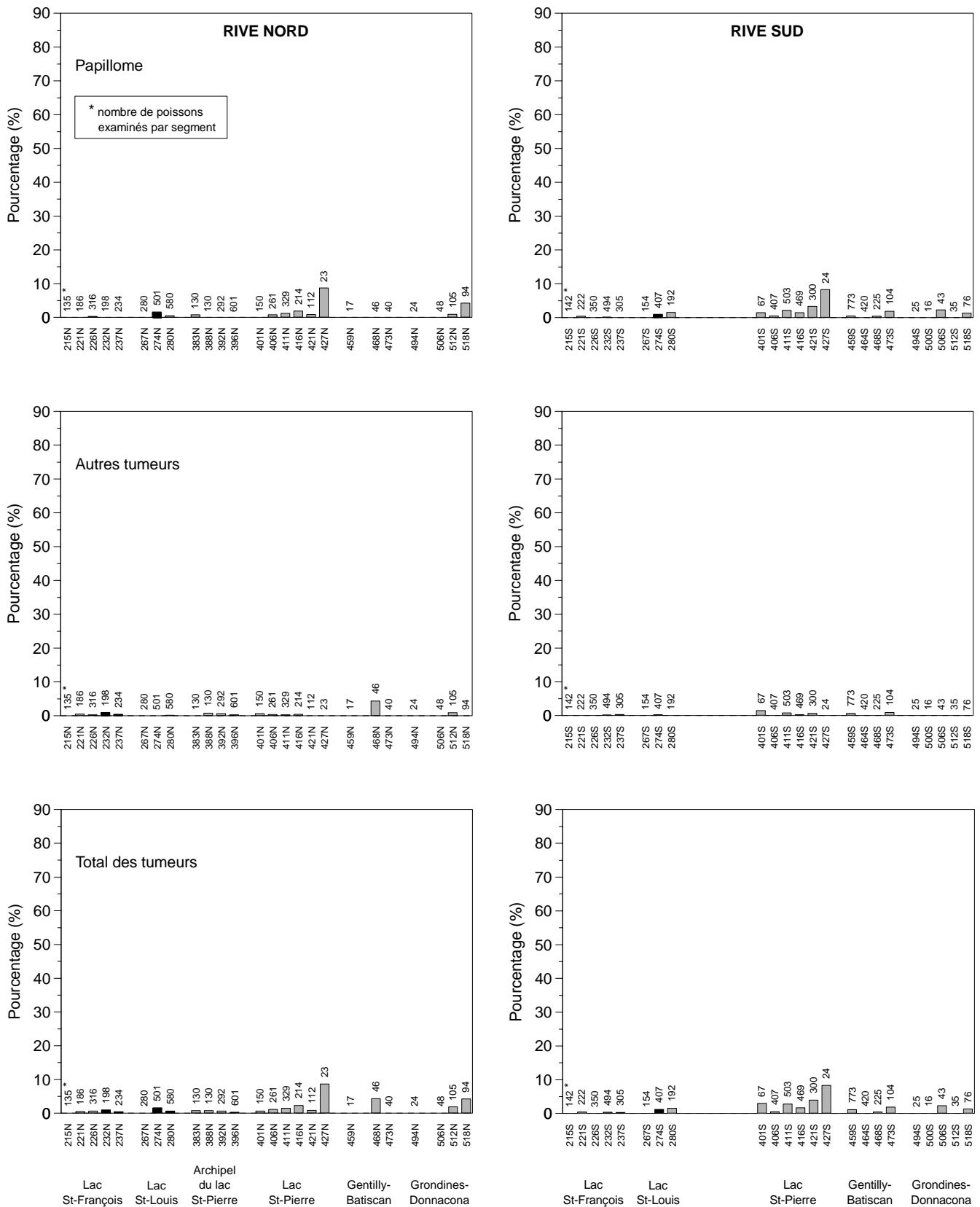


Figure 42c. Pourcentage des poissons de chaque segment du fleuve Saint-Laurent, capturés au filet maillant, affectés par différents types d'anomalies externes

par ce type d'anomalie, comme l'ont fait Mikaelian et Martineau (1997) avec le meunier noir, pour le site de Saint-Nicolas, près de Québec.

4.8.1.5 Parasites

L'infestation grave de **points noirs** n'a pas été observée chez les poissons du Saint-Laurent (figure 42d). Les points noirs sont le résultat de dépôts de mélanophores dans la capsule entourant un trématode parasite (stade métacercaire). Les zones lenticques, pourtant très répandues dans le Saint-Laurent, favoriseraient l'implantation des macrophytes et donc des gastéropodes, hôtes intermédiaires du parasite (Steedman 1991). Dans les rivières du bassin du Saint-Laurent où les proportions les plus élevées ont été observées (de l'Achigan, Chaudière ainsi que Yamaska et un de ses affluents), les espèces les plus affectées sont le naseux des rapides, le raseux-de-terre gris et le fouille-roche zébré (Richard 1994; Martel et Richard 1998; La Violette 1999), trois espèces qui ne sont pas capturées au filet maillant.

Les poissons du secteur Grondines–Donnacona semblent particulièrement affectés par une infestation grave de **sangsues**, où des proportions atteignant jusqu'à 27 % sont observées (figure 42d). Pour l'ensemble des autres secteurs du fleuve, les pourcentages sont en deçà de 5 %. L'espèce du secteur Grondines–Donnacona la plus touchée est le doré noir mais au segment 512N, la barbue de rivière est aussi infestée. Au site de Saint-Nicolas, en 1995, Mikaelian et Martineau (1997) ont aussi observé que les dorés et la barbue de rivière étaient fortement infestés par les sangsues. Ils n'ont pas identifié les espèces de sangsues, mais n'ont pu expliquer les différences entre les espèces uniquement par le mode de vie des poissons, certaines espèces de fond étant peu infestées (meunier rouge, carpe) tandis que d'autres l'étaient davantage (barbue de rivière). Ailleurs dans le fleuve, une plus grande variété d'espèces sont affectées. Pour le secteur Grondines–Donnacona, il est

possible que la forte prévalence reflète les plus petits nombres de poissons examinés. Toutefois, l'habitat physique (substrat, profondeur et vitesse du courant) est toutefois reconnu comme un facteur déterminant de la répartition spatiale, de la diversité et de la densité des espèces de sangsues du Saint-Laurent (Vincent et Vaillancourt 1980).

La **cécité** affecte particulièrement les communautés de l'archipel et du lac Saint-Pierre où la prévalence oscille entre 17 % et 55 % (segment 427N exclu; $n < 30$) (figure 42d). En revanche, c'est au lac Saint-François que les plus faibles proportions sont observées (0 % à 1 %). Parmi les espèces les plus atteintes ($n \geq 30$), on compte les dorés noir et jaune, le crapet de roche et le poisson-castor, pour l'archipel, et les meuniers noir et rouge, le doré jaune et le chevalier rouge, pour le lac Saint-Pierre. En considérant uniquement les populations de meunier noir et de doré jaune de deux secteurs cependant, Marcogliese *et al.* (2001) ont observé une prévalence plus élevée au lac Saint-Louis qu'au lac Saint-Pierre en 1997 qu'ils attribuent potentiellement au plus grand nombre de goélands à bec cerclé. Une autre étude n'avait toutefois révélé aucune différence significative du nombre moyen de parasites par poisson examiné entre cinq sites du Saint-Laurent situés entre Montréal et Trois-Rivières et ce, même si deux de ceux-ci abritaient d'importantes colonies de goélands à bec cerclé (Marcogliese et Compagna 1999). Les espèces de poisson lenticques sont généralement plus sujettes à l'infestation (Heckman 1983), de même que les espèces de poisson benthiques (Marcogliese et Compagna 1999). Dans le cas de l'archipel et du lac Saint-Pierre toutefois, à la fois des espèces favorisant les milieux lenticques et lotiques sont affectées. Au lac Saint-Pierre, les plus fortes prévalences sont observées chez les meuniers noir et rouge, deux espèces benthiques, ce qui n'est pas le cas pour l'archipel où deux espèces pélagiques, les dorés noir et jaune, sont les plus fortement infestés.

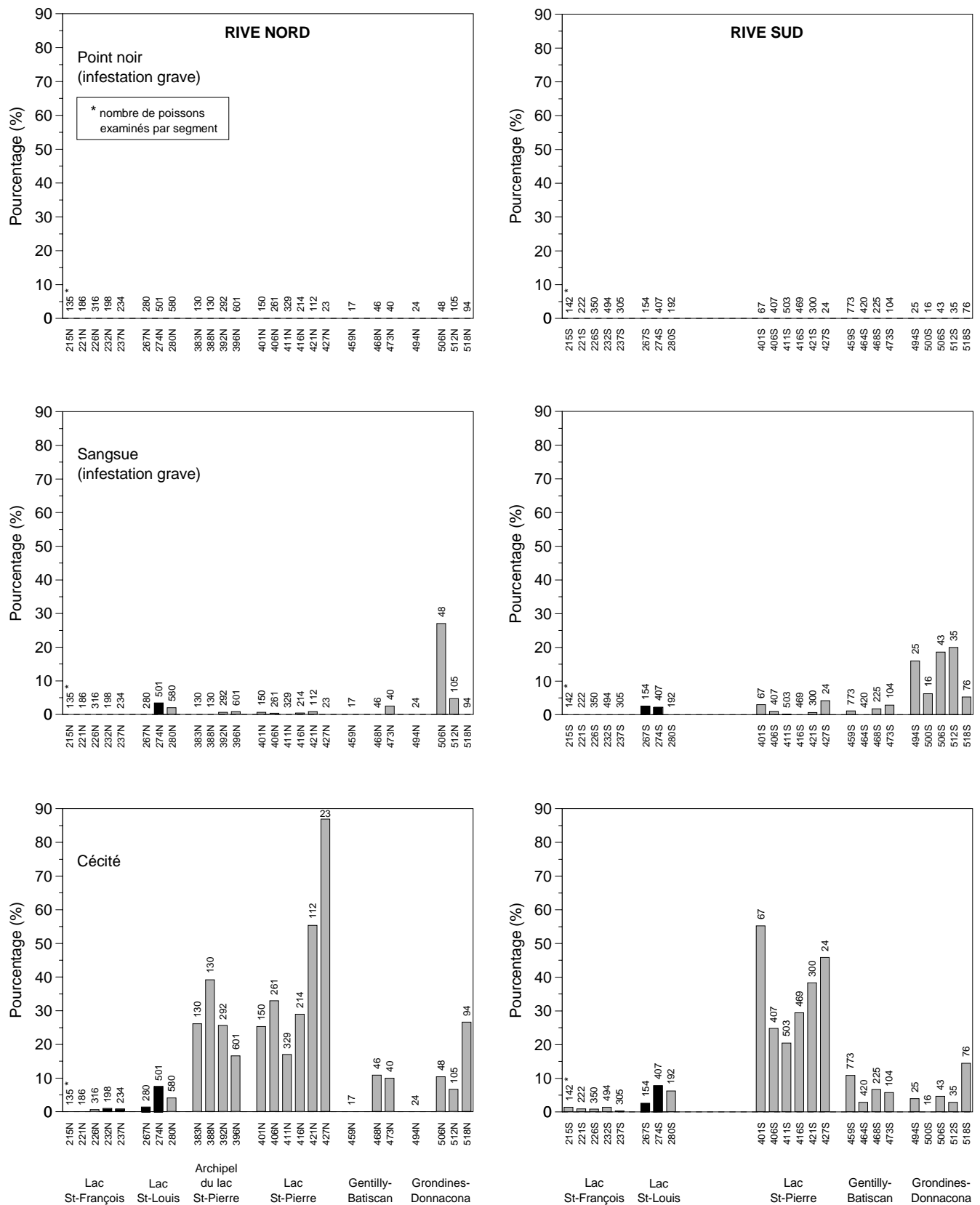


Figure 42d. Pourcentage des poissons de chaque segment du fleuve Saint-Laurent, capturés au filet maillant, affectés par différents types d'anomalies externes

La cécité est causée par un trématode du genre *Diplostomum* spp., parasite qui se trouve au stade adulte dans l'intestin des oiseaux ichtyophages et qui a comme hôtes intermédiaires les gastéropodes et les poissons. Chez ces derniers, le parasite perfore la peau ou les ouïes, puis migre vers les yeux pour s'y développer. Les premiers signes d'infection sont une inflammation des tissus et une rupture des vaisseaux sanguins, suivies d'une nécrose de la cornée, et finalement, de la destruction totale du cristallin. Devenus aveugles, les poissons sont davantage susceptibles à la prédation (Crowden et Broom 1980 cités par Marcogliese *et al.* 2001; Brassard *et al.* 1982), mais peuvent aussi finir par mourir d'inanition (Heckmann 1983). Aucun effet négatif de la douve de l'œil sur la croissance, la condition et le rapport gonadosomatique n'a toutefois été observé chez le meunier noir et le doré jaune des lacs Saint-Louis et Saint-Pierre en 1997 et ce, même si le doré est un prédateur visuel (Marcogliese *et al.* 2001). Il ne semble pas y avoir de relation établie entre le niveau de pollution et l'incidence de cette anomalie, dont la proportion augmente avec l'accroissement du nombre de gastéropodes (Muzall *et al.* 1990) et d'oiseaux prédateurs (MLCP 1993). Il n'est cependant pas exclu qu'un poisson dont le système immunitaire est affaibli par le stress soit davantage sujet à l'infection du parasite. Trois hypothèses sont formulées pour expliquer la plus forte prévalence de ce type d'anomalie dans le lac Saint-Pierre et son archipel : (1) une plus forte abondance d'oiseaux ichtyophages et/ou de gastéropodes; (2) la non-équivalence des codes de cécité utilisés pour ces secteurs en 1995 et les codes utilisés ultérieurement pour les autres secteurs (voir section 3.3.1.8); et (3) pour le lac Saint-Pierre, des observateurs plus expérimentés, ayant travaillé antérieurement à des projets spécifiques sur la cécité, et donc plus éveillés à déceler ce type d'anomalie. Ces hypothèses restent toutefois à vérifier.

La prévalence du **parasitisme** (autre que points noirs, sangsues et *Diplostomum*) est la plus

élevée aux segments 383N (18 %) et 388N (20 %) de l'archipel du lac Saint-Pierre, 416S (19 %) sur la rive sud du lac Saint-Pierre, 267S (17 %) et 274S (18 %) sur la rive sud du lac Saint-Louis et 267N à 280N (13 % à 16 %) sur la rive nord du lac Saint-Louis (figure 42e). Les valeurs au lac Saint-Louis où des stations ont été rejetées (représentées en noir à la figure 42e) doivent toutefois être interprétées avec prudence. Même si les parasites sont peu pathogènes, il n'est pas exclu, particulièrement en milieu pollué, qu'ils puissent diminuer le taux de survie des poissons. Il peut y avoir un lien entre le taux de parasitisme et le niveau de stress que subissent les organismes soit par la pollution, la prédation ou tout autre facteur (Esch *et al.* 1975). En augmentant la sécrétion de corticostéroïdes, il a été démontré que le stress affaiblissait le système immunitaire et, par le fait même, la résistance des animaux de laboratoire aux infections parasitaires (Christian 1950 cité par Esch *et al.* 1975; Selye 1950; Christian et Davis 1964). Plus particulièrement chez le poisson, on a observé une augmentation du taux de parasitisme dans les zones de rejets de fabriques de pâtes et papier (Khan *et al.* 1992). De plus, le parasitisme peut rendre les poissons davantage sujets à des infections secondaires ou même réduire leur tolérance aux changements du milieu (Herman 1990).

4.8.1.6 Enroulement ou patron irrégulier des écailles

La prévalence d'enroulement ou de patron irrégulier des écailles est relativement faible dans le fleuve Saint-Laurent (0 % à 7 %) (figure 42e). Les valeurs maximales sont observées aux segments 518N (7 %) et 518S (5 %) du secteur Grondines–Donnacona, pour les meuniers noir et rouge ainsi que le chevalier rouge. Le segment 383N (5 %) de l'archipel du lac Saint-Pierre présente aussi une valeur élevée mais c'est plutôt le grand brochet qui est affecté. Minckley *et al.* (1964) ont observé que les catostomidés étaient plus souvent atteints que les autres groupes. Dans le Saint-Laurent toutefois, une variété

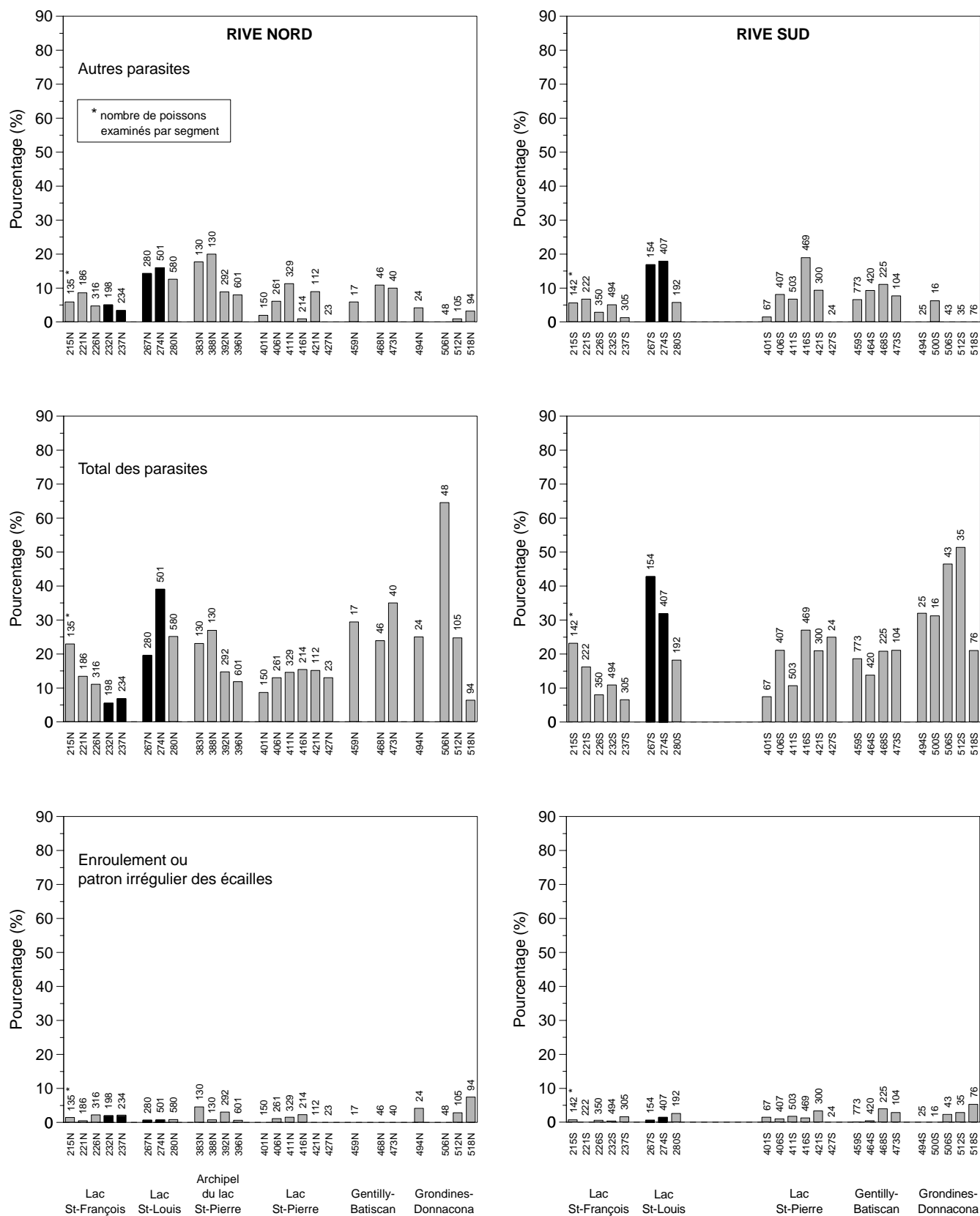


Figure 42e. Pourcentage des poissons de chaque segment du fleuve Saint-Laurent, capturés au filet maillant, affectés par différents types d'anomalies externes

d'espèces (meuniers noir et rouge, chevaliers rouge et blanc, grand brochet, carpe, poisson-castor, crapet de roche, laquaiche argentée, perchaude, dorés jaune et noir) présentent ce type d'anomalie mais, outre le grand brochet et la carpe, ce sont les membres de la famille des catostomidés qui en affichent les plus fortes proportions. L'enroulement des écailles pourrait être une séquelle d'une ancienne lésion cutanée ou encore être attribuable à un facteur environnemental (pollution, parasite) ou même être d'origine génétique (Minkley *et al.* 1964; Uhland 2000).

4.8.1.7 Autres anomalies

Les autres anomalies (mauvaise condition, marque de lamproie, yeux exorbités) ont une prévalence très faible dans le Saint-Laurent (< 1 %) (figure 42f). Les espèces où des marques de lamproies ont été recensées sont le grand brochet, le doré jaune et la perchaude.

4.8.2 PAR SECTEURS

4.8.2.1 DELT

Aucun secteur du Saint-Laurent ne présente des pourcentages de poissons affectés par des anomalies de type DELT représentatifs de communautés en santé (figure 43). La rive nord du lac Saint-François et la rive sud du secteur de Gentilly-Batiscan affichent des proportions qui reflètent une santé précaire alors que partout ailleurs, les proportions sont indicatives de mauvaise santé. Sur la rive nord, la prévalence du DELT double du lac Saint-François au lac Saint-Louis (9 % à 23 %) et se maintient à un niveau tout aussi élevé (23 %) dans l'archipel du lac Saint-Pierre. Tel que discuté précédemment, le secteur de l'archipel est influencé par les rejets urbains de Montréal et de Laval. Ce n'est qu'à partir du lac Saint-Pierre que la proportion de DELT diminue pour augmenter de nouveau de façon importante dans le secteur de Grondines–Donnacona, pour les raisons discutées à la section 4.8.1.1. Sur la rive sud, on observe un patron similaire, soit une proportion de DELT qui

double du lac Saint-François (12 %) au lac Saint-Louis (27 %) et qui s'atténue en aval dans les secteurs du lac Saint-Pierre et de Gentilly-Batiscan, pour finalement plus que quadrupler dans le secteur de Grondines–Donnacona.

4.9 INDICE D'INTÉGRITÉ BIOTIQUE

4.9.1 PAR SEGMENTS

4.9.1.1 Méthode originale (cotes discrètes 1,3,5)

Évolution spatiale et signification environnementale

L'indice d'intégrité biotique est relativement constant pour l'ensemble des segments du Saint-Laurent et oscille généralement entre les classes moyenne et faible (figure 44), ce qui indique que le fleuve est dans un état passablement détérioré. Aucun segment ne se classe dans la catégorie excellente et seuls deux segments se situent dans la classe bonne (267S et 473N). Par ailleurs, les seuls segments avec des valeurs très faibles (226N, 221S et 232S) appartiennent au lac Saint-François.

Le lac Saint-François est le secteur qui, d'après les valeurs de l'indice, est le plus perturbé du Saint-Laurent; tous les segments affichent des valeurs variant de faible à très faible. Ce résultat signifie que l'érection de barrages à l'entrée et à la sortie du lac, le rehaussement et la stabilisation du niveau d'eau ainsi que l'élimination de la plaine d'inondation printanière et de zones de rapides pourraient compter parmi les sources de stress les plus importantes infligées aux communautés de poissons. Sur la rive nord, une récupération est observée entre les segments 226N et 232N où l'IIB augmente de dix unités, passant de la classe très faible à faible (figure 44; tableau 7a). Cette hausse de l'indice est attribuable à une diminution des proportions de poissons tolérants et omnivores et concorde avec le gradient croissant de qualité observé, d'ouest en est du lac, d'après la répartition des contaminants et un indice basé sur les invertébrés benthiques (Bureau et Sloterdijk 1992 cités par Armellin *et al.* 1994a; Pinel Alloul *et al.* 1996) (voir section 4.8.1.1). Sur la rive sud, l'indice oscille aussi entre

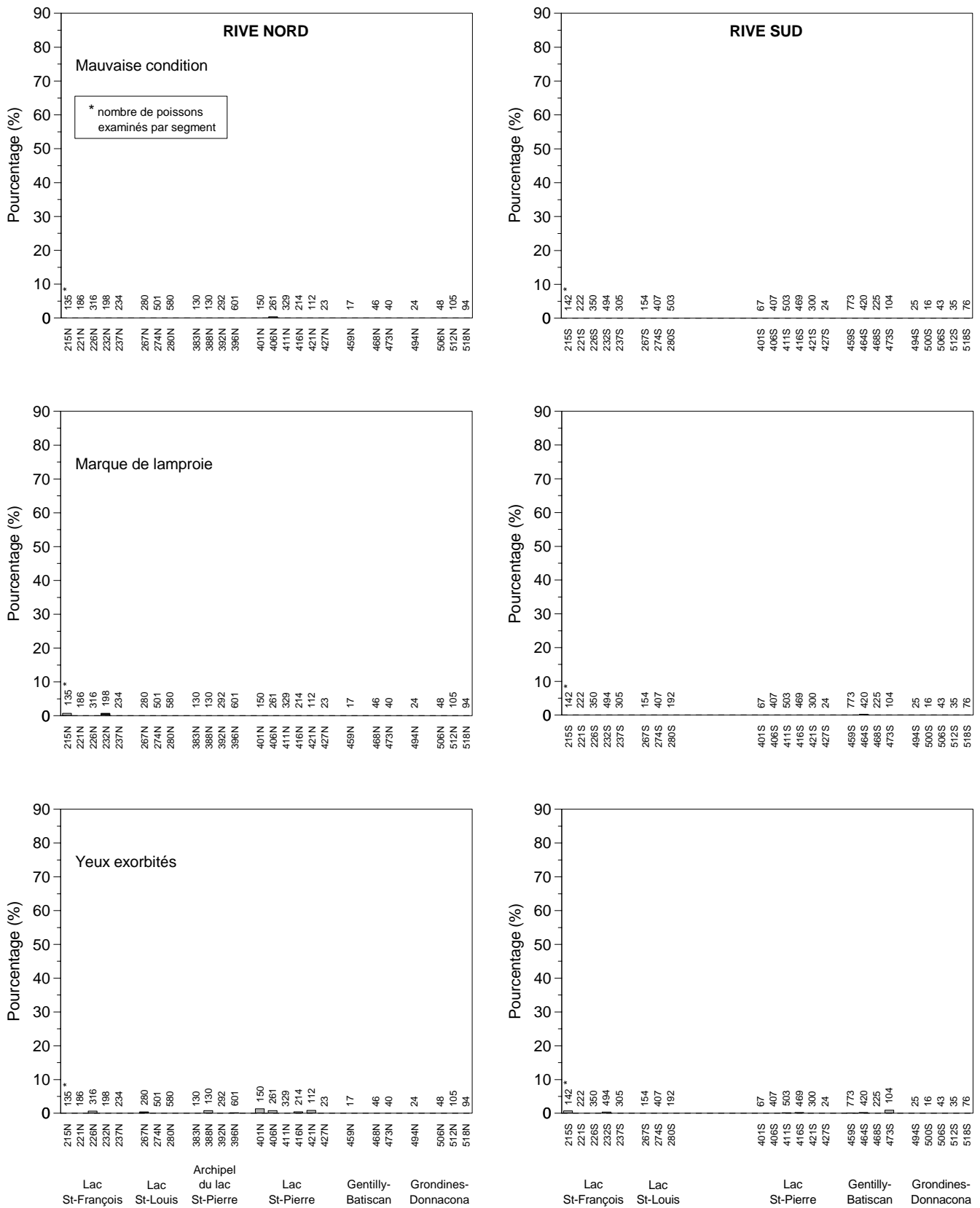


Figure 42f. Pourcentage des poissons de chaque segment du fleuve Saint-Laurent, capturés au filet maillant, affectés par différents types d'anomalies externes

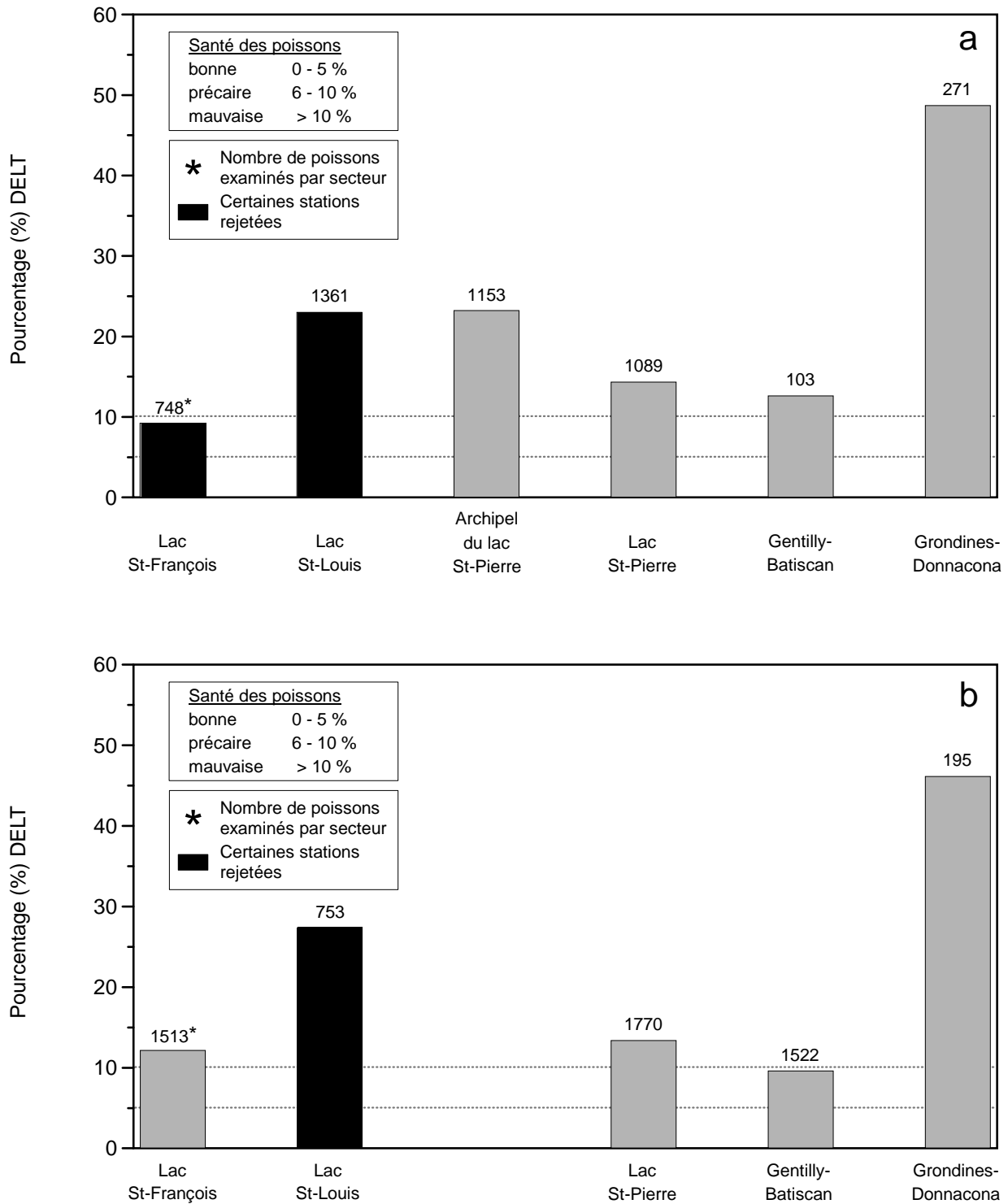


Figure 43. Pourcentage des poissons de chaque secteur de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent, capturés au filet maillant, affectés par une ou plusieurs anomalies de type DELT

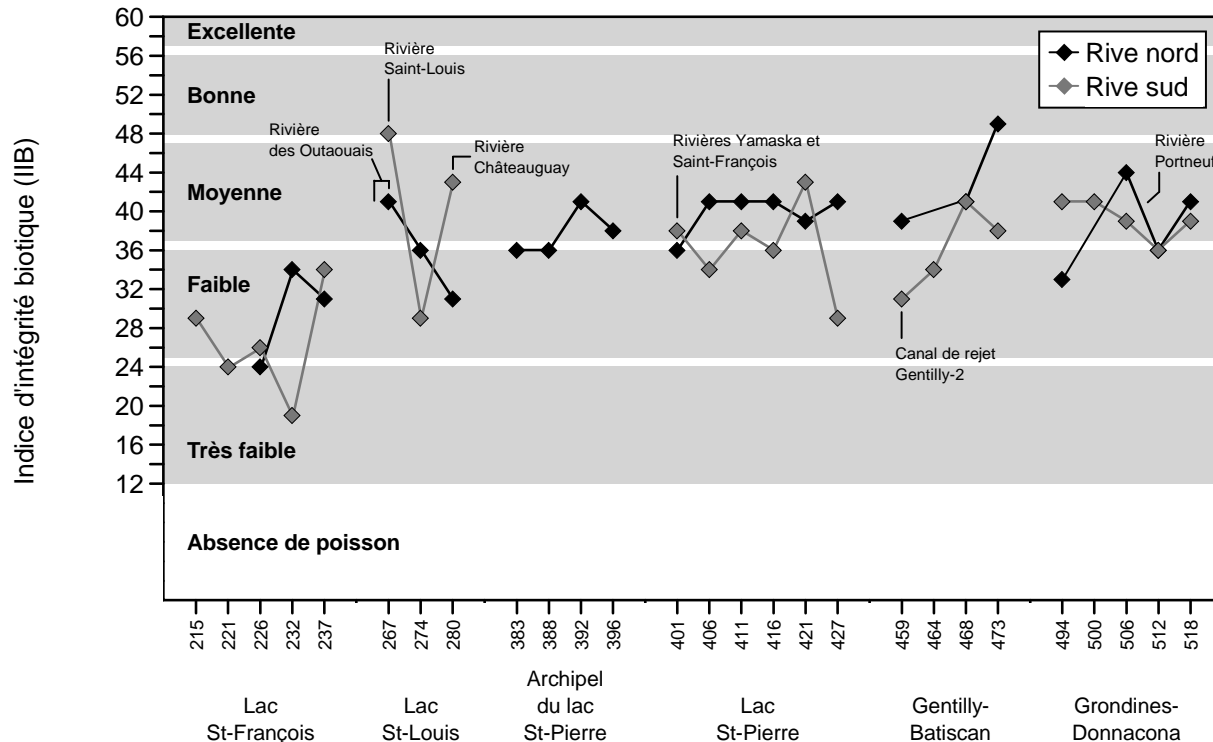


Figure 44. Variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique à cotes discrètes (1, 3, 5) pour les différents segments du fleuve Saint-Laurent

les classes faible et très faible et atteint la valeur minimum pour l'ensemble du fleuve au segment 232S (IIB = 26). À cet endroit, toutes les variables de l'indice sauf le nombre d'espèces indigènes et la biomasse totale par unité d'effort (espèces indigènes capturées au filet excluant les tolérants) atteignent la cote environnementale la plus faible (tableau 7b). Ce segment recouvre une zone de sédimentation qui présentait, en 1989, des concentrations élevées de mercure et de BPC (Lorrain *et al.* 1993). Au segment situé en aval (237S), l'IIB augmente de 15 unités, montrant ainsi une amélioration. La sortie du lac représente normalement une zone où les sédiments et les meuniers noirs sont fortement contaminés par les BPC (Sloterdijk 1985, 1991 cités par Fortin *et al.* 1994a; Laliberté, en préparation).

Au lac Saint-Louis, les valeurs de l'indice sont généralement supérieures à celles du lac Saint-François et fluctuent entre les classes faible et

bonne. Sur la rive nord, l'IIB diminue progressivement de la classe moyenne à faible de l'amont vers l'aval, une baisse de dix unités qui pourrait vraisemblablement être attribuable à la pollution résiduelle de la rivière des Outaouais dont la confluence se situe au segment 267N. La rive sud de l'île de Montréal présente aussi un milieu urbain presque continu qui se caractérise par un degré élevé d'artificialisation (Auger *et al.* 1984 cités par Armellin *et al.* 1994b). Ce facteur est probablement, en partie, à l'origine des valeurs plutôt faibles de l'indice, mais non de sa diminution puisqu'il est constant d'amont en aval. Les métaux lourds provenant de la rivière des Outaouais contamineraient surtout les sédiments des segments 274N et 280N. Avant juin 1988, quelques sources ponctuelles se déversaient dans le segment 280N (voir section 4.8.1.1), contaminant les sédiments. Cette contamination pourrait peut-être expliquer les valeurs plus

Tableau 7a. Valeurs de chacune des variables^a et codification retenue [] pour le calcul de l'indice d'intégrité biotique à cotes discrètes (1, 3, 5) de la rive nord du fleuve Saint-Laurent

Secteur	Segment	Macro-habitat	Nb_espin		Nesp_catost		Nesp_int		P_tol		P_omnivore		P_cypinsec		P_insectot		P_piscivore		BUEtot		P_phyto		PDELT		IIB			
			valeur	cote	valeur	cote	valeur	cote	valeur	cote	valeur	cote	valeur	cote	valeur	cote	valeur	cote	valeur	cote	valeur	cote	valeur	cote	valeur	cote	Valeur	classe
Lac Saint-François	226N	1	17	[3]	1	[1]	0	[1]	29	[1]	24	[1]	2	[1]	9	[5]	7 561	[3]	21	[3]	12	[1]	24	[1]	24	[1]	24	Très faible
	232N	1	17	[3]	0	[1]	1	[1]	9	[5]	3	[5]	2	[1]	14	[5]	7 318	[3]	10	[1]	10	[3]	34	[3]	34	[3]	34	Faible
	237N	1	18	[3]	3	[5]	1	[1]	28	[1]	21	[1]	1	[1]	7	[3]	6 044	[3]	18	[3]	5	[5]	31	[5]	31	[5]	31	Faible
Lac Saint-Louis	267N	1	33	[5]	3	[5]	3	[3]	21	[3]	17	[1]	22	[3]	4	[3]	18 532	[5]	14	[3]	10	[3]	41	[3]	41	[3]	41	Moyenne
	274N	1	31	[5]	3	[5]	3	[3]	25	[1]	22	[1]	29	[3]	2	[1]	17 499	[5]	40	[5]	30	[1]	36	[1]	36	[1]	36	Faible
	280N	1	28	[5]	3	[5]	3	[3]	24	[1]	19	[1]	16	[1]	2	[1]	12 719	[5]	13	[3]	25	[1]	31	[1]	31	[1]	31	Faible
Archipel lac St-Pierre	383N	1	25	[5]	2	[3]	2	[3]	17	[3]	8	[3]	37	[5]	3	[1]	11 226	[3]	14	[3]	35	[1]	36	[1]	36	[1]	36	Faible
	388N	1	29	[5]	3	[5]	3	[3]	16	[3]	11	[3]	58	[5]	3	[1]	7 220	[3]	10	[1]	30	[1]	36	[1]	36	[1]	36	Faible
	392N	1	33	[5]	3	[5]	5	[5]	20	[3]	14	[3]	40	[5]	3	[1]	8 378	[3]	14	[3]	21	[1]	41	[1]	41	[1]	41	Moyenne
	396N	1	37	[5]	4	[5]	5	[5]	25	[1]	21	[1]	20	[3]	4	[3]	8 162	[3]	24	[5]	21	[1]	38	[1]	38	[1]	38	Moyenne
	401N	1	25	[5]	3	[5]	3	[3]	34	[1]	19	[1]	17	[3]	5	[3]	9 668	[3]	21	[3]	9	[3]	36	[3]	36	[3]	36	Faible
Lac Saint-Pierre	406N	2	19	[5]	2	[3]	3	[5]	15	[3]	8	[1]			77	[5]	6 799	[5]			12	[1]	41	[1]	41	[1]	41	Moyenne
	411N	2	17	[5]	2	[3]	1	[3]	17	[3]	11	[1]			78	[5]	10 919	[5]			7	[3]	41	[3]	41	[3]	41	Moyenne
	416N	2	21	[5]	4	[5]	2	[5]	23	[1]	11	[1]			75	[5]	8 634	[5]			18	[1]	41	[1]	41	[1]	41	Moyenne
	421N	2	20	[5]	4	[5]	1	[3]	37	[1]	11	[1]			75	[5]	7 835	[5]			35	[1]	39	[1]	39	[1]	39	Moyenne
	427N	2	16	[5]	3	[5]	1	[3]	13	[3]	10	[1]			65	[5]	4 447	[3]			43	[1]	41	[1]	41	[1]	41	Moyenne
	459N	2	14	[5]	2	[3]	1	[3]	10	[5]	1	[5]			28	[3]	1 974	[1]			18	[1]	39	[1]	39	[1]	39	Moyenne
Gentilly-Batiscan	468N	2	17	[5]	3	[5]	1	[3]	18	[3]	0	[5]			43	[3]	4 897	[3]			15	[1]	41	[1]	41	[1]	41	Moyenne
	473N	2	14	[5]	4	[5]	1	[3]	10	[5]	2	[5]			27	[3]	6 626	[3]			8	[3]	49	[3]	49	[3]	49	Bonne
	494N	3	16	[5]	3	[5]	0	[1]	42	[1]	4	[5]			84	[5]	2 701	[1]			50	[1]	33	[1]	33	[1]	33	Faible
Grondines-Donnacona	506N	3	13	[5]	2	[3]	0	[1]	9	[5]	5	[5]			33	[3]	16 086	[5]			58	[1]	44	[1]	44	[1]	44	Moyenne
	512N	3	14	[5]	3	[5]	0	[1]	8	[5]	13	[1]			19	[1]	17 863	[5]			48	[1]	36	[1]	36	[1]	36	Faible
	518N	3	17	[5]	3	[5]	2	[5]	26	[3]	18	[1]			60	[5]	9 792	[3]			45	[1]	41	[1]	41	[1]	41	Moyenne

a: Nb_espin: nombre d'espèces indigènes; Nesp_catost: nombre d'espèces de catostomidés; Nesp_int: nombre d'espèces intolérantes; P_tol: densité relative des tolérants; P_omnivore: densité relative des omnivores; P_cypinsec: densité relative de cyprinidés insectivores; P_insectot: densité relative des insectivores totaux; P_piscivore: densité relative des piscivores; BUEtot: biomasse totale par unité d'effort (captures au filet et excluant les tolérants); P_phyto: densité relative des phytophiles; PDELT: pourcentage de poissons affectés par des anomalies de type DELT

Tableau 7b. Valeurs de chacune des variables^a et codification retenue [] pour le calcul de l'indice d'intégrité biotique à cotes discrètes (1, 3, 5) de la rive sud du fleuve Saint-Laurent

Secteur	Segment	Macro-habitat	Nb_espin		Nesp_catost		Nesp_int		P_tol		P_omnivore		P_cypinsec		P_insectot		P_piscivore		BUEtot		P_phyto		PDELT		IIB				
			valeur	cote	valeur	cote	valeur	cote	valeur	cote	valeur	cote	valeur	cote	valeur	cote	valeur	cote	valeur	cote	valeur	cote	valeur	cote	valeur	cote	valeur	cote	
Lac Saint-François	215S	4	19	[3]	3	[5]	1	[1]	39	[1]	27	[3]	35	[3]	4	[1]	5 590	[1]	47	[3]	10	[3]	29	[3]	29	[3]	29	[3]	Faible
	221S	4	20	[5]	2	[3]	1	[1]	53	[1]	28	[3]	1	[1]	5	[1]	8 607	[3]	9	[1]	18	[1]	24	[1]	24	[1]	Très faible		
	226S	4	14	[3]	2	[3]	0	[1]	36	[3]	21	[3]	1	[1]	6	[1]	9 403	[3]	17	[1]	9	[3]	26	[3]	26	[3]	Faible		
	232S	4	20	[5]	1	[1]	1	[1]	56	[1]	43	[1]	7	[1]	3	[1]	6 153	[3]	12	[1]	12	[1]	19	[1]	19	[1]	Très faible		
	237S	4	16	[3]	3	[5]	1	[1]	17	[5]	12	[5]	45	[3]	3	[1]	4 701	[1]	45	[3]	13	[1]	34	[1]	34	[1]	Faible		
Lac Saint-Louis	267S	4	29	[5]	3	[5]	2	[3]	12	[5]	10	[5]	73	[5]	1	[1]	17 341	[5]	68	[5]	25	[1]	48	[1]	48	[1]	Bonne		
	274S	4	26	[5]	3	[5]	2	[3]	54	[1]	46	[1]	2	[1]	4	[1]	9 752	[3]	47	[3]	30	[1]	29	[1]	29	[1]	Faible		
	280S	4	23	[5]	3	[5]	1	[1]	2	[5]	1	[5]	94	[5]	1	[1]	9 803	[3]	87	[5]	23	[1]	43	[1]	43	[1]	Moyenne		
	401S	4	25	[5]	2	[3]	3	[5]	28	[3]	25	[3]	31	[3]	11	[3]	9 563	[3]	24	[3]	27	[1]	38	[1]	38	[1]	Moyenne		
Lac Saint-Pierre	406S	4	19	[3]	1	[1]	4	[5]	40	[1]	28	[3]	19	[1]	4	[1]	14 766	[5]	55	[5]	8	[3]	34	[3]	34	[3]	Faible		
	411S	4	23	[5]	3	[5]	2	[3]	46	[1]	8	[5]	25	[1]	4	[1]	12 277	[5]	63	[5]	17	[1]	38	[1]	38	[1]	Moyenne		
	416S	4	19	[3]	3	[5]	2	[3]	35	[3]	17	[3]	1	[1]	10	[3]	10 997	[3]	28	[3]	8	[3]	36	[3]	36	[3]	Faible		
	421S	4	23	[5]	4	[5]	3	[5]	35	[3]	22	[3]	8	[1]	15	[5]	17 766	[5]	30	[3]	18	[1]	43	[1]	43	[1]	Moyenne		
	427S	4	15	[3]	1	[1]	2	[3]	39	[1]	13	[5]	17	[1]	20	[5]	6 683	[3]	18	[1]	33	[1]	29	[1]	29	[1]	Faible		
	459S	4	29	[5]	3	[5]	1	[1]	59	[1]	30	[1]	1	[1]	7	[3]	20 393	[5]	35	[3]	12	[1]	31	[1]	31	[1]	Faible		
	464S	4	23	[5]	4	[5]	1	[1]	28	[3]	18	[3]	3	[1]	8	[3]	8 466	[3]	4	[1]	8	[3]	34	[3]	34	[3]	Faible		
	468S	4	19	[3]	3	[5]	2	[3]	37	[3]	12	[5]	2	[1]	13	[3]	13 136	[5]	8	[1]	5	[5]	41	[5]	41	[5]	Moyenne		
Grondines-Donnacona	473S	4	20	[5]	4	[5]	0	[1]	14	[5]	13	[5]	13	[1]	20	[5]	7 002	[3]	13	[1]	11	[1]	38	[1]	38	[1]	Moyenne		
	494S	3	14	[5]	3	[5]	0	[1]	7	[5]	5	[5]			63.2	[5]	5 211	[1]			40	[1]	41	[1]	41	[1]	Moyenne		
	500S	3	13	[5]	3	[5]	0	[1]	3	[5]	1	[5]			69.1	[5]	4 181	[1]			44	[1]	41	[1]	41	[1]	Moyenne		
	506S	3	13	[5]	2	[3]	0	[1]	6	[5]	4	[5]			17.5	[1]	8 121	[3]			49	[1]	39	[1]	39	[1]	Moyenne		
	512S	3	13	[5]	3	[5]	0	[1]	31	[1]	3	[5]			69.1	[5]	4 901	[1]			46	[1]	36	[1]	36	[1]	Faible		
518S	3	16	[5]	3	[5]	0	[1]	40	[1]	5	[5]			61	[5]	6 710	[3]			47	[1]	39	[1]	39	[1]	Moyenne			

a: Nb_espin: nombre d'espèces indigènes; Nesp_catost: nombre d'espèces de catostomidés; Nesp_int: nombre d'espèces intolérantes; P_tol: densité relative des tolérants; P_omnivore: densité relative des omnivores; P_cypinsec: densité relative de cyprinidés insectivores; P_insectot: densité relative des insectivores totaux; P_piscivore: densité relative des piscivores; BUEtot: biomasse totale par unité d'effort (captures au filet et excluant les tolérants); P_phyto: densité relative des phytophiles; PDELT: pourcentage de poissons affectés par des anomalies de type DELT

faibles de l'indice, quoique le niveau récent de contamination ne soit pas connu.

Sur la rive sud, l'IIB effectue une chute appréciable de 19 unités en aval de la zone de confluence de la rivière Saint-Louis, passant de la classe bonne à faible. En aval (280S), la récupération de la communauté de poissons s'illustre par une augmentation de 14 unités et le passage de la classe faible à moyenne. La dégradation de l'écosystème dans le secteur des îles de la Paix, mise en évidence tout au long de cette étude par plusieurs variables des communautés de poissons, se reflète aussi au niveau de l'IIB. Quatre entreprises industrielles polluantes des secteurs de la métallurgie, des pâtes et papier et de la chimie organique, localisées à Melocheville-Beauharnois, y ont contaminé la masse d'eau, les sédiments et les organismes (benthos, poisson) en déversant pendant plusieurs années leur eaux usées non traitées directement dans le lac Saint-Louis ou indirectement via la rivière Saint-Louis (Désilets et Langlois 1989; Rondeau 1993 cité par Willsie et Costan 1996; Fortin *et al.* 1994b; Willsie et Costan 1996; Désy *et al.* 2000; Laliberté, en préparation). L'une d'elles, du secteur de la métallurgie, a fermé ses portes en 1991 (SLV 2000 1996a). Les trois autres ont effectué des travaux d'assainissement au cours des dix dernières années (SLV 2000 1996b; 1996c; 1996d). De plus, quatre sites de déchets toxiques situés dans les municipalités de Beauharnois et de Melocheville sont susceptibles de contaminer les eaux de la rivière et du lac Saint-Louis (Fortin *et al.* 1994b).

Sur la rive nord de l'archipel du lac Saint-Pierre, l'indice d'intégrité biotique augmente de l'amont vers l'aval, de la classe faible (383N et 388N) à moyenne (392N et 396N) (figure 44). Cette hausse, d'au plus cinq unités (tableau 7a), pourrait refléter, en partie, la dilution de la pollution associée aux rejets municipaux de Laval (non traités au moment de l'étude en 1995) et de Montréal. En revanche, cette augmentation pourrait aussi être simplement aléatoire car les variables de l'IIB n'évoluent pas toutes dans le même

sens. De plus, on ne connaît pas l'ampleur des fluctuations naturelles de l'IIB. Sur la rive nord du lac Saint-Pierre, l'IIB se maintient dans la classe moyenne, prenant des valeurs entre 39 et 41 pour la quasi-totalité des segments (406N à 427N). Par ailleurs, ces valeurs sont généralement plus élevées que sur la rive sud, où l'indice oscille entre les classes faible et moyenne. Trois segments (401S, 406S et 427S) doivent cependant être exclus, sur la rive sud, puisqu'ils présentent un faible nombre de stations et qu'ils n'ont pas été échantillonnés en milieu lotique. L'augmentation de sept unités entre les segments 416S et 421S pourrait indiquer une amélioration engendrée par la dilution graduelle de la pollution des rivières Saint-François et Yamaska, dont l'impact se fait probablement sentir à partir du segment 411S (voir section 4.8.1.1). Elle pourrait toutefois aussi n'être pas significative, tout comme la différence de trois à cinq unités qui sépare les segments des rives nord et sud (411 à 421). Du point de vue de l'habitat, la rive sud du lac Saint-Pierre compte une superficie d'herbiers deux fois plus importante que celle de la rive nord et est moins fortement affectée par le batillage des navires (Massé et Mongeau 1974). En revanche, la rive sud est davantage touchée par la pollution (pôle industriel de Sorel-Tracy, confluence des rivières Richelieu, Yamaska et Saint-François). Les chances de pouvoir mettre en évidence des différences importantes entre les deux rives sont cependant diminuées du fait que nous n'avons pu conserver que trois segments. Par ailleurs, nous verrons ultérieurement que la substitution des insectivores totaux aux cyprinidés insectivores, sur la rive nord du lac Saint-Pierre, contribue à augmenter la valeur de l'indice sur cette rive.

Sur la rive nord du secteur Gentilly-Batiscan, l'IIB s'accroît progressivement de la classe moyenne à bonne et affiche des valeurs égales ou supérieures à celles de la rive sud. Ce résultat doit toutefois être interprété avec prudence vu le plus faible nombre de stations et la pêche moins systématique sur la rive nord. La récupération des

communautés de poissons constatée au segment 473N semble tout de même concorder avec la dilution de la pollution résiduelle des rejets municipaux de Laval et de Montréal et de celle provenant de la rivière Saint-Maurice et de Trois-Rivières–Cap-de-la-Madeleine (voir section 4.8.1.1). Sur la rive sud, l'indice augmente de faible (459S et 464S) à moyen (468S et 473S) avec l'éloignement de l'effluent thermique de Gentilly-2 et l'atténuation de la pollution provenant du parc industriel de Bécancour. Nous avons toutefois constaté, dans les sections antérieures de ce rapport, des oppositions importantes selon les variables observées qui pourraient refléter les effets de divers types de pollution. Ainsi, la proportion de tolérants, d'omnivores et la prévalence d'anomalies DELT diminuent vers l'aval conformément au patron attendu. En revanche, la baisse de la densité, de la biomasse et du nombre d'espèces diffère de ce qui est généralement observé dans les cas de contamination par les substances toxiques, mais pourrait par exemple, traduire les effets de la pollution thermique. Aux sources de pollution thermique et chimique s'ajoutent une modification de l'habitat physique importante, le quai de Bécancour, et des différences d'habitat entre les segments situés en amont et en aval, qu'on attribue respectivement à la présence et à l'absence de battures. Il devient donc extrêmement difficile, voire impossible, d'interpréter le patron de variation de l'indice sur la rive sud de Gentilly-Batiscan, tout comme de déterminer comment les diverses sources de stress influencent chacune des composantes de l'indice. Par ailleurs, à l'instar du lac Saint-Pierre, les valeurs plus faibles de l'indice sur la rive sud relativement à la rive nord sont soit, non significatives, ou reflètent la substitution de variables entre les cyprinidés insectivores et les insectivores totaux, ou encore l'opposition entre les stress anthropiques qui affectent les deux rives. D'une part, la rive sud est caractérisée par de vastes superficies d'herbiers, des hauts-fonds et des battures peu profondes, une plus faible proportion d'artificialisation des rives et une moins grande proximité du chenal maritime. D'autre part, elle est davantage

affectée par la pollution (rejet d'eau chaude de Gentilly-2, parc industriel de Bécancour) et compte une plus forte proportion de son territoire occupé par l'agriculture. En dernier lieu, la comparaison inter-rives est aussi biaisée par le plus grand nombre de stations et la pêche plus systématique sur la rive sud.

Dans le secteur Grondines–Donnacona, l'IIB oscille de moyen à faible et présente des valeurs relativement similaires sur les deux rives. Un écart de huit unités sépare toutefois les segments 494N et 494S, constituant ainsi une exception. La valeur de l'indice est inférieure sur la rive nord (494N) en raison d'une plus forte proportion de tolérants et d'une plus faible abondance relative de piscivores. On ne connaît pas de facteurs environnementaux qui puissent expliquer cette faible valeur si ce n'est que la rive de la municipalité de Grondines est fortement érodée (43,1 %; voir section 4.5.1). Par ailleurs, sur la rive nord, la communauté de poissons récupère entre les segments 494N et 506N, tel que le démontre l'augmentation de 11 unités de l'IIB, de la classe faible à moyenne. Cette récupération est aussitôt suivie d'une dégradation en aval du quai de Portneuf et de la confluence de la rivière Portneuf (512N), mise en évidence par une chute de l'IIB de huit unités. Cette diminution est principalement attribuable à un déséquilibre de la chaîne trophique mais on constate aussi l'absence d'espèces intolérantes et une incidence élevée d'anomalies DELT. Parmi les facteurs qui pourraient expliquer ce faible résultat, on compte : la proportion élevée de rive artificielle à partir de Portneuf (Robitaille 1998a et b); les teneurs élevées de certains métaux dans les sédiments de la région de Portneuf en 1985-1988 (Pelletier et Fortin 1998); la modification de l'écoulement engendrée par le quai de Portneuf; ainsi que la présence de trois usines de pâtes et papier aux segments 512N et 518N. Dans ce dernier cas, notons qu'en raison du renversement de courant à marée montante, la pollution industrielle du segment situé en aval (518N) peut avoir un impact sur celui de l'amont (512N) (voir section 4.8.1.1).

Dans un contexte plus général, Reash (1999) indique que les sources ponctuelles de pollution sont plus difficiles à déceler dans les grandes rivières que dans les ruisseaux et les rivières de plus petite taille. Cette problématique est bien présente dans le Saint-Laurent, notamment en raison de sa très grande capacité de dilution. Dans les affluents du fleuve et leurs tributaires (e.g. rivières L'Assomption, Saint-François, Yamaska Nord, Yamaska Sud-Est), l'IIB permet de dépister plus aisément les sources ponctuelles (Richard 1994, 1996; La Violette 1999). On le perçoit d'ailleurs au niveau des variables de l'indice qui, pour plusieurs, montrent un signal similaire tandis que pour le fleuve, davantage de variables montrent des résultats opposés, témoignant d'une plus grande variabilité. Thoma (1999) a observé essentiellement le même phénomène pour le lac Érié et ses affluents; les valeurs de l'IIB sont supérieures dans le lac comme tel (moyenne) qu'aux embouchures de ses affluents (faible à très faible) puisque les stress environnementaux sont plus dispersés et moins intenses. Bien que les sources ponctuelles ne soient pas impossibles à détecter dans les grandes rivières, Reash (1999) recommande néanmoins d'effectuer un dépistage préliminaire en utilisant des indicateurs multiples (qualité de l'eau, benthos, moules, poissons en cage, etc.) pour permettre de tester la sensibilité de l'IIB.

Par ailleurs, Reash (1999) mentionne aussi que, dans les grandes rivières, la variabilité temporelle en regard des caractéristiques des communautés de poissons est souvent importante, mais elle n'est pas rapportée par les auteurs. Par conséquent, les variables de l'IIB devraient être considérées comme préliminaires jusqu'à ce que la variabilité interannuelle ait été prise en compte (Reash 1999). Dans le cas du Saint-Laurent, cet aspect sera à vérifier avec les échantillonnages futurs mais on peut présumer que les variations interannuelles de niveau d'eau affectent déjà les échantillonnages présents puisque les prélèvements ont été effectués au cours d'années différentes. À titre d'exemple, l'évolution temporelle

des niveaux d'eau à la station de Sorel, pour une période de 38 ans, montre que les niveaux des automnes 1996 et 1997 se situent dans la moyenne tandis que ceux de l'automne 1995 sont plus près de l'extrême minimum (figure 45). Ce dernier est toutefois compris à l'intérieur des écarts observés sur l'ensemble de la période 1960-1998. L'impact des variations de niveaux d'eau sur les communautés de poissons ne pourra être cerné à court terme. Il importe toutefois de garder à l'esprit qu'elles pourraient être à l'origine de différences, sur le plan spatial, entre les secteurs échantillonnés en 1995 (archipel du lac Saint-Pierre et milieux lenticques du lac Saint-Pierre) et ceux échantillonnés les autres années.

Évaluation de la performance de l'indice

Jusqu'à présent, dans cette section, nous avons tenté d'interpréter les valeurs de l'IIB en fonction de nos connaissances sur l'état du milieu (habitats, sources de pollution, masses d'eau, etc.). Le choix des variables et la détermination des critères de référence ont toutefois une influence directe sur la valeur de l'indice, c'est pourquoi il est nécessaire de s'assurer de leur pertinence. Cette considération est d'autant plus importante qu'il s'agit de la première tentative d'adaptation de l'IIB à l'ensemble de la portion des eaux douces du Saint-Laurent et que plusieurs aspects devront être raffinés avant de pouvoir présenter l'indice dans sa forme finale. Nous réviserons donc l'ensemble des variables, une à une, et indiquerons les problèmes associés à chacune.

Le **nombre d'espèces indigènes** est une variable généralement peu discriminante pour l'IIB du Saint-Laurent. Sa cote environnementale est bonne (5 points) pour les trois-quarts des segments (78 %) et moyenne (3 points) pour le quart restant. Des différences importantes ont pourtant été relevées entre le nombre d'espèces (voir section 4.4) des divers secteurs. Ainsi, la rive nord de Gentilly-Batiscan et le secteur de Grondines-Donnacona comptent une richesse

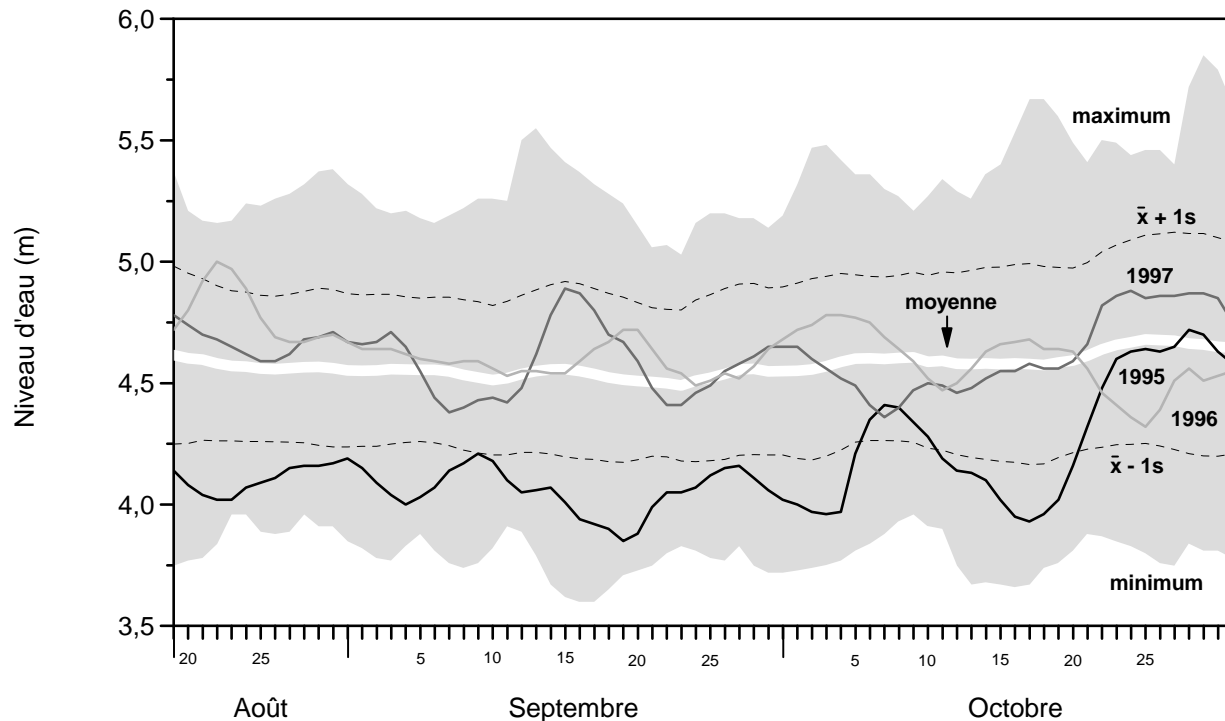


Figure 45. Niveaux d'eau journaliers enregistrés à la station limnométrique de Sorel au cours des campagnes d'échantillonnage 1995, 1996 et 1997 en comparaison avec ceux de la période de référence 1960 à 1998 (Référence du niveau d'eau exprimée par rapport au système de référence international des Grands Lacs de 1985)

spécifique faible tandis que l'archipel du lac Saint-Pierre et le lac Saint-Louis comptent une richesse spécifique élevée. Dans le cas du secteur Grondines–Donnacona, la diversité naturellement plus faible est appuyée par la documentation scientifique. Est-il cependant réellement approprié d'assumer que le macrohabitat 2 a une richesse spécifique naturellement plus faible que le macrohabitat 1 (tableaux 4a et 4b; annexe 5a)? La réponse à cette question est complexe puisque nous ne connaissons pas le nombre d'espèces qu'il y avait à l'origine, nous n'avons pas de données d'habitat qui nous permettent d'établir précisément les limites des macrohabitats et finalement, plusieurs facteurs confondants (pollution, perturbation d'habitat, biais d'échantillonnage) expliquent les nombres d'espèces. De fait, nous répondrions à cette question par la négative dans l'éventualité où la richesse spécifique plus

faible du macrohabitat 2 serait uniquement attribuable à des stress d'origine anthropique. L'application des critères du macrohabitat 1 résulterait dès lors en des cotes environnementales plus faibles pour les segments du macrohabitat 2 qui passeraient de cinq à trois points, ce qui constituerait un meilleur reflet de la réalité. Par ailleurs, mentionnons que les cotes actuelles de tous les macrohabitats sont probablement surévaluées (moins strictes) puisqu'elles sont basées sur un nombre d'espèces qui est probablement plus faible que celui d'origine.

Le **nombre d'espèces de catostomidés** recensées dans les pêches du RSI, soit cinq, est relativement faible pour les eaux douces du Saint-Laurent. Deux d'entre elles sont largement réparties (meunier noir et chevalier rouge) tandis que deux autres présentent des répartitions spatiales

contiguës (chevalier blanc et meunier rouge), ce qui rend possible la présence d'au moins trois membres de cette famille ou d'une cote environnementale bonne (5 points) pour chaque segment. La cinquième espèce, la couette, est plutôt rare. Historiquement, il était toutefois possible de capturer au moins trois autres espèces de catostomidés dans le fleuve — le chevalier jaune (*Moxostoma valenciennesi*) [recensé entre Longueuil et Varennes en 1973 (Massé et Mongeau 1976); à l'embouchure d'un affluent de l'archipel du lac Saint-Pierre en 1971 (Massé et Mongeau 1974); et en amont des ponts de Québec en 1972 et 1975 (Paquet 1974; Fournier et Deschamps 1997)], le chevalier de rivière (*Moxostoma carinatum*) [dans le lac Saint-Louis en 1984 (Pierre Dumont, données non publiées); et dans l'archipel du lac Saint-Pierre en 1971 (Massé et Mongeau 1974)] et le chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*) [dans le lac Saint-Louis en 1942 (Mongeau *et al.* 1986); entre Varennes et Contrecoeur en 1973 (Massé et Mongeau 1976); dans l'archipel du lac Saint-Pierre en 1971 (Massé et Mongeau 1974); et dans le lac Saint-Pierre en 1944 (Cuerrier *et al.* 1946)]. Ainsi, à l'instar du nombre d'espèces indigènes, l'absence de recensement de ces trois espèces présentes historiquement a pour effet de surévaluer les cotes environnementales et indirectement, l'IIB. On observe toutefois des segments dans chacune des catégories de pointage, ce qui indique un bon pouvoir discriminant pour cette variable. Par ailleurs, parmi les cinq segments (11 %) ayant une cote environnementale faible (1 point), trois se situent au lac Saint-François et ont en commun l'absence de chevaliers. Becker (1983) mentionne une réduction de l'abondance du chevalier rouge dans les réservoirs, ce qui semble corroborer les observations faites pour le lac Saint-François. Confinés entre deux barrages, les catostomidés du lac Saint-François sont dépendants des frayères situées dans le lac même ou ses affluents. Les chevaliers ainsi que les meuniers fraient généralement dans les cours d'eau rapides ou dans les zones lotiques en bordure des lacs (Scott et Crossman 1973; Goodyear *et al.* 1982; Mongeau *et al.* 1986), des habitats qui ont pu être modifiés

ou perdus avec le changement des conditions hydrodynamiques du lac (Morin 2001; voir aussi section 2.1). Les autres segments ayant une cote faible sont localisés au lac Saint-Pierre et doivent être exclus de cette évaluation vu le faible nombre de stations et faute d'avoir échantillonné les milieux lotiques des segments concernés.

Le **nombre d'espèces intolérantes** était certes plus élevé à l'ère préindustrielle qu'il ne l'est actuellement, biaisant ainsi favorablement les valeurs de l'IIB. En l'absence de données historiques antérieures à 1842, des données recueillies à l'été 1968 au lac Saint-François montrent la présence de six espèces intolérantes comparativement à une seule actuellement (Mongeau 1979). Outre le méné pâle (1996), on y trouvait le méné d'herbe, le menton noir, le museau noir, la laquaiche argentée et même le tête rose, une espèce non recensée dans le Saint-Laurent en 1995-1997. Ce type de renseignement permet de confirmer que le critère requérant la présence de plus de trois espèces intolérantes pour l'atteinte d'une cote environnementale bonne au lac Saint-François (tableau 4a) est réaliste, sinon peut-être trop permissif. De telles données ne sont toutefois pas disponibles pour tous les secteurs du fleuve. Elles s'avéreraient utiles notamment, pour le secteur de Gentilly-Batiscan où cette variable est l'une de celles qui fait en sorte que les valeurs de l'IIB sont plus élevées sur la rive nord. L'existence de données historiques, combinée à une délimitation précise des macrohabitats, permettrait de vérifier l'exactitude des critères de référence actuels. Ces derniers, pour la présence d'une espèce intolérante, se traduisent par l'attribution d'une cote environnementale moyenne sur la rive nord et faible sur la rive sud (tableaux 4b et 4d; annexe 5c). En ce qui concerne le choix de cette variable, la densité relative de poissons intolérants (figure 22) met davantage en relief le signal de pollution sur la rive sud du lac Saint-Louis mais exclut, en contrepartie, la composante de diversité, que nous jugeons importante. Aucune modification n'est donc suggérée à cet égard.

La définition des critères de référence pose un problème important en ce qui a trait à l'**abondance relative des poissons tolérants à la pollution**. En raison des plus fortes proportions de tolérants sur la rive sud du Saint-Laurent (macrohabitat 4), le critère de référence pour obtenir une cote environnementale faible est presque deux fois supérieur ($> 37\%$) à celui de la rive nord ($> 21\%$; macrohabitats 1 et 2) (tableaux 4a-4b,4d; annexe 5d). Dans les milieux très pollués où, par exemple, les proportions de tolérants dépasseraient 80% , cette méthode de détermination des critères de référence pour les variables négativement corrélées à l'IIB s'avérerait problématique. Dans certains types d'habitat, tels que les têtes des rivières ou les ruisseaux intermittents, les espèces tolérantes, aussi reconnues comme pionnières, sont souvent naturellement plus abondantes (Niemela *et al.* 1998; Schleiger 2000). Pour le fleuve, ne sachant pas si l'abondance relative de tolérants varie naturellement selon les habitats (e.g. présence vs absence de marées), nous avons adopté l'approche des « macrohabitats ». Cette approche, utilisée pour la quasi-totalité des variables, s'est tout de même avérée sensible dans le cas des tolérants, montrant clairement notamment, le signal de pollution sur la rive sud du lac Saint-Louis. Mais n'y aurait-il pas lieu d'utiliser les mêmes critères de référence pour l'ensemble du fleuve? Dans les grands cours d'eau de l'Ohio (superficie drainée $303\text{-}16\,780\text{ km}^2$), on n'a pas observé de relation entre la superficie du bassin versant et la proportion de tolérants, si bien que des critères uniques sont utilisés ($< 15\% = 5$ points; $> 27\% = 1$ point) (Ohio EPA 1988b). La même observation a été faite en Indiana, pour les bassins versants de plus de $5\,180\text{ km}^2$ où les critères retenus sont similaires ($< 15\% = 5$ points; $> 30\% = 1$ point). D'autres auteurs ont aussi opté pour des critères uniques (Crumby *et al.* 1990; Bramblett et Fausch 1991; Ganasan et Hughes 1998; Thoma 1999). Dans la mesure où nous utiliserions cette approche, il resterait à établir une méthode pour fixer ces critères, en l'absence de sites de référence.

Pour l'**abondance relative des omnivores**, une autre variable qui est négativement corrélée à l'IIB, les mêmes commentaires que pour les tolérants prévalent. Les critères utilisés pour le macrohabitat 4 du Saint-Laurent ($< 15\% = 5$ points; $> 28\% = 1$ point) (tableau 4d) sont presque identiques aux critères uniques retenus pour les grandes rivières de l'Ohio et de l'Indiana (Ohio EPA 1988b; Simon 1992). En revanche, les critères des macrohabitats 1, 2 et 3 sont moins élevés, de sorte qu'il y a plus de segments auxquels est attribuée la cote environnementale faible (1 point) qu'il n'y en aurait si les critères du macrohabitat 4 étaient appliqués à l'ensemble du Saint-Laurent. À partir du lac Saint-Pierre, sur la rive nord, et du secteur de Gentilly-Batiscan, sur la rive sud, on observe toutefois un accroissement amont-aval du nombre de groupes trophiques, ce qui diminue l'abondance relative potentielle des omnivores.

L'**abondance relative des cyprinidés insectivores** met bien en évidence l'impact de la pollution sur la rive sud du lac Saint-Louis mais présente aussi des valeurs faibles sur la rive sud du lac Saint-Pierre et du secteur Gentilly-Batiscan (macrohabitat 4). Les critères de référence établis pour ce macrohabitat (tableau 4d) sont élevés ($> 50\% = 5$ points; $< 26\% = 1$ point) et s'apparentent à ceux fixés par Karr *et al.* (1986) pour les rivières du Midwest américain. Toutefois, il est possible que la possibilité d'observer de fortes densités de cyprinidés insectivores soit moindre dans le Saint-Laurent que dans de petits cours d'eau dû à la présence d'habitats beaucoup plus vastes et à la plus grande diversité de groupes trophiques. Pour le fleuve, il est clair que les densités élevées, du méné pâle notamment sur la rive sud du lac Saint-Louis, ont fortement contribué à hausser les critères de référence pour les cyprinidés insectivores du macrohabitat 4. Si les fortes densités de cette espèce s'avéraient liées à une répartition contagieuse en raison du comportement grégaire de l'espèce, il y aurait peut-être lieu de revoir les critères à la baisse, dans le futur. La précision des limites des

macrohabitats permettrait aussi de vérifier si la rive sud du lac Saint-Pierre et de Gentilly-Batiscan présentent un potentiel naturellement moindre en ce qui a trait aux cyprinidés insectivores. Dans ce cas les critères devraient être abaissés.

La **proportion d'insectivores totaux**, variable qui se substitue à la proportion de cyprinidés insectivores pour les macrohabitats 2 et 3, est cotée bonne (5 points) pour 11 des 17 segments (65 %). En revanche, une cote bonne est observée

uniquement pour 17 % des segments des macrohabitats 1 et 4, lesquels sont évalués au moyen des cyprinidés insectivores. Par ailleurs, deux tiers (13) des segments des macrohabitats 2 et 3 affichent un résultat qui est meilleur (hausse de 2 points) à nettement meilleur (hausse de 4 points) à ce qui aurait été obtenu si on avait retenu les cyprinidés insectivores (tableau 8). Quant aux cinq segments restants, la substitution de variable n'a aucun effet sur les cotes observées. Le remplacement de variable se traduit donc par une augmentation des valeurs de l'IIB qui est justifiée

Tableau 8. Comparaison des cotes obtenues lorsque les insectivores totaux sont utilisés en remplacement des cyprinidés insectivores dans le calcul de l'IIB pour les macrohabitats 2 et 3.

Secteur	Segment	Macrohabitat	Cote	
			% cyprinidés insectivores	% insectivores totaux
Rive nord				
Lac Saint-Pierre	406N	2	[5]	[5]
	411N	2	[1]	[5]
	416N	2	[1]	[5]
	421N	2	[1]	[5]
	427N	2	[1]	[5]
Gentilly - Batiscan	459N	2	[1]	[3]
	468N	2	[1]	[3]
	473N	2	[1]	[3]
Grondines - Donnacona	494N	3	[1]	[5]
	506N	3	[3]	[3]
	512N	3	[1]	[1]
	518N	3	[1]	[5]
Rive sud				
Grondines - Donnacona	494S	3	[5]	[5]
	500S	3	[3]	[5]
	506S	3	[1]	[1]
	512S	3	[3]	[5]
	518S	3	[1]	[5]

dans la mesure où elle est réelle; autrement, cette hausse peut biaiser certaines comparaisons inter-rives ou inter-secteurs. À titre d'exemple, en retenant les cyprinidés insectivores, les segments du macrohabitat 2 (sauf 406N) auraient été cotés faiblement, pareillement à la rive sud. En retenant plutôt les insectivores totaux, on attribue aux segments de la rive nord du lac Saint-Pierre et de Gentilly-Batiscan des cotes respectivement bonne et moyenne, accroissant ainsi leur intégrité biotique relativement à la rive sud. Si toutefois, la rive sud n'était pas plus dégradée que la rive nord, il serait alors préférable, soit de conserver les cyprinidés insectivores et d'établir des cotes reflétant leur plus faible représentativité ou de revoir les critères de références des insectivores totaux pour s'assurer qu'ils ne soient pas plus accommodants que ceux retenus pour les cyprinidés insectivores. À ce dernier égard, on constate que les critères établis pour les insectivores totaux du Saint-Laurent (> 50-51 % = 5 points; < 26 % = 1 point; tableaux 4b et 4c) se comparent à ceux retenus pour les grandes rivières de l'Ohio (Ohio EPA 1988b) mais sont nettement moins stricts que pour celles de l'Indiana (> 65 % = 5 points; < 40 % = 1 point; Simon 1992). À l'instar des autres variables toutefois, l'absence de données historiques et le manque de connaissances sur l'habitat physique ne permettent pas, pour l'instant, d'effectuer un choix définitif.

Les critères de référence pour l'**abondance relative des piscivores** varient du simple (macrohabitat 1) au triple (macrohabitat 3) dans le Saint-Laurent (tableau 4; annexe 5h). Par ailleurs, ces critères sont supérieurs à ceux établis par Karr *et al.* (1986) pour les rivières du Midwest américain et repris par Richard (1994) pour les affluents du Saint-Laurent (> 5 % = 5 points; < 1 % = 1 point). Dans ce dernier cas toutefois, la proportion de piscivores s'avérait une variable de l'IIB généralement peu discriminante car, à moins d'une très forte contamination du milieu, elle n'était que rarement en deçà de 5 % (Richard 1994, 1996; La Violette et Richard 1996; La Violette 1999). De même que les caractéristiques d'habitat

du cours supérieur des rivières — faible profondeur, étroitesse du cours d'eau, courant modéré — sont naturellement peu propices à l'implantation de grands prédateurs (Paller 1994), on peut supposer que les petites rivières du Midwest américain, où l'échantillonnage s'effectue à gué, sont moins favorables aux piscivores que les plus grands cours d'eau. En Ohio, les critères retenus semblent confirmer cette hypothèse; aux sites de pêche à gué, les critères de Karr *et al.* (1986) ont été retenus tandis qu'aux sites de pêche par bateau, lesquels se comparent davantage aux affluents du Saint-Laurent, on a sélectionné des critères plus élevés (> 10 % = 5 points; < 5 % = 1 point) (Ohio EPA 1988b). Simon (1992) a aussi remarqué que l'abondance relative des piscivores était considérablement plus élevée dans les grandes rivières (> 5 180 km²) que dans celles étudiées par Karr *et al.* (1986). À l'opposé de l'Ohio EPA (1988b), Simon (1992) a toutefois observé une augmentation de la proportion des piscivores avec l'accroissement de la superficie drainée dans les grandes rivières. Ainsi, en l'absence de données historiques de référence, on ne peut écarter pour l'instant, la possibilité que la densité relative des piscivores varie en fonction de l'habitat. La définition des critères en fonction des macrohabitats paraît donc justifiée. Par ailleurs, il est possible que les faibles proportions de piscivores, dans les lacs fluviaux notamment (annexe 5h), reflètent les prélèvements de pêche de même que les perturbations physiques et chimiques du milieu. Dans ce cas, les critères actuels sont probablement trop accommodants et devraient être revus à la hausse. D'autre part, on constate, pour ces mêmes endroits, que si l'abondance relative des piscivores est faible, leur biomasse relative est, en revanche, généralement élevée (résultats non présentés). Il serait donc souhaitable, dans le futur, de déterminer laquelle de ces variables est la plus représentative de l'état du milieu.

Dans le cas de la **biomasse totale par unité d'effort (captures au filet excluant les tolérants)**, les critères de référence définis pour les macrohabitats 1, 3 et 4 sont relativement

similaires. En revanche, ceux du macrohabitat 2 sont environ deux fois plus faibles. Nous n'avons pas de certitude à l'effet que la biomasse y soit naturellement plus faible et ne reflète pas, par ailleurs, un biais d'échantillonnage (427N et secteur Gentilly-Batiscan), des prélèvements de pêche ou autres. Pour plusieurs secteurs d'ailleurs, les prélèvements de pêche ont probablement contribué, au fil du temps, à réduire la biomasse ichtyologique par rapport à ce qu'elle était à l'origine. Pis encore, l'impact varie selon les secteurs, les espèces et les quantités prélevées n'étant pas les mêmes partout, et selon les années. Nous n'en connaissons pas l'impact sur nos données mais il peut certes engendrer un biais, tant sur le plan spatial que temporel, puisque les secteurs n'ont pas tous été échantillonnés la même année.

Pour l'**abondance relative des phytophiles**, l'absence de stations de référence peut, encore une fois, être problématique. Les critères de référence établis pour le macrohabitat 1 sont plus de deux fois inférieurs à ceux du macrohabitat 4. Or, un certain potentiel d'habitat pour les phytophiles est peut-être déjà perdu, notamment du côté nord du lac Saint-Louis où la rive est

fortement artificialisée, et par conséquent, l'application de critères plus élevés refléterait mieux la réalité.

Finalement, en ce qui a trait au **pourcentage de poissons affectés par des anomalies de type DELT**, les propos relatifs à l'établissement des critères ainsi que les biais possibles ont déjà été discutés (voir sections 3.3.1.8, 3.3.1.9 et 4.8.1.1). Nous avons inclus cette variable dans l'IIB et ce, malgré les biais possibles, puisque Sanders *et al.* (1999) la considèrent comme l'un des meilleurs indicateurs de la santé des communautés de poissons. La possibilité de l'exclure uniquement pour les six segments où des stations ont été rejetées (représentés en noir à la figure 34; annexe 5k) a aussi été envisagée mais n'a pas été retenue. L'exclusion des segments qui comportent un biais écarte, d'une part, l'erreur associée au rejet de stations mais d'autre part, introduit un nouveau biais en raison du plus faible nombre de variables que compte l'IIB. Le simple fait de supprimer une variable entraîne une différence de zéro à quatre points dans la valeur de l'IIB, ce qui n'occasionne toutefois pas un changement de classe, sauf pour le segment 274N qui passe de la classe faible à moyenne (tableau 9).

Tableau 9. Valeur de l'IIB avec ou sans le pourcentage de poissons affectés par des anomalies de type DELT pour les segments où les stations ont été rejetées

Segment	IIB avec % DELT		IIB sans % DELT		Différence
	Valeur	Classe	Valeur	Classe	
232N	34	Faible	33	Faible	-1
237N	31	Faible	28	Faible	-3
267N	41	Moyenne	41	Moyenne	0
274N	36	Faible	39	Moyenne	+3
267S	48	Bonne	52	Bonne	+4
274S	29	Faible	31	Faible	+2

4.9.1.2 Autres méthodes

Le profil de l'indice composite normalisé (ICN) est présenté à titre d'information seulement (figure 46), n'ayant pas été retenu en raison des problèmes mentionnés à la section 3.3.1.9. En revanche, l'IIB avec un système de pointage continu (figure 47) offre un potentiel intéressant. Il montre des résultats relativement similaires à ceux de l'IIB original (pointage discret) mais présente les mêmes inconvénients en ce qui a trait à l'établissement des critères (limites des macrohabitats, absence de données historiques de référence, etc.). Il est donc trop tôt, à l'heure actuelle, pour déterminer lequel des deux indices est le plus approprié pour évaluer l'état du Saint-Laurent.

4.9.1.3 Corrélations entre l'IIB et ses variables

Dans les eaux douces du Saint-Laurent, cinq des onze variables de l'IIB (cotes discrètes) sont corrélées avec ce dernier (annexe 14). L'abondance relative des tolérants et celle des omnivores sont les variables qui sont les plus fortement corrélées ($\tau = -0,44$ et $-0,43$; $p = 0,0001$), suivies de la densité relative des cyprinidés insectivores (macrohabitats 1 et 4) et des piscivores ($\tau = 0,38$ et $0,27$; $p \leq 0,01$) et du nombre d'espèces de catostomidés ($\tau = 0,28$; $p < 0,05$). Par ailleurs, le nombre d'espèces indigènes, le nombre d'espèces intolérantes, l'abondance relative des insectivores totaux (macrohabitats 2 et 3), la biomasse totale par unité d'effort (filet, excluant les tolérants), la

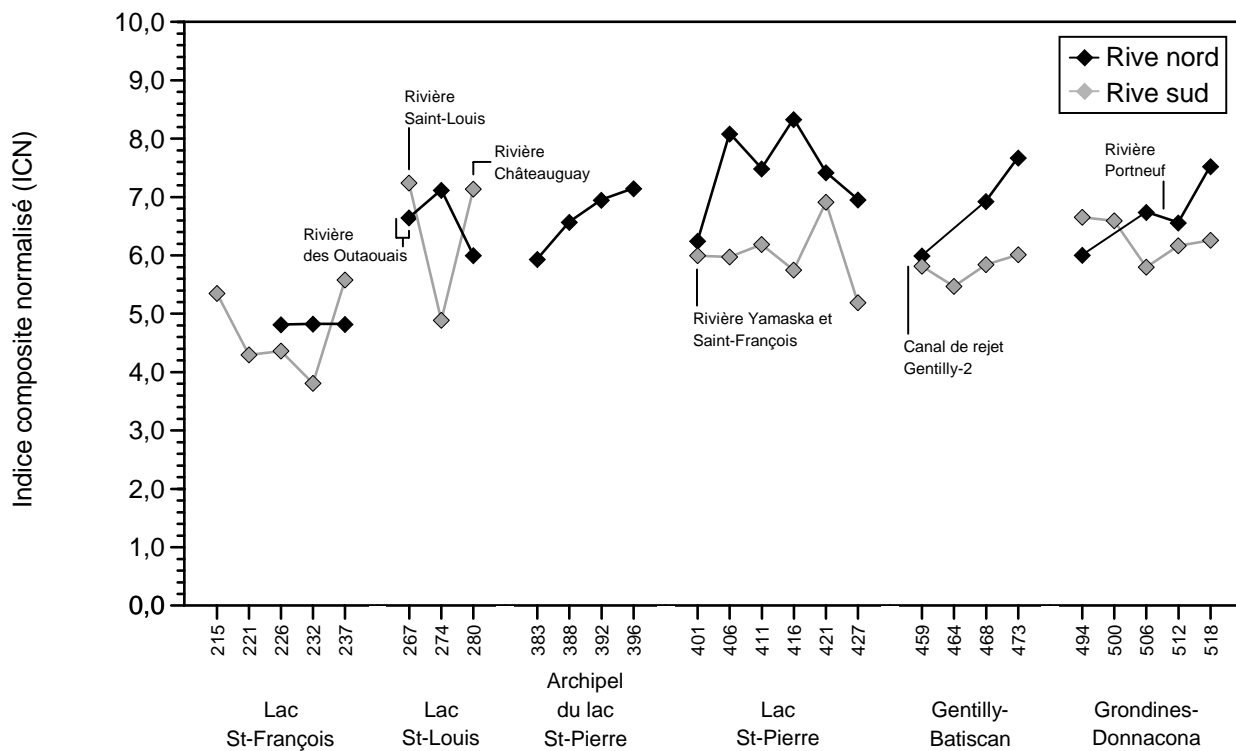


Figure 46. Variation spatiale de l'indice composite normalisé pour les différents segments du fleuve Saint-Laurent

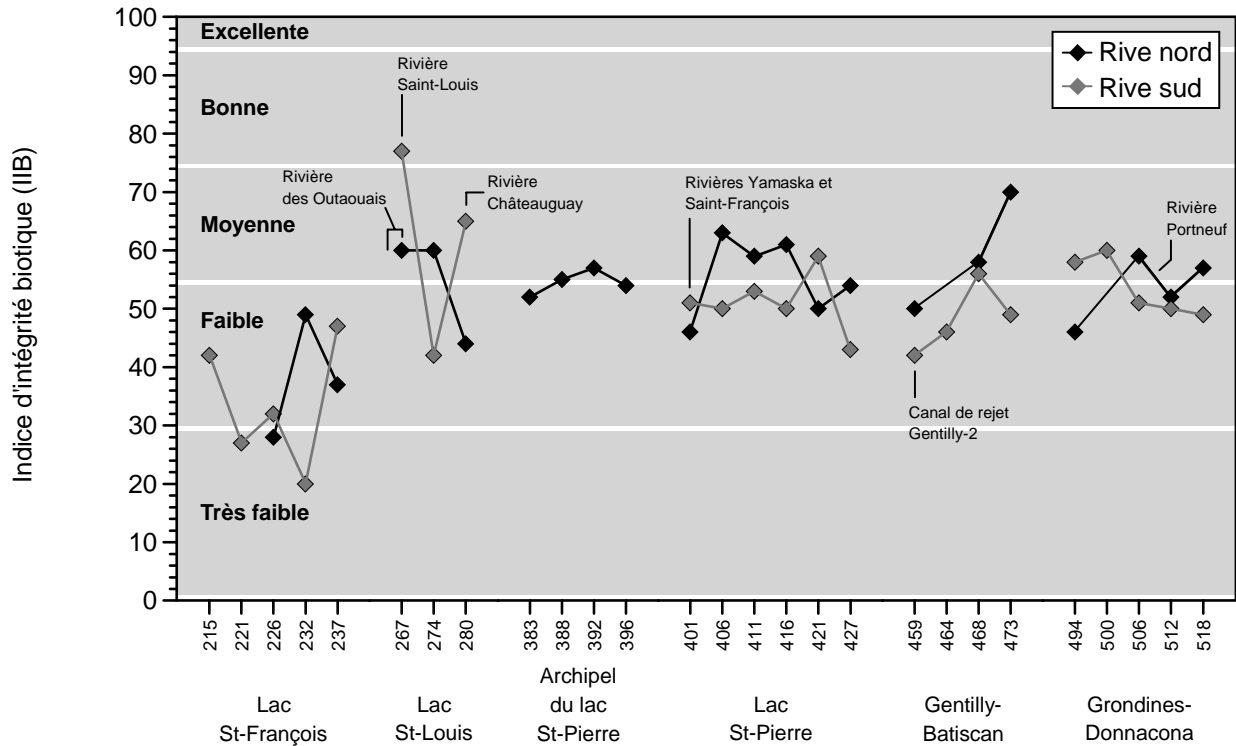


Figure 47. Variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique à cotes continues pour les différents segments du fleuve Saint-Laurent

densité relative des phytophiles et le pourcentage de poissons affectés par des anomalies de type DELT ne sont pas corrélés avec l'indice. Les résultats sont essentiellement les mêmes pour l'IIB avec des cotes continues, sauf que l'abondance relative des piscivores n'est pas corrélée avec l'indice (annexe 15). Angermeier et

Karr (1986) ont observé une grande variabilité dans la contribution relative des composantes de l'IIB selon les États américains. Ils en concluent qu'aucune variable n'est meilleure qu'une autre pour déceler une dégradation du milieu et qu'il ne semble pas y avoir de redondance entre les diverses variables.

— CHAPITRE 5 —

CONCLUSIONS

Selon les résultats de nos analyses, les rives nord et sud du Saint-Laurent sont composées respectivement de trois et de deux communautés ichtyologiques distinctes qui se succèdent le long de l'axe longitudinal. Sur la rive nord, une première communauté s'étend du lac Saint-François jusqu'à l'entrée du lac Saint-Pierre, une seconde occupe le lac Saint-Pierre et le secteur Gentilly-Batiscan tandis qu'une troisième peuple le secteur Grondines–Donnacona. Sur l'autre rive, la communauté ichtyologique est homogène sur une plus grande étendue de territoire, soit du lac Saint-François à l'extrémité est du secteur Gentilly-Batiscan et concorde avec la présence d'importantes superficies d'herbiers aquatiques. À l'instar de la rive nord cependant, le secteur Grondines–Donnacona a une communauté ichtyologique distincte. Le changement dans la communauté à partir de Grondines, tant sur une rive que sur l'autre, marque le début de la portion mésotidale laquelle est caractérisée par une amplitude marégraphique importante, un renversement du courant au flot ainsi qu'une végétation aquatique et riveraine distincte. Une seconde étape d'analyse a d'ailleurs révélé que les communautés nord et sud du secteur Grondines–Donnacona constituaient de fait une seule communauté, ce qui nous a amenés à les fusionner. Cette similarité entre les deux groupes est fondée, puisque c'est dans ce secteur que s'effectue le mélange complet des différentes masses d'eau du fleuve. Les quatre communautés ainsi identifiées sont présumées correspondre aux grands groupes d'habitats homogènes (macrohabitats) des eaux douces du Saint-Laurent. La disponibilité de données d'habitats aurait pu permettre de vérifier cette hypothèse et de définir ces groupes avec un niveau de résolution plus fin.

Dans l'ensemble, le fleuve Saint-Laurent est dans un état passablement dégradé, tel que mis en évidence par l'indice d'intégrité biotique (IIB)

basé sur les communautés de poissons. L'IIB oscille généralement entre les classes de qualité moyenne et faible. La classe excellente n'est jamais atteinte tandis que la classe bonne ne se rencontre qu'à deux des 46 segments localisés respectivement sur la rive sud, à l'entrée du lac Saint-Louis et sur la rive nord, aux environs de Batiscan. À l'opposé, la classe très faible est observée pour trois segments, sis sur les deux rives du lac Saint-François.

5.1 LAC SAINT-FRANÇOIS

Le lac Saint-François est le secteur le plus perturbé du Saint-Laurent. Tous les segments affichent des valeurs de l'IIB entre faible et très faible. La densité, la biomasse et la richesse spécifique sont faibles sur l'ensemble du plan d'eau sans compter que les espèces intolérantes à la pollution et les cyprinidés insectivores sont quasi-absents de la rive nord. Bien que la présence d'une seule masse d'eau puisse faire en sorte qu'à l'origine, la richesse spécifique soit naturellement plus faible, il est clair que l'érection de barrages à l'entrée et à la sortie du lac, le rehaussement et la stabilisation du niveau d'eau ainsi que l'élimination de la plaine d'inondation printanière et de zones de rapides ont des impacts négatifs importants sur les communautés de poissons. Les différences intersegments montrent un gradient décroissant du pourcentage d'anomalies DELT, le long de la rive nord, qui semble concorder avec un accroissement de qualité basé sur la répartition des contaminants et sur un indice fondé sur les communautés d'invertébrés benthiques. Le pourcentage d'anomalies est toutefois la seule variable pour laquelle nous avons des résultats pour les deux segments les plus en amont de la rive nord, lesquels présentent d'ailleurs certaines différences quant à la localisation des stations et à leurs effectifs. Néanmoins, une augmentation de

l'IIB, de la classe très faible à faible, pour les segments disponibles dans la partie aval du lac, va aussi dans le sens d'une amélioration de la qualité. Sur la rive sud, la valeur minimum de l'indice pour l'ensemble du Saint-Laurent est atteinte au segment 232S, une zone de sédimentation qui présentait en 1989, des concentrations élevées de mercure et de BPC.

5.2 LAC SAINT-LOUIS

Au lac Saint-Louis, les valeurs de l'indice sont généralement supérieures à celles du lac Saint-François et fluctuent entre les classes bonne et faible. Les segments du lac Saint-Louis affichent une densité, une biomasse et une richesse spécifique nettement supérieures à celles du lac Saint-François, et parmi les plus élevées du fleuve. La grande diversité d'habitats, les fluctuations saisonnières du niveau d'eau, les conditions climatiques clémentes, la rencontre de plusieurs voies migratoires et la présence de diverses masses d'eau favorisent les communautés de poissons. Sur la rive nord, l'IIB diminue progressivement de la classe moyenne à faible de l'amont vers l'aval, une baisse de 10 unités qui reflète vraisemblablement la pollution résiduelle de la rivière des Outaouais dont la confluence se situe en amont du lac. Cette diminution de l'IIB concorde avec le patron observé pour certaines variables, notamment la décroissance du nombre d'espèces et de la biomasse ainsi que l'augmentation de la prévalence d'anomalies DELT, de l'amont vers l'aval. En revanche, elle ne correspond toutefois pas à l'accroissement important de la proportion d'intolérants observée au milieu du lac (274N). Sur la rive sud, l'IIB chute de façon appréciable (19 unités) en aval de la zone de confluence de la rivière Saint-Louis, passant de la classe bonne à faible et remonte en aval (14 unités) à la classe moyenne, montrant la récupération de la communauté de poissons. La dégradation de l'écosystème dans le secteur des îles de la Paix ressort comme étant la plus évidente de l'ensemble du territoire étudié. Elle se reflète sur plusieurs variables des communautés

de poissons (densité, intolérants, tolérants, cyprinidés insectivores, omnivores), sur le bilan énergétique des perchaudes, mais aussi au niveau de la contamination de la masse d'eau, des sédiments, du benthos et des poissons. Un indice similaire à l'IIB mais basé sur les communautés d'invertébrés benthiques a aussi mis en évidence cette détérioration attribuable à la pollution résiduelle industrielle et urbaine des municipalités de Melocheville et Beauharnois et potentiellement aussi aux eaux de lixiviation provenant des sites de déchets toxiques situés dans les mêmes municipalités.

5.3 LAC SAINT-PIERRE ET SON ARCHIPEL

L'archipel du lac Saint-Pierre est caractérisé par une grande diversité d'habitats qui se traduit par une richesse spécifique élevée, un grand nombre d'espèces intolérantes, une variété d'espèces de cyprinidés insectivores et une forte densité de petits poissons. Sur la rive nord de l'archipel, l'IIB passe de la classe faible à moyenne, une augmentation corroborée par un accroissement du nombre d'espèces et une diminution de la proportion d'anomalies DELT. Cette amélioration pourrait refléter, en partie du moins, la dilution de la pollution associée aux rejets municipaux de Laval (les trois-quarts n'étaient pas traités au moment de l'étude en 1995) et de Montréal (rejets traités depuis 1988).

Au lac Saint-Pierre, l'IIB se maintient généralement dans la classe moyenne sur la rive nord, et prend des valeurs légèrement plus élevées que sur la rive sud où il oscille entre les classes faible et moyenne. Plusieurs segments ne peuvent être considérés cependant (401S, 406S et 427N/S) en raison du nombre plus faible de stations et de l'absence de stations échantillonnées en milieu lotique. Le lac Saint-Pierre présente un habitat moins diversifié que celui de l'archipel ou du lac Saint-Louis, ce qui se traduit par une richesse spécifique et une densité moindres. Par ailleurs, du point de vue de l'habitat, la rive sud compte une superficie

d'herbiers aquatiques deux fois plus importante que celle de la rive nord et est moins fortement affectée par le batillage des navires. En revanche, la rive sud est davantage touchée par la pollution (pôle industriel de Sorel-Tracy, confluence des rivières Richelieu, Yamaska et Saint-François). Ces divergences en termes de qualité de l'habitat physique et de qualité de l'eau ou des sédiments d'une même rive, combinées à l'exclusion de plusieurs segments, font en sorte que les différences au niveau des variables de communautés entre les rives peuvent difficilement être mises en évidence.

5.4 GENTILLY-BATISCAN

Dans le secteur de Gently-Batiscan, les valeurs de l'IIB sont, à l'instar du lac Saint-Pierre, plus faibles sur la rive sud que sur la rive nord et fluctuent entre les classes faible et bonne. Cet écart inter-rive peut être dû à la pêche moins systématique et au moins grand nombre de stations sur la rive nord, à la substitution d'une variable de l'indice, à l'opposition entre les stress anthropiques qui affectent les deux rives ou encore, ne pas être significatif. D'une part, la rive sud est caractérisée par de vastes superficies d'herbiers, des hauts-fonds et des battures peu profondes, une plus faible proportion d'artificialisation des rives et une moins grande proximité du chenal maritime. D'autre part, elle est davantage affectée par la pollution (rejet d'eau chaude de Gently-2, parc industriel de Bécancour) et compte une plus forte proportion de son territoire occupé par l'agriculture. Par ailleurs, sur le plan spatial, un accroissement de l'indice, de l'amont vers l'aval, est observé tant sur une rive que sur l'autre. Sur la rive nord, la récupération des communautés de poissons vers l'aval concorde avec la dilution de la pollution associée aux rejets municipaux de Laval et de Montréal et de celle provenant de la rivière Saint-Maurice et de Trois-Rivières-Cap-de-la-Madeleine. Sur la rive sud, par contre, la récupération ne peut être clairement établie, malgré l'augmentation de l'indice, en raison d'oppositions importantes

entre les variables de communautés. Ainsi, la densité, la biomasse et le nombre d'espèces diminuent de l'amont vers l'aval, dénotant une dégradation tandis que la baisse des proportions de tolérants, d'omnivores et de la prévalence d'anomalies DELT signalent plutôt une amélioration.

5.5 GRONDINES-DONNACONA

Dans le secteur de Grondines-Donnacona, l'IIB oscille de faible à moyen et présente des valeurs relativement similaires pour les deux rives. Ce secteur, caractérisé par une densité, une biomasse (rive sud seulement) et une richesse spécifique parmi les plus faibles du fleuve de même qu'une quasi-absence des intolérants compte aussi les plus fortes proportions d'anomalies DELT. Une partie des résultats obtenus s'explique par des facteurs naturels, notamment l'influence déterminante de la marée et un appauvrissement du couvert végétal à partir de Grondines vers l'aval. Quant aux incidences élevées d'anomalies, elles pourraient être attribuables à une faible richesse spécifique, à l'absence d'espèces présentes en grand nombre et peu ou pas affectées par le DELT et à des effectifs plus faibles que ceux des autres secteurs. Sur le plan spatial, la faible valeur de l'indice à Grondines, sur la rive nord, est difficile à expliquer, mais pourrait être conséquente à l'érosion importante de la rive aux abords de cette municipalité. Cette dégradation est suivie d'une récupération au segment suivant et d'une rechute immédiate en aval du quai de Portneuf et de la confluence de la rivière Portneuf. Cette nouvelle détérioration pourrait être due à la proportion élevée de rive artificielle à partir de Portneuf, aux teneurs élevées de certains métaux dans les sédiments de la région, à la modification de l'écoulement engendrée par le quai, de même qu'à la présence de trois usines de pâtes et papier. Ces dernières sont situées plus loin en aval mais la pollution qu'elles génèrent peut avoir un impact en amont, en raison du renversement de courant à marée montante.

5.6 PERFORMANCE DE L’IIB

L’IIB développé pour le Saint-Laurent s’est avéré un outil sensible pour déceler certaines perturbations d’habitat et certaines sources de pollution. En revanche, il semble moins bien refléter l’état du milieu, particulièrement pour la rive nord du lac Saint-Pierre et de Gentilly-Batiscan. Dans sa forme actuelle, l’IIB ne peut servir d’indicateur unique pour évaluer l’état de santé du fleuve. Ainsi, l’interprétation des diverses variables des communautés de poissons est donc nécessaire. Parmi les difficultés rencontrées lors du développement de l’indice, on compte certains biais d’échantillonnage, des lacunes sur le plan de la cueillette des données d’habitat qui font en sorte qu’elles n’ont pu être utilisées comme cela était souhaité, l’absence de données historiques pour l’établissement de l’état naturel, la très grande capacité de dilution du Saint-Laurent qui rend les sources ponctuelles moins facilement décelables, la présence concomitante de plusieurs stress anthropiques

confondants ainsi que la variabilité naturelle qui n’est pas quantifiée. Les mesures correctives proposées dans la section suivante pour la prochaine tournée d’échantillonnage (amorcée en 2001), de même que certaines recommandations relativement à l’analyse des données, permettront finalement, nous l’espérons d’améliorer la performance de l’indice.

En dernier lieu, même si l’indice nécessite encore du raffinement, les résultats de cette étude, pour la plupart inédits, sont une source d’informations inestimables pour l’ensemble des usagers du fleuve (scientifiques, gestionnaires, communautés riveraines, comités-ZIP, etc). Ils constituent nos premières connaissances sur l’état des communautés de poissons de l’ensemble de la partie d’eau douce du Saint-Laurent. Avant la réalisation de cette étude, seules des données d’inventaire datant d’une trentaine d’années et ne couvrant que certains secteurs du fleuve ou recueillies pour des problématiques locales spécifiques étaient disponibles.

— CHAPITRE 6 —
RECOMMANDATIONS

6.1 OBJECTIFS

R-1 — Revoir et préciser les objectifs visés par le RSI et adapter le plan d'échantillonnage et d'analyse des données en conséquence.

6.2 ÉCHANTILLONNAGE

6.2.1 COMMUNAUTÉS DE POISSONS

R-2 — Uniformiser la stratégie d'échantillonnage pour l'ensemble des secteurs et ce, même si cela implique que, pour certains secteurs, les données de la prochaine tournée d'échantillonnage ne seront pas comparables à celles de la présente étude. Dans le cas du lac Saint-Pierre et du secteur Gentilly-Batiscan, où les stations étaient positionnées linéairement et une profondeur cible était visée, nous suggérons de modifier la stratégie adoptée pour la rendre davantage similaire à celle utilisée pour les lacs Saint-François et Saint-Louis. Pour l'archipel du lac Saint-Pierre, l'ajout de stations dans les milieux lotiques, non échantillonnés en 1995, le rendrait conforme aux autres secteurs.

R-3 — Échantillonner les segments 215N et 221N du lac Saint-François jusqu'en bordure de rive et au moyen des deux types d'engins de pêche ou les exclure. Une collaboration est peut-être possible avec l'Ontario Ministry of Natural Resources qui échantillonne la portion ontarienne du lac Saint-François, toutes les années paires, depuis 1984 (à l'exception de 1996) (Mathers *et al.* 1999).

R-4 — Avant la prochaine campagne d'échantillonnage, valider l'effort d'échantillonnage pour la mesure de la densité, de la biomasse et de la richesse spécifique, par segments et par secteurs. Cette mesure permettra de déterminer si certains

secteurs ont été sous-échantillonnés ou suréchantillonnés et d'effectuer les rectifications nécessaires. À titre d'exemple, des stations devront être ajoutées pour les segments du lac Saint-Pierre dont les effectifs étaient faibles et où seul le milieu lentique a été échantillonné (401S, 406S, 427N/S). Par ailleurs, on ne visera pas un espacement entre les stations qui soit nécessairement uniforme pour tous les secteurs mais celui qui permettra d'obtenir un échantillon représentatif.

R-5 — Échantillonner le secteur Donnacona-Saint-Nicolas, couvert initialement pour une étude portant sur les juvéniles d'esturgeon noir, de façon à ce que les données soient comparables à celles des autres secteurs ou l'exclure. Une troisième possibilité s'offre cependant, soit celle de poursuivre l'échantillonnage avec une densité d'échantillonnage moindre. Il faudrait toutefois d'abord s'assurer que l'effort déployé est suffisant pour permettre de déceler autre chose qu'un bruit de fond. Ainsi, il pourrait être possible d'effectuer un suivi temporel de la communauté de poissons de ce secteur mais les données ne pourraient être comparées sur le plan spatial avec celles des autres, ce qui constitue tout de même un désavantage.

R-6 — La période d'échantillonnage idéale pour le Saint-Laurent est le mois de septembre, ce qui correspond généralement à la période d'étiage (figure 45; Vincent et Vaillancourt 1980). Elle ne devrait pas précéder la mi-août et ne devrait pas s'étendre au-delà de la mi-octobre. Plus tôt en saison, les niveaux d'eau ne sont pas stabilisés et plusieurs espèces effectuent des mouvements migratoires pour la reproduction (Simon et Sanders 1999). Plus tard en saison, le déclin abrupt de la température de l'eau, le brassage automnal et la dégradation des herbiers peuvent affecter les communautés de poissons.

R-7 — Pour les secteurs soumis à l'influence des marées (Gentilly-Batiscan et Grondines–Saint-Nicolas), s'assurer que les filets pêchent durant deux cycles complets de marée (24 h). La levée en deçà de 24 h pourrait avoir des répercussions importantes au niveau des captures, surtout si la période où le filet n'est pas mouillé correspond à une période de pointe de captures.

R-8 — Vérifier pour le secteur Grondines–Saint-Nicolas si la période du cycle de marée (basse, montante, haute, descendante) où s'effectue l'échantillonnage à la seine peut engendrer des différences au niveau des captures.

R-9 — S'assurer que la grandeur de maille utilisée pour la seine (3,2 mm) ne permet pas la capture des jeunes de l'année, tel que recommandé par Karr *et al.* (1986) pour l'IIB. L'inclusion des jeunes de l'année affecte positivement les valeurs de l'IIB, ce qui n'est pas souhaitable (Angermeier et Karr 1986). De plus, leur nombre est très variable d'une année à l'autre (Trautman 1981 cité par Thoma 1999) et leur abondance peut dépendre davantage de conditions climatiques favorable durant la période de fraye que de la qualité de l'eau (Thoma 1999). La survie des jeunes de l'année à des classes d'âge supérieures est probablement un meilleur indicateur de la qualité des cours d'eau que la présence des jeunes de l'année comme tel (Angermeier et Karr 1986).

R-10 — Définir clairement le « milieu lotique » et appliquer la même définition pour le choix des stations de tous les secteurs.

R-11 — Afin que l'emplacement des stations puisse être le plus précis possible, s'assurer que les appareils qui servent à enregistrer les coordonnées de longitude et de latitude sur le terrain (GPS) soient tous réglés au NAD (North American Datum) 83. Par ailleurs, enregistrer les longitude et latitude en degré et minute décimales (3 décimales) (e.g. W68°, 43.795; N45°, 23.236). Si toutefois, pour une raison quelconque,

la position était enregistrée en NAD 27, il est important de le noter afin de permettre la conversion d'un NAD à un autre.

R-12 — Déterminer s'il est préférable que l'emplacement des stations soit fixe d'une campagne d'échantillonnage à une autre, ce qui peut engendrer des différences au niveau de certaines caractéristiques d'habitat (profondeur, vitesse du courant) en raison de la variabilité interannuelle, ou soit modifié de façon à retrouver des caractéristiques du milieu similaires à celles de l'échantillonnage initial.

R-13 — Pour les endroits où des contraintes naturelles (habitat, passage des navires, essais balistiques) font en sorte qu'ils ne peuvent être pêchés de façon aussi systématique qu'ailleurs, revoir le plan d'échantillonnage. Déterminer s'il est préférable de poursuivre l'échantillonnage de ces endroits, tout en sachant qu'il ne sera pas possible d'établir des comparaisons spatiales, ou de les exclure. Cette recommandation prévaut pour la rive nord du secteur Gentilly-Batiscan, pour la portion de la rive sud du lac Saint-Pierre située dans la zone de tir du ministère de la Défense Nationale, pour les rapides Richelieu (500N) et pour le secteur Grondines–Saint-Nicolas.

6.2.2 HABITAT

R-14 — L'acquisition de données d'habitat comparables est essentielle pour l'interprétation des résultats sur les communautés de poissons et le développement de l'IIB. La liste des variables d'habitat et les méthodes de prélèvement doivent être revues. Par ailleurs, la cueillette de données doit être standardisée pour l'ensemble des secteurs. De plus, des solutions doivent être trouvées pour certains problèmes, notamment en ce qui concerne l'évaluation du pourcentage de recouvrement du fond par les macrophytes pour les stations profondes ou encore la mesure de la profondeur dans les secteurs soumis à l'influence de la marée.

6.3 LABORATOIRE

6.3.1 POIDS ET IDENTIFICATION

R-15 — Uniformiser la précision des balances utilisées pour les différents secteurs. Pour le lac Saint-Pierre et le secteur Gentilly-Batiscan, exclure l'utilisation des balances de faible précision (50 g).

R-16 — Les poissons devront tous être pesés, individuellement pour ceux capturés au filet, et par espèce, pour les captures à la seine.

R-17 — Clarifier la problématique des difficultés d'identification des raseux-de-terre noir et raseux-de-terre gris d'un point de vue morphologique, génétique et taxinomique et revoir, s'il y a lieu, la classification des deux espèces relativement à leur niveau de tolérance à la pollution.

R-18 — Pour les poissons capturés à la seine, il n'y a pas de taille établie pour chaque espèce qui permettent de distinguer les jeunes de l'année des autres classes d'âge, ce qui entache la validité des données. Définir une taille limite pour les jeunes de l'année de chaque espèce basée sur une revue de littérature, les résultats des mesures individuelles effectuées sur les poissons de chaque secteur et des validations de l'âge des spécimens ou cesser de dénombrer et de peser séparément les jeunes de l'année.

6.3.2 ANOMALIES

R-19 — L'érosion des barbillons devrait être recensée pour tous les secteurs.

R-20 — Le type d'anomalie « copépodes » devrait faire l'objet d'une catégorie à part plutôt que d'être groupé avec l'ensemble des parasites. À l'instar des sangsues, les qualificatifs « léger » (≤ 5 copépodes ou marques d'attache) et « grave » (> 6 copépodes ou marques d'attache) s'appliqueraient.

R-21 — Les codes d'anomalies utilisés pour la cécité devront être clarifiés et uniformisés pour l'ensemble des secteurs. Un minimum de classes devrait être conservé pour éviter les ambiguïtés. (*Note* : Marcogliese *et al.* (2001) ont évalué l'indice d'opacité utilisé par la FAPAQ à partir de 1996 (e.g. Fournier *et al.* 1998a) pour deux espèces de poissons capturées au lac Saint-Louis. Leurs résultats ont démontré que le nombre de métacercaires était significativement plus élevé dans les yeux des meuniers noirs dont le niveau d'opacité était étiqueté « grave » (niveau 2) que dans ceux dont le niveau était étiqueté « partiel » (niveau 1) ou « translucide » (niveau 0). Par contre, ils n'ont trouvé aucune différence significative entre les niveaux 1 et 0. Chez le doré, aucun niveau 2 n'a été observé. Ici encore, les niveaux 1 et 0 ne montraient aucune différence significative. Ces résultats soulignent que seuls deux niveaux pourraient être utilisés dans le futur.

R-22 — Les lésions cicatrisées ne doivent pas être comptées comme des lésions. Pour la seconde tournée d'échantillonnage, elles pourraient toutefois être notées séparément pour permettre la comparaison avec les données de la première campagne.

R-23 — Déterminer s'il y a lieu de poursuivre l'examen des anomalies pour les espèces identifiées comme « grands migrateurs ». Dans l'affirmative, il serait important de procéder à l'examen des esturgeons jaunes, même s'ils sont remis à l'eau.

R-24 — Les anomalies inusitées de même que toutes les tumeurs devraient faire l'objet d'une expertise par un vétérinaire pour confirmer leur identification.

R-25 — Dans le cas de captures abondantes, les poissons ne doivent pas être congelés et/ou jetés. On doit plutôt prélever un sous-échantillon pour l'examen, par espèce et par grandeur de maille, tel qu'on l'a fait pour la perchaude capturée au lac Saint-Louis, dans la maille de 38 mm, lors de la première campagne d'échantillonnage. Il

faudra, par ailleurs, déterminer la taille du sous-échantillon à examiner et si cette pratique doit être systématique ou s'appliquer seulement lorsque le nombre de poissons capturés excède un nombre *X*. Randers *et al.* (1999) ont établi que le sous-échantillon devait inclure un minimum de 15 poissons de chaque espèce pour les espèces de grande taille (carpe, meuniers, crapets) et de 50 poissons pour les espèces de plus petite taille (ménés, dards). Au ministère de l'Environnement (Richard 1994; La Violette 1999), un nombre fixe de 20 poissons par espèce, représentatifs de chacune des classes de taille, sont examinés pour chacune des stations. Cette méthode de sous-échantillonnage selon les classes de taille, nommée allocation proportionnelle, est aussi celle recommandée pour le RSI. Finalement, mentionnons que Martin *et al.* (1987) cités par Couillard *et al.* (1995) indiquent qu'un échantillon de 50 poissons ne permet de déceler avec certitude que les anomalies dont la prévalence est supérieure à 6 %.

R-26 — Intensifier la formation pour l'examen des anomalies, particulièrement dans le cas du Saint-Laurent où différentes équipes accomplissent cette tâche pour les divers secteurs. L'uniformité des données repose sur la capacité de chacune des équipes à poser le même diagnostic. Une attention particulière devrait être portée aux anomalies qui composent le DELT et dans le doute, il importe de garder à l'esprit que la sous-évaluation est préférable à la surévaluation.

R-27 — Pour les anomalies qui composent le DELT, l'appellation « légère » et « grave » pourrait être ajoutée pour évaluer la sévérité du DELT. Sanders *et al.* (1999) appliquent cette mesure depuis 1991 et obtiennent de bons résultats.

R-28 — Afin de valider les critères de référence établis pour le DELT dans le Saint-Laurent, il serait approprié de sélectionner un ou quelques segments-clés et d'examiner à la fois les poissons capturés à la seine et au filet. La pêche électrique pourrait aussi être utilisée. Cet échantillonnage

permettrait d'établir l'équivalence entre les critères utilisés dans la littérature pour la pêche électrique et ceux utilisés pour le filet maillant dans le fleuve et assurerait que nos critères ne sont ni trop stricts ni trop accommodants.

6.4 TRAITEMENT DES DONNÉES

R-29 — Consulter un statisticien pour valider notre plan d'échantillonnage. Il importe de s'assurer que l'agrégation des stations par segments constitue une bonne approche pour la présentation des résultats compte tenu des diverses masses d'eau, de la présence d'îles et de la largeur du fleuve qui varie de façon importante. Ce dernier aspect se traduit par un nombre de stations plus élevé dans les segments où le fleuve a une largeur importante (e.g. lac Saint-Louis) et moindre dans ceux où il est étroit (e.g. Grondines–Donnacona). Par ailleurs, les segments ayant été définis une fois le premier échantillonnage complété, les nombres de stations de chaque engin et de chaque habitat n'ont pas été prédéterminés et par conséquent, différent d'un segment à l'autre. Il faudrait vérifier s'il est nécessaire d'apporter des rectifications à cet égard.

R-30 — Consulter un statisticien pour déterminer comment les données d'habitat pourraient être agrégées par segment. À titre d'exemple, on ne peut effectuer la moyenne des profondeurs des stations échantillonnées à la seine (faible) et de celles échantillonnées au filet (élevée).

R-31 — Effectuer le suivi d'un ou de quelques segments annuellement pour évaluer la variabilité naturelle de l'IIB dans le temps.

R-32 — Évaluer, au moyen de la géomatique, la superficie du territoire drainé pour chacun des segments afin de vérifier s'il existe une corrélation entre les variables de l'IIB et la superficie du bassin versant pour le Saint-Laurent.

R-33 — Réaliser une étude spécifique pour déterminer s'il est préférable d'utiliser

l'abondance relative ou la biomasse relative pour les variables proportionnelles de l'IIB.

R-34 — Effectuer des recherches dans la littérature et auprès d'universités et d'agences gouvernementales pour tenter de déterminer quelles pouvaient être historiquement la richesse spécifique et le nombre d'espèces intolérantes des divers secteurs en effectuant, au besoin, une compilation selon les limites géographiques actuelles. Ces informations permettraient de raffiner les critères de référence de l'IIB.

R-35 — Présenter les résultats du RSI à un groupe d'experts sur l'IIB pour échanger sur nos résultats respectifs et obtenir des suggestions qui permettraient d'améliorer la performance de l'indice.

R-36 — Recalculer l'IIB en ne préservant que les stations situées près des rives ou les stations des milieux lentiques et vérifier si la performance de l'indice s'en trouve accrue.

6.5 NOUVEAUX SECTEURS D'ÉCHANTILLONNAGE

R-37 — Sur le plan spatial, on constate un manque d'information pour le secteur Montréal-Sorel. Nous recommandons l'ajout de ce secteur d'importance à ceux déjà échantillonnés par le RSI pour permettre notamment d'évaluer l'impact sur les communautés de poissons de villes telles que

Montréal et Laval et d'affluents tels que les rivières des Prairies, des Mille Îles et L'Assomption. L'échantillonnage devra être systématique et standardisé pour permettre de comparer les données à celles des autres secteurs. D'autre part, la recommandation de Reash (1999) quant à l'utilisation d'indicateurs multiples pour déceler les sources ponctuelles de pollution des grandes rivières pourra être mise en application pour l'effluent de la ville de Montréal. Ce dernier constitue un laboratoire idéal pour tester la sensibilité de l'indice puisque des stations pourront être localisées en amont, dans le panache et en aval de l'effluent, de même que dans les diverses masses d'eau. De plus, une collaboration avec d'autres chercheurs (INRS-IAF-Santé humaine, Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada, ville de Montréal, UQAR, ministère de l'Environnement du Québec) permettra d'évaluer l'impact de l'effluent au moyen de plusieurs indicateurs (qualité de l'eau, modulateurs endocriniens, toxiques dans les poissons, communautés de poissons).

R-38 — L'ajout de stations d'échantillonnage est aussi recommandé pour la rive sud de l'archipel du lac Saint-Pierre afin de mieux cerner l'impact de la zone industrielle de Sorel-Tracy et de la rivière Richelieu sur les communautés de poissons. Cette extension de la zone échantillonnée permettrait aussi de départager l'impact des sources de pollution de la rive sud du lac Saint-Pierre relativement à ce qui provient de l'amont.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier tout le personnel qui a participé à l'échantillonnage : Bruno Baillargeon, Nicole Beaudet, Annick Beaulieu, Bruno Bélanger, Isabelle Bergeron, Denis Bourbeau, Yves Chagnon, Stéphane Clermont, Pierre-Yves Collin, Chantal Côté, Fay Cotton, Christian Cyrenne, Denise Deschamps, Sylvain Desloges, Daniel Dolan, Jean-Guy Frenette, Nathalie Gélinas, Nathalie Godbout, Jean-Yves Grenier, Conrad Groleau, Daniel Hatin, René Houle, Jean Leclerc, Huguette Massé, Yves Marquis, Louis Mathieu, Gilles Mercier, Annie Paquet, René Perreault, Roger Picard, Michel Pigeon, Yves Poiré, Jean Scrosati, Jacques Tremblay, Marc Trudel, Nathalie Vachon et Alain Vallières.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADAMS, S.M., K.D. HAM, M.S. GREELEY, R.F. LEHEW, D.E. HINTON and C.F. SAYLOR. 1996. Downstream gradients in bioindicator responses: point source contaminant effects on fish health. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53 : 2177-2187.
- AFNOR (ASSOCIATION FRANÇAISE DE NORMALISATION). 1992. Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). Essais des eaux, norme française. NF T 90-350, 9 p.
- ALLAN, J.D. and A.S. FLECKER. 1993. Biodiversity conservation in running waters: identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems. *BioSci.* 43 : 32-43.
- ALLAN, R.J., A.J. BALL, V.W. CAIRNS, G.A. FOX, A.P. GILMAN, D.B. PEAKALL, D.A. PIEKARZ, J.C. VAN OOSTDAM, D.C. VILLENEUVE and D.T. WILLIAMS. 1991. Toxic chemicals in the Great Lakes and associated effect. Volume II — Effects. Environment Canada, Department of Fisheries and Oceans, Health and Welfare Canada. 755 p.
- ALLISON, L.N., J.G. HNATH and W.G. YODER. 1977. Manual of common diseases, parasites, and anomalies of Michigan fishes. Michigan Dept. Nat. Res., Lansing. Fish Mgmt. Rept. n° 8, 132 p.
- ANGERMEIER, P.L. and J.R. KARR. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Env. Biol. Fish.* 9 : 117-135.
- ANGERMEIER, P.L. and J.R. KARR. 1986. Applying an index of biotic integrity based on stream-fish communities: considerations in sampling and interpretation. *N. Am. J. Fish. Manage.* 6 : 418-429.
- ARMELLIN, A. et P. MOUSSEAU. 1998. Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques du secteur d'étude Trois-Rivières-Bécancour: Rapport technique — Zones d'intervention prioritaire 12 et 13. Environnement Canada - Région du Québec, Conservation de l'Environnement, Centre Saint-Laurent, Québec. En-40-216/36-1998F, 229 p.
- ARMELLIN, A., P. MOUSSEAU et P. TURGEON. 1994a. Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques du lac Saint-François: Rapport technique — Zones d'intervention prioritaire 1 et 2. Environnement Canada - Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Québec. En-40-216/2-1F, 233 p.
- ARMELLIN, A., P. MOUSSEAU, M. GILBERT et P. TURGEON. 1994b. Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques du lac Saint-Louis : Rapport technique — Zones d'intervention prioritaire 5 et 6. Environnement Canada - Région du Québec, Centre Saint-Laurent, Québec. En-40-3871994F, 233 p.
- AUCLAIR, M.-J. 1994. Bilan régional lac Saint-François. Environnement Canada - région du Québec, Centre Saint-Laurent, Québec. En40-216/6/F, 52 p.
- AUCLAIR, M.-J. 1995. Bilan régional lac Saint-Louis. Environnement Canada - région du Québec, Centre Saint-Laurent, Québec. En40-441/1993F, 121 p.
- AUGER, D., M. BUREAU, J. DUBÉ, Y. GRAVEL, J. LECLERC, G. LÉPINE, M. LÉVEILLÉ, P. RAGAULT et M. ROUSSEAU. 1984. La faune et son habitat : problématique, synthèse des études et éléments de solution. Rapport technique. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service Archipel.
- BALON, E.K. 1975. Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition. *J. Fish. Res. Board Can.* 32 : 821-864.
- BALON, E.K. 1981. Additions and amendments to the classification of reproductive styles in fishes. *Env. Biol. Fish.* 6 : 377-389.
- BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER, and J.B. STRIBLING. 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish.* (2nd Edition). U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C. EPA 841-B-99-002.

- BAUMANN, P.C., J.C. HARSHBARGER and K.J. HARTMAN. 1990. Relationship between liver tumors and age in brown bullhead populations from two Lake Erie tributaries. *Sci. Total Environ.* 94 : 71-87.
- BAUMANN, P.C., M.J. MAC, S.B. SMITH and J.C. HARSHBARGER. 1991. Tumor frequencies in walleye (*Stizostedion vitreum*) and brown bullhead (*Ictalurus nebulosus*) and sediment contaminants in tributaries of the Laurentian Great Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48 : 1804-1810.
- BAUMANN, P.C., I.R. SMITH and C.D. METCALFE. 1996. Linkages between chemical contaminants and tumors in benthic Great Lakes fish. *J. Great Lakes Res.* 22 : 131-152.
- BAUMANN, P.C., W.D. SMITH and W.K. PARLAND. 1987. Tumor frequencies and contaminant concentrations in brown bullheads from an industrialized river and a recreational lake. *Trans. Am. Fish. Soc.* 116 : 79-86.
- BAYLEY, P.B. and R.A. HERENDEEN. 2000. The efficiency of a seine net. *Trans. Am. Fish. Soc.* 129 : 901-923.
- BEAULIEU, G. 1988. *Le peuplement de poissons de la beine du lac Saint-Louis et ses relations avec la qualité de l'eau, la végétation aquatique et le substrat*. Thèse de maîtrise. Département de sciences biologiques, Faculté des arts et des sciences, Université de Montréal, Montréal. 281 p.
- BECKER, G.C. 1983. *Fishes of Wisconsin*. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin. 1 052 p.
- BENGTSSON, B.-E., A. BENGTSSON and M. HIMGERG. 1985. Fish deformities and pollution in some swedish waters. *Ambio* 14 : 32-35.
- BERKMAN, H.E. and C.F. RABENI. 1987. Effect of siltation on stream fish communities. *Env. Biol. Fish.* 18 : 285-294.
- BERKMAN, H.E., C.F. RABENI and T.P. BOYLE. 1986. Biomonitoring of stream quality in agricultural areas : fish versus invertebrates. *Environ. Manage.* 10 : 413-419.
- BERNATCHEZ, L. et M. GIROUX. 2000. *Les poissons d'eau douce du Québec et leur répartition dans l'est du Canada*. Broquet, Québec, Canada. 350 p.
- BERRYMAN, D., S. PRIMEAU, Y. RICHARD et J. ST-ONGE. 1996. Le bassin de la rivière Saint-François : état de l'écosystème aquatique et contamination par les substances toxiques – rapport synthèse. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec. Envirodoq n° EN960256. Rapport n° EA-5, 47 p.
- BERRYMAN, D., J. ST-ONGE, A. GENDRON et C. BROCHU. En préparation. *L'impact d'anciens parcs à résidus miniers sur la qualité de l'eau et les communautés benthiques de la rivière Massawippi et des ruisseaux Eustis et Capel*, Québec. Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Québec.
- BLACK, J.J. 1983. Field and laboratory studies of environmental carcinogenesis in Niagara River fish. *J. Great Lakes Res.* 9 : 326-334.
- BLACK, J.J. and P. C. BAUMANN. 1991. Carcinogens and cancers in freshwater fishes. *Env. Health Persp.* 90 : 27-33.
- BOET, PH., J. ALLARDI et J. LEROY. 1991. Le peuplement ichtyologique du bassin de l'Yonne. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 320 : 7-28.
- BOUDREAU, P., M. LECLERC et G.R. FORTIN. 1994. Modélisation hydrodynamique du lac Saint-Pierre, fleuve Saint-Laurent : l'influence de la végétation aquatique. *Can. J. Civ. Eng.* 21 : 471-489.
- BRAMBLETT, R.G. and K.D. FAUSCH. 1991. Variable fish communities and the index of biotic integrity in a western Great Plains River. *Trans. Am. Fish. Soc.* 120 : 752-769.
- BRASSARD, P., M.E. RAU and M.A. CURTIS. 1982. Parasite-induced susceptibility to predation in diplostomiasis. *Parasitology* 85 : 495-501.
- BRISEBOIS, J., B. DUMAS, J. LECLERC et G. ROY. 1998. *Notre clef des cyprinidés*. Gouvernement du Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de la Montérégie, Québec.

- BROUSSEAU, J. et J. LECLERC. 1976. *Clef d'identification des principaux poissons d'eau douce du Québec*. Gouvernement du Québec, Ministère du Tourisme de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement de la faune, Québec. 80 p.
- BROWN V.M. 1975. Fishes, p. 199-229. In B.A. Whitton, éd. *River Ecology*. University of California Press, Berkeley and Los Angeles. 725 p.
- BROWN, E.R., J.J. GAZDRA, L. KEITH, I. GREENSPAN, J.B.G. KWAPINSKI and P. BEAMER. 1973. Frequency of fish tumors found in a polluted watershed as compared to nonpolluted Canadian waters. *Cancer Res.* 33 : 189-198.
- BROWN, E.R., T. SINCLAIR, L. KEITH, P. BEAMER, J.J. HAZDRA, V. NAIR and O. CALLAGHAN. 1977. Chemical pollutants in relation to diseases in fish. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 298 : 535-546.
- 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 affluents*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Centre Saint-Laurent, Montréal. En 40-430/1992 F, 88 p.
- BURSEY, C.R. 1987. Myxosporidian lesions of the sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*). *J. Wildl. Dis.* 23 : 572-575.
- BURTON, J. 1991. *Le lac Saint-Pierre: Zone d'intérêt prioritaire n° 11 — Document d'intégration*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Centre Saint-Laurent, Québec. En 40-40661991/F, 98 p.
- CAIRNS, Jr., J. and K.L. DICKSON. 1971. A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. *Jour. Water Poll. Control Fed.* 43 : 755-772.
- CANARDS ILLIMITÉS CANADA. 1985. *Les îles de la Paix, proposition d'aménagement présentée au SCF (Qc.)*. Rapport inédit.
- CARIGNAN, R. and S. LORRAIN. 2000. Sediment dynamics in the fluvial lakes of the St. Lawrence River: accumulation rates and characterization of the mixed sediment layer. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (Suppl. 1) : 63-77.
- CARIGNAN, R., S. LORRAIN and K. LUM. 1994. A 50-yr record of pollution by nutrients, trace metals, and organic chemicals in the St. Lawrence River. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51 : 1088-1100.
- CASSELMAN, J.M., T. PENCZAK, L. CARL, R.H.K. MANN, J. HOLCIK and W.A. WOITOWICH. 1990. An evaluation of fish sampling methodologies for large river systems. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 37 : 521-551.
- CATTANEO, A., G. MÉTHOT, B. PINEL-ALLOUL, T. NIYONSENGA and L. LAPIERRE. 1995. Epiphyte size and taxonomy as biological indicators of ecological and toxicological factors in Lake Saint-François (Québec). *Environ. Pollut.* 87 : 357-372.
- CCCSF (CENTRE CANADIEN COOPÉRATIF DE LA SANTÉ DE LA FAUNE). 1995. Quelques maladies courantes chez les poissons d'eau douce. *Bulletin du Centre de la Santé de la Faune* 3 : 1-13.
- CCWHC (THE CANADIAN COOPERATIVE WILDLIFE HEALTH CENTRE) and THE WILDLIFE HEALTH FUND. 1996. *Health and disease in wild freshwater fish*. Western College of Veterinary Medicine, University of Saskatchewan, Saskatoon, Saskatchewan.
- CENTREAU (CENTRE DE RECHERCHES SUR L'EAU). 1974. *Étude du fleuve Saint-Laurent, aspects physiques et sédimentologiques (rapport général)*. Université Laval, Québec. 266 p.
- 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.
- CHAPLEAU, F. 1980. *La variation morphologique chez deux espèces de dards du Québec: Etheostoma nigrum Rafinesque et Etheostoma olmstedii Storer (Percidae; Etheostomatinae)*. Mémoire de maîtrise, Département des Sciences Biologiques, Université de Montréal, Québec, Canada. 93 p.
- CHERRADI, M. 1987. *Étude de l'abondance et de la diversité des poissons du fleuve Saint-Laurent dans le secteur de la Centrale nucléaire de Gentilly, Québec*. Thèse présentée à l'Université du Québec à Trois-Rivières comme exigence partielle de la Maîtrise en sciences de l'environnement, Trois-Rivières, Québec. 119 p.

- CHRISTIAN, J.J. 1950. The adreno-pituitary system and population cycles in mammals. *J. Mammal.* 31 : 247-259.
- CHRISTIAN, J.J. and D.E. DAVIS. 1964. Endocrines, behavior and population. *Science* 146 : 1550-1560.
- CLARK, II, E.H., J.A. HAVERKAMP and W. CHAPMAN. 1985. *Eroding Soils: The Off-Farm Impacts*. The Conservation Foundation, Washington, D.C. 252 p.
- COLE, R.A. 1973. Stream community response to nutrient enrichment. *Jour. Water Poll. Control Fed.* 45 : 1874-1888.
- COUILLARD, C., P.V. HODSON, P. GAGNON and J.J. DODSON. 1995. Lesions and parasites in white suckers, *Catostomus commersoni*, in bleached-kraft pulp mill-contaminated and reference rivers. *Environ. Toxicol. Chem.* 14 : 1051-1060.
- COURTENAY, Jr., W.R. and D.A. HENSLEY. 1980. Special problems associated with monitoring exotic species, p. 281-307. In C.H. Hocutt and J.R. Stauffer, Jr., éd. *Biological monitoring of fish*. Lexington Books, Toronto. 416 p.
- CRABBÉ, P., S. FINDLAY, R. NEEDHAM and S. RAMAN. 1997. *Ecosystem recovery of the St. Lawrence*. Institute for Research on Environment and Economy, University of Ottawa, Ottawa, Ontario. 93 p.
- CROSS, J.N. 1985. Fin erosion among fishes collected near a southern California municipal Wastewater Outfall. *Fish. Bull.* 83 : 195-206.
- CROWDEN, A.E. et D.M. BROOM. 1980. Effects of the eyefluke, *Diplostomum spathaceum*, on the behaviour of dace (*Leuciscus leuciscus*). *Animal behaviour* 28: 287-294.
- CRUMBY, D.W., M.A. WEBB, F.J. BULOW and H.J. CATHEY. 1990. Changes in biotic integrity of a river in north-central Tennessee. *Trans. Am. Fish. Soc.* 119 : 885-893.
- CSL (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 ».
- CSL (CENTRE SAINT-LAURENT) et UNIVERSITÉ LAVAL. 1991. *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.
- CUERRIER, J.-P., F.E.J. FRY et G. PRÉFONTAINE. 1946. Liste préliminaire des poissons de la région de Montréal et du lac Saint-Pierre. *Nat. Can.* 73(1-2) : 17-32.
- CUSSON, B. et A. LATREILLE. 2001. *Étude environnementale portant sur la qualité des sédiments de la portion sud du lac Saint-Pierre utilisée par le Centre d'Essai et d'Expérimentation en Munitions (CEEM) de Nicolet : second rapport d'étape*. Environnement Canada - Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement. 84 p.
- CUSSON, B. et A. LATREILLE. En préparation. *Étude environnementale portant sur la qualité des sédiments de la portion sud du lac Saint-Pierre utilisée par le Centre d'Essai et d'Expérimentation en Munitions (CEEM) de Nicolet : rapport final*. Environnement Canada - Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement.
- DAJOZ, R. 1982. *Précis d'écologie*. (4^e édition). Gauthier-villars, Paris. 503 p.
- DAUBA, F., S. LEK, S. MASTRORILLO and G.H. COPP. 1997. Long-term recovery of macrobenthos and fish assemblages after water pollution abatement measures in the river Petite Baïse (France). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 33 : 277-285.
- DAWE, C.J., M.F. STANTON and F.J. SCHWARTZ. 1964. Hepatic neoplasms in native bottom-feeding fish of deep Creek Lake, Maryland. *Cancer Res.* 24 : 1194-1201.
- DÉSILETS, L. et C. LANGLOIS. 1989. *Variabilité spatiale et saisonnière de la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Direction des eaux intérieures. 112 p.
- DÉSY, J.C., J.-F. ARCHAMBAULT, B. PINEL-ALLOUL, J. HUBERT and P.C.G. CAMPBELL. 2000. Relationships between total mercury in sediments and methyl mercury in the freshwater gastropod prosobranch *Bithynia tentaculata* in the St. Lawrence River, Quebec. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (Suppl. 1) : 164-173.

- DEWAILLY, É. et C. BLANCHET. 2000. *Projet sur le contenu en nutriments des poissons de pêche sportive du lac Saint-Pierre, campagne 1995*. Saint-Laurent Vision 2000, Québec, 38 p.
- DIDIER, J. and P. KESTEMONT. 1996. Relationships between mesohabitats, ichthyological communities and IBI metrics adapted to a European river basin (The Meuse, Belgium). *Hydrobiol.* 341 : 133-144.
- DIDIER, J., P. KESTEMONT et J.-C. MICHA. 1997. *Indice biotique d'intégrité piscicole (IBIP) pour évaluer la qualité écologique des écosystèmes aquatiques: Convention 2095 — Rapport final: Mars 1993 - Février 1997*. Unité de Recherches en Biologie des Organismes (URBO), Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix, Namur, Belgique. 206 p.
- DUMONT, P. 1996. *Comparaison de la dynamique des populations de perchaudes (*Perca flavescens*) soumises à des niveaux différents de stress anthropique*. Thèse présentée à l'Université du Québec à Montréal comme exigence partielle du doctorat en sciences de l'environnement, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Montréal, Québec. Rapp. Tech. 06-46, 286 p.
- DUMONT, P., R. FORTIN, G. DESJARDINS and M. BERNARD. 1987. Biology and exploitation of lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) on the Quebec waters of the Saint-Laurent River, p. 57-76. In C.H. Olver, éd. *Proceedings of a workshop on the lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*)*. Ontario Fisheries Technical Report Series n° 23, 99 p.
- DUMONT, P., J.F. BERGERON, P. DULUDE, Y. MAILHOT, A. ROULEAU, G. OUELLET and J.-P. LEBEL. 1988. Introduced salmonids: Where are they going in Quebec watersheds of the Saint-Laurent River? *Fisheries* 13(3) : 9-17.
- DUMONT, P., M. LA HAYE, B. BÉLANGER, Y. MAILHOT, D. FOURNIER, J. LECLERC et D. BOURBEAU. En préparation. *Suivi ichtyologique des habitats lenticques du lac Saint-Pierre : Élaboration d'une méthode d'évaluation de la diversité et de la santé de la communauté de poissons riveraine du lac Saint-Pierre et analyse des résultats de l'automne 1995*. Société de la faune et des parcs du Québec, Longueuil.
- DUTIL, L., C. COUILLARD et D. THIVIERGE. 1992. *Revue des observations pathologiques rapportées chez les poissons du Saint-Laurent et de ses principaux tributaires*. Environnement Canada, Centre Saint-Laurent. 97 p.
- ECKERSLEY, M. and R. McCULLOUGH. 1990. Fish population trends following the development of the St. Lawrence Seaway : an international approach to assessment, p. 401-425. In D. Messier, D. Legendre et C.E. Delisle, éd. *Symposium sur le fleuve Saint-Laurent; Comptes-rendus, 3, 4 et 5 novembre 1989*. Vol. 11 Collection Environnement et Géologie, Université de Montréal. 745 p.
- EDWARDS, E.A. and K. TWOMEY. 1982. *Habitat suitability index models: Common carp*. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington D.C. FWS/OBS-82/10.12., 27 p.
- ELLER, L.L. 1975. Gill lesions in freshwater Teleosts, p. 477-496. In W.E. Ribelin and G. Migaki, éd. *The pathology of fishes*. The University of Wisconsin Press, Madison.
- EMERY, E.B., T.P. SIMON and R. OVIES. 1999. Influence of the family Catostomidae on the metric developed for a Great Rivers Index of Biotic Integrity, p. 203-224. In T.P. Simon, éd. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. 671 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 1981. *Les substances toxiques dans le fleuve Saint-Laurent*. Résumé. Service de la protection de l'environnement, Région du Québec. 91 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 1996. L'État de l'environnement au Canada — 1996. Gouvernement du Canada, Ottawa. EN21-54/1996F.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 1997. *Capsules-éclair sur l'état du Saint-Laurent : Le fleuve... en bref*. Environnement Canada, Région du Québec, Saint-Laurent Vision 2000, Québec. 104 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 2000. Portrait de la biodiversité du Saint-Laurent. — [Réf. du 28 novembre 2002]. — Disponible sur le site internet. — Accès : <http://www.qc.ec.gc.ca/faune/biodiv/fr/poissons/fl_biogeographie.html>

- ESCH, G.W., J.W. GIBBONS and J.E. BOURQUE. 1975. An analysis of the relationship between stress and parasitism. *Am. Midl. Nat.* 93 : 339-353.
- FACEY, D.E. et G.W. LaBAR. 1981. Biology of American eels in Lake Champlain, Vermont. *Trans. Am. Fish. Soc.* 110 : 396-402.
- FAIVRE, J. et G. BOUCHARD. 2001. Environnement et économie: Vers une navigation durable sur le Saint-Laurent. *Maritime Magazine* 21 : 71-80.
- FAUSCH, K.D., J.R. KARR and P.R. YANT. 1984. Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. *Trans. Am. Fish. Soc.* 113 : 39-55.
- FORE, L.S., J.R. KARR and L.L. CONQUEST. 1994. Statistical properties of an index of biological integrity used to evaluate water resources. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51 : 1077-1087.
- FORTIN, G., D. LECLAIR et A. SYLVESTRE. 1994a. *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du lac Saint-François*. Environnement Canada - région du Québec, Centre Saint-Laurent, Québec. En40-434/1992F, 144 p.
- FORTIN, G., D. LECLAIR et A. SYLVESTRE. 1994b. *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du lac Saint-Louis*. Environnement Canada - région du Québec, Centre Saint-Laurent, Québec. En40-429/1992F, 177 p.
- FORTIN, R. et É. MAGNIN. 1972. Quelques aspects qualitatifs et quantitatifs de la nourriture des perchaudes, *Perca flavescens* (Mitchill), dans la grande anse de l'île Perrot, au lac Saint-Louis. *Ann. Hydrobiol.* 3 : 79-91.
- FORTIN, R., S. GUÉNETTE et P. DUMONT. 1992. *Biologie, exploitation, modélisation et gestion des populations d'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) dans 14 réseaux de lacs et de rivières du Québec*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune aquatique, Montréal et Québec, 213 p.
- FOURNIER, D. 1998. *Rapport d'opération du réseau de suivi ichtyologique du fleuve Saint-Laurent: Échantillonnage des communautés ichtyologiques du tronçon Grondines-Saint-Nicolas en 1997*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Québec. N° Cat. 3829-98-03, 72 p.
- FOURNIER, D. et D. DESCHAMPS. 1997. *Pêches expérimentales dans le fleuve Saint-Laurent près de Québec : campagnes d'échantillonnage 1972-1975 et 1991-1992*. Ministère de l'environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Québec. N° Cat. 3634-97-05, 58 p.
- FOURNIER, D., F. COTTON, Y. MAILHOT, D. BOURBEAU, J. LECLERC et P. DUMONT. 1996. *Rapport d'opération du réseau de suivi ichtyologique du fleuve Saint-Laurent: Échantillonnage des communautés ichtyologiques des habitats lentiques du lac Saint-Pierre et de son archipel en 1995*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Direction générale de la Mauricie - Bois-Francs, Direction régionale de la Montérégie, Québec. N° Cat. 96-3530-12, 59 p.
- FOURNIER, D., Y. MAILHOT et D. BOURBEAU. 1997a. *Rapport d'opération du réseau de suivi ichtyologique du fleuve Saint-Laurent: Échantillonnage des communautés ichtyologiques du tronçon Gentilly-Batiscan en 1996*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Direction générale de la Mauricie - Bois-Francs, Québec. N° Cat 3716-97-10, 61 p.
- FOURNIER, D., J. LECLERC, P. DUMONT et B. BÉLANGER. 1997b. *Rapport d'opération du réseau de suivi ichtyologique du fleuve Saint-Laurent: Échantillonnage des communautés ichtyologiques du lac Saint-François en 1996*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Direction régionale de la Montérégie, Québec. N° Cat. 3642-97-08, 62 p.
- FOURNIER, D., J. LECLERC, B. BÉLANGER et P. DUMONT. 1998a. *Rapport d'opération du réseau de suivi ichtyologique du fleuve Saint-Laurent: Échantillonnage des communautés ichtyologiques du lac Saint-Louis en 1997*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Direction régionale de la Montérégie, Québec. N° Cat. 3876-98-04, 91 p.
- FOURNIER, D., Y. MAILHOT et D. BOURBEAU. 1998b. *Rapport d'opération du réseau de suivi ichtyologique du fleuve Saint-Laurent: Échantillonnage des communautés ichtyologiques des habitats lotiques du lac Saint-Pierre en 1997*. Ministère de l'Environnement et de la Faune,

- Direction de la faune et des habitats, Direction générale de la Mauricie - Bois-Francs, Québec. N° Cat. 3877-98-04, 47 p.
- FRENETTE, M. et J.-L. VERRETTE. 1976. Environnement physique et dynamique du fleuve Saint-Laurent. *L'Ingénieur*. Mars/Avril 1976 : 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, Québec. 185 p. + 4 annexes.
- GAINES, Jr., J.L. and W.A. ROGERS. 1975. Some skin lesions of fishes, p. 429-441. In W.E. Ribelin and G. Migaki, éd. *The pathology of fishes*. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin.
- GAMMON, J.R. 1980. The use of community parameters derived from electrofishing catches of river fish as indicators of environmental quality, p. 335-363. In *Seminar on Water Quality Management Trade-Offs*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-905/9-80-009.
- GAMMON, J.R., C.W. GAMMON and M.K. SCHMID. 1990. Land use influence on fish communities in central Indiana streams, p. 111-120. In W.S. Davis, éd. *Proceedings of the 1990 Midwest Pollution Control Biologists Meeting*. U.S. environmental Protection Agency Region V, Environmental Sciences Division, Chicago. EPA-905/9-90-005.
- GANASAN, V. and R.M. HUGHES. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshw. Biol.* 40 : 367-383.
- GAUTHIER, B. 2000. *L'estuaire du Saint-Laurent: synthèse phytogéographique*. Gouvernement du Québec, Ministère de l'Environnement, Direction du patrimoine écologique et du développement durable, Québec. 33 p.
- GERKING, S.D. 1994. *Feeding ecology of fish*. Academic Press, Toronto. 416 p.
- GERMAIN, A. et M. JANSON. 1984. *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent de Cornwall à Québec (1977-1981)*. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Section des relevés de qualité, Région du Québec, Québec. 227 p.
- GIROUX, M. 1997. *Rapport sur la situation de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) anadrome du sud de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent au Québec*. Sinfibec, pour le ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale Chaudière-Appalaches, Direction régionale du Bas-Saint-Laurent et Direction de la faune et des habitats. Vii + 52 p.
- GODIN, G. 1979. La marée dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent. *Nat. Can.* 106 : 105-121.
- GOLDSTEIN, R.M. and T.P. SIMON. 1999. Toward a united definition of guild structure for feeding ecology of North American freshwater fishes, p. 123-202. In T.P. Simon, éd. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. 671 p.
- GOLDSTEIN, R.M., T.P. SIMON, P.A. BAILEY, M. ELL, E. PEARSON, K. SCHMIDT and J.W. ENBLUM. 1994. Concepts for an index of biotic integrity for streams of the Red River of the North Basin, p. 169-180. In *Proceedings: North Dakota Water Quality Symposium, March 30-31, 1994*. North Dakota Water Resources Research Institute, Fargo, North Dakota.
- GOODCHILD, C.D. 1993. Status of the tessellated darter, *Etheostoma olmstedi*, in Canada. *Can. Field-Nat.* 107 : 423-430.
- GOODYEAR, C.S., T.A. EDSALL, D.M. ORMSBY DEMPSEY, G.D. MOSS and P.E. POLANSKI. 1982. *Atlas of the Spawning and Nursery Areas of Great Lakes Fishes. Volume thirteen: Reproductive Characteristics of Great Lakes Fishes*. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington DC. FWS/OBS-82/52, 144 p.
- GORMAN, O.T. and J.R. KARR. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59 : 507-515.
- GRAVEL, Y. et G. PAGEAU. 1976. Les ressources biologiques et récréatives du Saint-Laurent sont-elles inépuisables? *L'Ingénieur* 314 : 21-36.
- GRAY, J. S. 1989. Effects of environmental stress on species rich assemblages. *Biol. J. Linn. Soc.* 37 : 19-32.

- GREEN, R.H. and G.L. VASCOTTO. 1978. A method for the analysis of environmental factors controlling patterns of species composition in aquatic communities. *Wat. Res.* 12 : 583-590.
- HALL, Jr., L.W., S.A. FISHER, W.D. KILLEN, Jr., M.C. SCOTT, M.C. ZIEGENFUSS and R.D. ANDERSON. 1994. Status assessment in acid-sensitive and non-acid-sensitive Maryland coastal plain streams using an integrated biological, chemical, physical, and land-use approach. *J. Aquat. Ecosyst. Health* 3 : 145-167.
- HALLIWELL, D.B., R.W. LANGDON, R.A. DANIELS, J.P. KURTENBACH and R.A. JACOBSON. 1999. Classification of freshwater fish species of the Northeastern United States for use in the development of indices of biological integrity, with regional applications, p. 301-337. In T.P. Simon, éd. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. 671 p.
- HAMLEY, J.M. 1975. Review of gillnet selectivity. *J. Fish. Res. Board Can.* 32 : 1943-1969.
- HARDY, B., L. CHAMPOUX, H.H. SLOTERDIJK et J. BUREAU. 1991. *Caractérisation des sédiments de fond du lac Saint-Pierre, fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Centre Saint-Laurent, Direction Écotoxicologie et Écosystèmes. 74 p.
- HARRIS, J.H. 1995. The use of fish in ecological assessments. *Aust. J. Ecol.* 20 : 65-80.
- HARRIS, J.H. and R. SILVEIRA. 1999. Large-scale assessments of river health using an index of biotic integrity with low-diversity fish communities. *Freshw. Biol.* 41 : 235-252.
- HARSHBARGER, J. C. and J. B. CLARK, 1990. Epizootiology of neoplasms in bony fish of North America. *Sci. Total Environ.* 94 : 1-32.
- HART, B.T., I.C. CAMPBELL, C. ANGEHRN-BETTINAZZI and M.J. JONES. 1993. Australian water quality guidelines: a new approach for protecting ecosystem health. *J. Aquat. Ecosyst. Health* 2 : 151-163.
- HARVEY, B.C. and A.J. STEWART. 1991. Fish size and habitat depth relationships in headwater streams. 87 : 336-342.
- HASLAM, S.M. 1990. *River pollution: An ecological perspective*. Belhaven Press, New York. 253 p.
- HAWKES, C.L., D.L. MILLER and W.G. LAYHER. 1986. Fish ecoregions of Kansas: stream fish assemblage patterns and associated environmental correlates. *Env. Biol. Fish.* 17 : 267-279.
- HAYES, M.A., I.R. SMITH, T.H. RUSHMORE, T.L. CRANE, C. THORN, T.E. KOCAL and H.W. FERGUSON. 1990. Pathogenesis of skin and liver neoplasms in white suckers from industrially polluted areas in Lake Ontario. *Sci. Total Environ.* 94 : 105-123.
- HÉBERT, S. 1999. *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent, 1990 à 1997*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec. Envirodoq n° EN990161. Rapport n° QE-119, 38 p. + 6 annexes.
- HECKMANN, R. 1983. Eye fluke (*Diplostomum spathaceum*) of fishes from the upper Salmon River near Obsidian, Idaho. *Great Basin Nat.* 43 : 675-683.
- HENDRICKS, M.L., C.H. HOCUTT and J.R. STAUFFER, Jr. 1980. Monitoring of Fish in Lotic Habitats, p. 205-231. In C.H. Hocutt and J.R. Stauffer, Jr., éd. *Biological Monitoring of Fish*. Lexington Books, Toronto.
- HERMAN, R.L. 1990. The role of infectious agents in fish kills, p. 45-56. In F.P. Meyer and L.A. Barclay, éd. *Field manual for the investigation of fish kills*. United States Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. Resource Publication 177.
- HEYER, W.R., M.A. DONNELLY, R.W. McDIARMID, L.-A.C. HAYEK and M.S. FOSTER, éd. 1994. *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington. 364 p.
- HILL, B. H., A.T. HERLIHY, P.R. KAUFMANN, R.J. STEVENSON, F.H. MCCORMICK and C.B. JOHNSON. 2000. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 19 : 50-67.

- HILSENHOFF, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with family-level biotic index. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7 : 65-68.
- HOCUTT, C.H., P.N. JOHNSON, C. HAY and B.J. VAN ZYL. 1994. Biological basis of water quality assessment: the Kavango River, Namibia. *Rev. Hydrobiol. Trop.* 27 : 361-384.
- HOEFS, N.J. and T.P. BOYLE. 1992. Contribution of fish community metrics to the index of biotic integrity in two Ozark Rivers, p. 283-303. In D.H. McKenzie, D.E. Hyatt and V.J. McDonald, éd. *Ecological indicators, Volume 1*. Elsevier Applied Science, New York.
- HONTELA, A., P. DUMONT, D. DUCLOS and R. FORTIN. 1995. Endocrine and metabolic dysfunction in yellow perch, *Perca flavescens*, exposed to organic contaminants and heavy metals in the St. Lawrence River. *Envir. Toxicol. Chem.* 14 : 725-731.
- HORWITZ, R.J. 1978. Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. *Ecol. Monogr.* 48 : 307-321.
- HOYER, M.V. and D.E. CANFIELD, Jr. 1991. A phosphorus-fish standing crop relationship for streams? *Lake and Reserv. Manage.* 7(1) : 25-32.
- HUGHES, R.M. and J.R. GAMMON. 1987. Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River, Oregon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 116 : 196-209.
- HUGHES, R.M. and T. OBERDORFF. 1999. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada, p. 79-93. In T.P. Simon, éd. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. 671 p.
- HUGHES, R.M., P.R. KAUFMANN, A.T. HERLIHY, T.M. KINCAID, L. REYNOLDS and D.P. LARSEN. 1998. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55 : 1618-1631.
- HUGUENY, B., S. CAMARA, B. SAMOURA and M. MAGASSOUBA. 1996. Applying an index of biotic integrity based on fish assemblages in a west african river. *Hydrobiol.* 331 : 71-78.
- HURLBERT, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity : A critique of alternative parameters. *Ecology* 54 : 577-586.
- HUTAGALUNG, R.A., P. LIM, A. BELAUD et T. LAGARRIGUE. 1997. Effets globaux d'une agglomération sur la typologie ichtyenne d'un fleuve : cas de la Garonne à Toulouse (France). *Annls. Limnol.* 33 : 263-279.
- JACQUES, D. 1986. *Cartographie des terres humides et des milieux environnants du lac Saint-Pierre*. Denis Jacques Enr. 70 p.
- JARRY, V., P. ROSS, L. CHAMPOUX, H. SLOTERDIJK, Y. COUILLARD, A. MUDROCH et F. LAVOIE. 1985. Répartition spatiale des contaminants dans les sédiments du lac Saint-Louis. *Water Pollut. Res. J. Can.* 20(2) : 75-99.
- JENKINS, R.E. and N.M. BURKHEAD. 1994. *Freshwater fishes of Virginia*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. 1 079 p.
- JENNINGS, M.J., L.S. FORE and J.R. KARR. 1995. Biological monitoring of fish assemblages in Tennessee Valley reservoirs. *Regul. Riv.* 11 : 263-274.
- JOURDAIN, A. et J.-F. BIBEAULT. 1998. *Synthèse des connaissances sur les aspects socio-économiques du secteur d'étude Trois-Rivières-Bécancour : Rapport technique — Zones d'intervention prioritaire 12 et 13*. Environnement Canada, Conservation de l'Environnement, Centre Saint-Laurent, Québec. En40-216/40-1998F, 279 p.
- KARR, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6) : 21-27.
- KARR, J.R. 1987. Biological monitoring and environmental assessment: A conceptual framework. *Environ. Manage.* 11 : 249-256.
- KARR, J.R. 1998. Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management, p. 502-28. In R.J. Naiman and R.E. Bilby, éd. *River Ecology & Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*. Springer-Verlag, New York.
- KARR, J.R., K.D. FAUSCH, P.L. ANGERMEIER, P.R. YANT and I.J. SCHLOSSER. 1986. *Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale*. Illinois Natural History Survey Special Publication 5, 28 p.
- KEAST, A. 1985. The piscivore feeding guild of fishes in small freshwater ecosystems. *Env. Biol. Fish.* 12 : 119-129.

- KEAST, A. et D. WEBB. 1966. Mouth and body form relative to feeding ecology in the fish fauna of a small lake, Lake Opinicon, Ontario. *J. Fish. Res. Bd. Canada* 23 : 1845-1874.
- KERANS, B.L. and J.R. KARR. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecol. Applic.* 4 : 768-785.
- KHAN, R.A., D. BARKER, R. HOOPER and E.M. LEE. 1992. Effect of pulp and paper effluent on a marine fish, *Pseudopleuronectes americanus*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 48 : 449-456.
- KLEIN, R.D. 1979. Urbanization and stream quality impairment. *Water Resour. Bull.* 15 : 948-963.
- KRUMHOLZ, L.A. and W.L. MINCKLEY. 1964. Changes in the fish population in the Upper Ohio River following temporary pollution abatement. *Trans. Am. Fish. Soc.* 93 : 1-5.
- KUEHNE, R. A. and R. W. BARBOUR. 1983. *The American darters*. The University Press of Kentucky. 177 p.
- LA VIOLETTE, N. 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu, section 6. In Ministère de l'Environnement, éd. *Le bassin de la rivière Yamaska : l'état de l'écosystème aquatique — 1998*. Direction des écosystèmes aquatiques, Québec. Envirodoq n° EN990224. Rapport n° EA-14.
- LA VIOLETTE, N. et Y. RICHARD. 1996. Le bassin de la rivière Châteauguay: les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec. Envirodoq n° EN960454. Rapport n° EA-7, 64 p. + 9 annexes.
- LALIBERTÉ, D. En préparation. *Évolution temporelle des teneurs en mercure et en BPC de quatre espèces de poissons du Saint-Laurent, 1976-1997*. Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Québec. 78 p. + 6 annexes.
- LAMONTAGNE, D. 1987. *Centrale nucléaire de Gentilly 2 — Phase opérationnelle 1986-1987 : Programme de surveillance écologique*. Laboratoire de recherche sur les habitats fauniques, pour Hydro-Québec, Direction Environnement, Service d'études et de recherches écologiques.
- LANGFORD, T.E.L. 1990. *Ecological effects of thermal discharges*. Elsevier Applied Science, London and New York. Pollution monitoring series.
- LAPAN, S. and R.M. KLINDT. 1995. 1994 Lake St. Lawrence warmwater fisheries assessment. In *1995 Annual report of the St. Lawrence River subcommittee to the Lake Ontario Committee and the Great Lakes Fishery Commission*, Buffalo, New York.
- LAPIERRE, L. 1998. *Les moules zébrées et autres espèces aquatiques nuisibles - Considérations du Québec*. Chapitre International de l'Atlantique de l'American Fisheries Society, 24^e Congrès Annuel, Gestion des espèces introduites, 20-22 septembre 1998, Lac Beauport, Québec.
- LARIMORE, R.W. and P.W. SMITH. 1963. The fishes of Champaign County, Illinois, as affected by 60 years of stream changes. *Ill. Nat. Hist. Surv. Bull.* 28 : 299-382.
- LARKIN, P.A. and T.G. NORTHCOTE. 1969. Fish as indices of eutrophication, p. 256-273. In *Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives*. National Academy of Sciences, Washington, D.C.
- LARSEN, D.P., J.M. OMERNIK, R.M. HUGHES, C.M. ROHM, T.R. WHITTIER, A.J. KINNEY, A.L. GALLANT and D.R. DUDLEY. 1986. Correspondence between spatial patterns in fish assemblages in Ohio streams and aquatic ecoregions. *Environ. Manage.* 10(6) : 815-828.
- LASSUS, C. 1967. *Biologie du corégone de lac (*Coregonus clupeaformis* Mitchell) du fleuve Saint-Laurent, dans la région de Québec*. Mémoire présenté en vue de l'obtention de la maîtrise ès sciences en biologie, Département des sciences biologiques, faculté des sciences, Université de Montréal, Montréal, Québec.
- LATOUR, N., J. DUBÉ, Y. GRAVEL et G. PAGEAU. 1980. *L'alimentation de 18 espèces de poissons du fleuve Saint-Laurent*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la recherche faunique, Service de la faune aquatique, Montréal, Québec. RRF 53, 121 p.
- LECLERC, P. 1985. *Les perchaudes (*Perca flavescens*) du lac Saint-Pierre : Biologie des populations et diagnose de l'intensité d'exploitation sportive et commerciale*. Mémoire de recherche présenté à l'Université du Québec à Montréal comme exigence partielle de la maîtrise en sciences de l'environnement, Montréal, Québec, 105 p.

- LECLERC, P. 1990. *Caractérisation des communautés ichtyennes pour mesurer l'état de santé des écosystèmes du fleuve Saint-Laurent*. Le Groupe de Recherche SEEQ Itée, Analex inc. et Service d'analyse des données MESIQ inc., pour le Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, Montréal, Québec, 69 p.
- LECOMTE, F. et J.J. DODSON. 2000. Discrimination morphologique des populations d'éperlans de l'estuaire du Saint-Laurent : Implications et applications potentielles, pp. 39-42. In L. Bouchard, F. Lecomte et P. Bérubé, éd. *Compte rendu du Premier atelier nord-américain sur l'éperlan arc-en-ciel, Québec, 21-23 février 1999*. Centre Écologique du Lac St-Jean inc., Université Laval et Société de la faune et des parcs du Québec, Québec. 143 p.
- LEGENDRE L. et P. LEGENDRE. 1984a. *Écologie numérique: Tome 1. Le traitement multiple des données écologiques*, (2^e édition). Presses de l'Université du Québec, Québec. Collection d'écologie 13, 260 p.
- LEGENDRE, L. et P. LEGENDRE. 1984b. *Écologie numérique: Tome 2. La structure des données écologiques*, (2^e édition). Presses de l'Université du Québec, Québec. Collection d'écologie 13, 335 p.
- LEGENDRE, P. et L. LEGENDRE. 1998. *Numerical Ecology* (2nd edition). Elsevier Science, New York. 853 p.
- LEGENDRE, P. et A. VAUDOR. 1991. *Le progiciel R - Analyse multidimensionnelle, analyse spatiale*. Université de Montréal, Département de sciences biologiques. iv et 144 p.
- LEGENDRE, V. 1960. Clef des cyprinidés ou ménés du Québec. *Le Jeune Naturaliste* 9 et 10 : 178-212.
- LEONARD P.M. and D.J. ORTH. 1986. Application and testing of an index of biotic integrity in small, coolwater streams. *Trans. Am. Fish. Soc.* 115 : 401-414.
- LESSARD, M. 1991. *Analyse multidimensionnelle et discontinuités spatiales des communautés de poissons du lac Saint-Pierre et de l'archipel de Sorel*. Mémoire présenté comme exigence partielle de la maîtrise en Sciences de l'Environnement, Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec. 220 p.
- LÉTOURNEAU, G. et M. JEAN. 1996. *Cartographie des marais, marécages et herbiers aquatiques le long du Saint-Laurent par télédétection aéroportée*. Environnement Canada, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-61. 101 p.
- LORRAIN, S. and R. CARIGNAN. 1993. Trace metals in the fluvial lakes of the St. Lawrence River, Canada, p. 202-205. In *International Conference on Heavy Metals in the Environment: Proceedings Vol. 1*, Toronto.
- LYONS, J. 1992. *Using the Index of Biotic Integrity (IBI) to measure environmental quality in warmwater streams of Wisconsin*. North Central Forest Experiment Station, Forest Service - U.S. Department of Agriculture, St.Paul, Minnesota. General Technical Report NC-149, 51 p. + 5 Appendices.
- LYONS, J., S. NAVARRO-PÉREZ, P.A. COCHRAN, E. SANTANA C. and M. GUZMÁN-ARROYO. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central Mexico. *Conservation Biology* 9 : 569-584.
- MACKAY, H.H. 1963. *Fishes of Ontario*. Department of Lands and Forests. Bryant Press Limited, Toronto. 300 p.
- MAHONEY, J.B., F.H. MIDLIGE and D.G. DEUEL. 1973. A fin rot disease of marine and euryhaline fishes in the New York Bight. *Trans. Am. Fish. Soc.* 102 : 596-605.
- MAM (MINISTÈRE DES AFFAIRES MUNICIPALES). 2000. *Données sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux du Québec*, compilées et complétées par le ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement.
- MARCOGLIESE, D.J. and S. COMPAGNA. 1999. Diplostomatid eye flukes in young-of-the-year and forage fishes in the St. Lawrence River, Quebec. *J. Aquat. Anim. Health* 11 : 275-282.
- MARCOGLIESE, D.J., P. DUMONT, A.D. GENDRON, Y. MAILHOT, E. BERGERON and J.D. MCLAUGHLIN. 2001. Spatial and temporal variation in abundance of *Diplostomum* spp. in walleye (*Stizostedion vitreum*) and white suckers (*Catostomus commersoni*) from the St. Lawrence River. *Can. J. Zool.* 79 : 355-369.

- MARSH, P.C. and J.E. LUEY. 1982. Oases for aquatic life within agricultural watersheds. *Fisheries* 7(6) : 16-24.
- MARTEL, N. et Y. RICHARD. 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu, section 5. In Ministère de l'Environnement et de la Faune, éd. *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique — 1996*. Direction des écosystèmes aquatiques, Québec. Envirodoq n° EN980022.
- MARTIN, S.W., A.H. MEEK and P. WILLEBERG. 1987. *Veterinary Epidemiology : Principles and Methods*. Iowa State University Press, Ames, IA.
- MASSÉ, G. et J.R. MONGEAU. 1974. *Répartition géographique des poissons, leur abondance relative et bathymétrie de la région du lac Saint-Pierre*. Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement de la faune, Québec. 59 p.
- 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 Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement de la faune, District de Montréal, Québec. 41 p.
- MASSICOTTE, B., G. VERREAULT et L. DÉSILETS. 1990. *Structure des communautés ichthyennes intertidales de l'estuaire du Saint-laurent et possibilité d'utilisation pour un suivi environnemental*. Pêches et Océans, Québec. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques N° 1752, 27 p. + 1 annexe.
- MATHERS, A., T.J. STEWART and A. BENDIG. 1999. *Lake Ontario Management Unit: 1998 Annual Report*. Prepared for the Lake Ontario Committee Meeting, Great Lakes Fishery Commission, Niagara Falls, Ontario.
- McALLISTER, D.E. and B.W. COAD. 1974. Fishes of Canada's national capital region. *Fisheries Research Board of Canada Miscellaneous Special Publication* 24 : 203 p.
- McDONOUGH, T.A. and G.D. HICKMAN. 1999. Reservoir fishery assessment index development: a tool for assessing ecological health in Tennessee Valley authority impoundments, p. 523-540. In T.P. Simon, éd. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. 671 p.
- MEARNS, A.J. and M. SHERWOOD. 1974. Environmental aspects of fin erosion and tumors in Southern California dover sole. *Trans. Am. Fish. Soc.* 103 : 799-810.
- MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE). 1994a. *Le ministère de l'Environnement et de la Faune : une organisation au service de ses clientèles*. Gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec. Rapport n° 94-2457-08, 40 p.
- MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE). 1994b. *Guide de normalisation des méthodes utilisées en faune aquatique au ministère de l'Environnement et de la Faune*. Direction de la faune et des habitats et Directions régionales, Québec, 62 p. + 4 annexes.
- MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE). 1996. *Qualité des eaux du bassin de la rivière des Outaouais, 1979-1994*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec. Envirodoq n° EN960174. Rapport n° QE-105/1, 87 p. + 7 annexes.
- MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE). 1998a. *Les orientations du ministère de l'Environnement et de la Faune pour 1998-1999 : deuxième étape vers l'amélioration de notre performance*. Gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec. Envirodoq n° EN970014, 23 p.
- MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE), éd. 1998b. *Le bassin de la rivière Richelieu : l'état de l'écosystème aquatique — 1995*. Direction des écosystèmes aquatiques, Québec. Envirodoq n° EN980604, rapport n° EA-13.
- MEIRE, P.M. and J. DEREU. 1990. Use of the abundance/biomass comparison method for detecting environmental stress: some considerations based on intertidal macrozoobenthos and bird communities. *J. Appl. Ecol.* 27 : 210-223.
- MÉLANÇON, C. 1973. *Les poissons de nos eaux* (4^e édition). Éditions du Jour, Montréal. 455 p.
- MENV (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT), éd. 1999. *Le bassin de la rivière Yamaska : l'état de l'écosystème aquatique — 1998*. Direction des écosystèmes aquatiques, Québec. Envirodoq n° EN980604, rapport n° EA-14.

- MENZEL, B.W., J.B. BARNUM and L.M. ANTOSCH. 1984. Ecological alterations of Iowa prairie-agricultural streams. *Iowa State J. Res.* 59 : 5-30.
- MIKAELIAN, I. et D. MARTINEAU. 1997. *Inventaire des conditions pathologiques chez les poissons du Saint-Laurent au site de Saint-Nicolas en 1995*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-141, 55 p.
- MIKAELIAN, I., Y. DE LAFONTAINE, P. GAGNON, C. MÉNARD, Y. RICHARD, P. DUMONT, L. PELLETIER, Y. MAILHOT and D. MARTINEAU. 2000. Prevalence of lip neoplasms of white sucker (*Catostomus commersoni*) in the St. Lawrence River basin. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(Suppl. 1) : 174-181.
- MILLER, D.L., P.M. LEONARD, R.M. HUGHES, J.R. KARR, P.B. MOYLE, L.H. SCHRADER, B.A. THOMPSON, R.A. DANIELS, K.D. FAUSCH, G.A. FITZHUGH, J.R. GAMMON, D.B. HALLIWELL, P.L. ANGERMEIER and D.J. ORTH. 1988. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. *Fisheries* 13(5) : 12-20.
- MINCKLEY, W.L., R.H. GOODYEAR and J.E. CRADDOCK. 1964. Incidence of aberrant scalation in catostomid fishes from Doe Run, Meade County, Kentucky. *Trans. Am. Fish. Soc.* 93 : 202-203.
- MINNS, C.K., V.W. CAIRNS, R.G. RANDALL and J.E. MOORE. 1994. An index of biotic integrity (IBI) for fish assemblages in the littoral zone of Great Lakes' Areas of Concern. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51 : 1804-1822.
- MLCP (MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE). 1983. *Plan directeur pour la conservation et la mise en valeur de la région du lac Saint-Pierre* (version provisoire révisée). Gouvernement du Québec, Québec. 119 p. + 6 annexes.
- MLCP (MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE). 1993. *État de la population et exploitation du poulamon atlantique en 1993-94*. Direction régionale Mauricie —Bois-Francs, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Trois-Rivières-Ouest, Québec. 4 p. Non publié.
- MOISEENKO, T.I. and L.P. KUDRYAVTSEVA. 2001. Trace metal accumulation and fish pathologies in areas affected by mining and metallurgical enterprises in the Kola Region, Russia. *Environ. Pollut.* 114 : 285-297.
- MONGEAU, J.-R. 1979. *Recensement des poissons du lac Saint-François comtés de Huntingdon et Vaudreuil-Soulanges, pêche sportive et commerciale, ensemencements de maskinongés, 1963 à 1977*. Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la Faune, District de Montréal, Québec. Rapport technique n° 06-25. 125 p.
- MONGEAU, J.-R. 1984. *Les suceurs, Moxostoma, et les meuniers, Catostomus, de la région de Montréal*. Gouvernement du Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de Montréal, Québec.
- MONGEAU, J.R. et G. MASSÉ. 1976. *Les poissons de la région de Montréal, la pêche sportive et commerciale, les ensemencements, les frayères, la contamination par le mercure et les PCB*. Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement de la faune, District de Montréal, Québec. 286 p.
- MONGEAU, J.-R., P. DUMONT et L. CLOUTIER. 1986. *La biologie du Suceur cuivré, Moxostoma hubbsi, une espèce rare et endémique à la région de Montréal, Québec, Canada*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de Montréal, Québec. Rapport technique 06-39.
- MORIN, J. 2001. *Modélisation des facteurs abiotiques de l'écosystème fluvial du lac Saint-François, fleuve Saint-Laurent*. Thèse présentée pour l'obtention du grade de Philosophiae doctor (PhD) en Sciences de l'eau, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique INRS-Eau, Québec.
- MUNDHAL, N.D. and T.P. SIMON. 1999. Development and application of an index of biotic integrity for coldwater streams of the upper midwestern United States, p. 383-415. In T.P. Simon, éd. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. 671 p.
- MUZZALL, P.M., R.D. SWEET and C.L. MILEWSKI. 1990. Occurrence of *Diplostomum* sp. (Trematoda: Diplostomatidae) in pond-reared walleyes from Michigan. *Prog. Fish-Cult.* 52 : 53-56.

- NIELSEN, L.A., D.L. JOHNSON and S.S. LAMPTON. 1983. *Fisheries Techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. 468 p.
- NIEMELA, S., E. PEARSON, T.P. SIMON, R.M. GOLDSTEIN and P.A. BAILEY. 1998. *Development of an index of biotic integrity expectations for the Lake Agassiz Plain ecoregion*. United States Environmental Protection Agency, Chicago, Illinois. EPA 905/R-96-005, 60 p. + appendices.
- NIEMELA, S., E. PEARSON, T.P. SIMON, R.M. GOLDSTEIN and P.A. BAILEY. 1999. Development of an index of biotic integrity for the species-depauperate Lake Agassiz Plain ecoregion, North Dakota and Minnesota, p. 339-366. In T.P. Simon, éd. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. 671 p.
- NILO, P. et R. FORTIN. 2001. *Synthèse des connaissances et établissement d'une programmation de recherche sur l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*)*. Université du Québec à Montréal, Département des Sciences biologiques, pour la Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, Québec. 298 p.
- NOVE ENVIRONNEMENT. 1990. *Étude de la végétation riveraine près de la Centrale nucléaire Gentilly II et importance des habitats pour la faune ichtyenne*. Pour Hydro-Québec, Vice-présidence Environnement. Rapport Final.
- OBERDORFF, T., E. GUILBERT. and J.C. LUCHETTA. 1993. Patterns of fish species richness in the Seine River basin, France. *Hydrobiol.* 259 : 157-167.
- OBERDORFF, T. and R.M. HUGHES. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiol.* 228 : 117-130.
- OHIO EPA (OHIO ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 1988a. *Biological criteria for the protection of aquatic life : Volume I. The role of biological data in water quality assessment*. Ohio Environmental Protection Agency, Ecological Assessment Section, Division of Water Quality Planning and Assessment, Columbus, Ohio.
- OHIO EPA (OHIO ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 1988b. *Biological criteria for the protection of aquatic life : Volume II. Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters*. Ohio Environmental Protection Agency, Ecological Assessment Section, Division of Water Quality Planning and Assessment, Columbus, Ohio.
- OHIO EPA (OHIO ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 1989. *Biological criteria for the protection of aquatic life: Volume III. Standardized biological field sampling and laboratory methods for assessing fish and macroinvertebrate communities*. Ohio Environmental Protection Agency, Ecological Assessment Section, Division of Water Quality Planning and Assessment, Columbus, Ohio.
- OSBORNE, L.L. and M.J. WILEY. 1992. Influence of tributary spatial position on the structure of warmwater fish communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49 : 671-681.
- OSTRANDER, G.K., R.L. KUEHN, K.D. BERLIN and W.E. HAWKINS. 1995. Anthropogenic contaminants and fish health along an urban waterway. *Environmental Toxicology and Water Quality: An International Journal* 10 : 207-215.
- PAGE, L.M. et B.M. BURR. 1991. *A field guide to freshwater fishes of North America North of Mexico*. Houghton Mifflin company, Boston. The Peterson field guide series; 42, 432 p.
- PAGEAU, G. et L. LÉVESQUE. 1970. *Influence respective des eaux du Saint-Laurent et de l'Outaouais sur les poissons et les plantes de la Saint-Louis*. Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Service de la faune, Québec. Rapport 5, 21 p.
- PAGEAU, G., Y. GRAVEL and L. LÉVESQUE. 1971. The ichthyofauna and flora of Lake St. Louis on the St. Lawrence River near Montreal, Quebec: General features and recent changes. *Proc. 14th Conf. Great Lakes Res.* 79-89.
- PALLER, M.H. 1994. Relationships between fish assemblage structure and stream order in South Carolina coastal plain streams. *Trans. Am. Fish. Soc.* 123 : 150-161.
- PAQUET, G. 1974. *Étude physico-chimique et inventaire ichtyologique sommaires du fleuve Saint-Laurent, 1972-1973*. Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Québec. 12 p.

- PAQUET, G. 1977. *Résumé des études physico-chimiques et des inventaires ichtyologiques sommaires effectués dans le fleuve Saint-Laurent au cours des années 1972 à 1975*. Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Service d'aménagement de la faune, Québec. 4 p.
- PELLETIER, L. 2002. Le bassin de la rivière Saint-Maurice : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu, 1996. Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'Environnement, Québec. Envirodoq n° ENV/2002/0291. Rapport n° EA/2002-02, 85 p. et 4 annexes.
- PELLETIER, M. et G.R. FORTIN. 1998. *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du secteur d'étude Trois-Rivières-Bécancour: Rapport technique — Zones d'intervention prioritaire 12 et 13*. Environnement Canada - région du Québec, Conservation de l'Environnement, Centre Saint-Laurent, Québec. En40-216/38-1998F, 170 p.
- PICHÉ, I. et M. SIMONEAU. 1998. Le bassin de la rivière Richelieu : profil géographique, sources de pollution, interventions d'assainissement et qualité des eaux, 1995, section 1. In Ministère de l'Environnement, éd. *Le bassin de la rivière Richelieu : l'état de l'écosystème aquatique — 1995*. Direction des écosystèmes aquatiques, Québec. Envirodoq n° EN980604. Rapport n° EA-13
- PIERCE, C.L., J.B. RASMUSSEN and W.C. LEGGETT. 1990. Sampling littoral fish with a seine: Corrections for variable capture efficiency. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47 : 1004-1010.
- PINEL-ALLOUL, B., G. MÉTHOT, L. LAPIERRE and A. WILLSIE. 1996. Macroinvertebrate community as a biological indicator of ecological and toxicological factors in Lake Saint-François (Québec). *Environ. Pollut.* 91 : 65-87.
- 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*. Environmental Protection Agency, Assessment and Watershed Protection Division, Washington, D. C., U.S. EPA/440/4-89/001.
- POFF, N.L. and J. DAVID ALLAN. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76 : 606-627.
- PRIMEAU, S. 1992. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Saint-François, 1976 à 1991*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, Québec. Envirodoq n° EN920515. Rapport n° QEN/QE-80/1, 145 p. + 6 annexes.
- PRIMEAU, S. 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : qualité des eaux de 1979 à 1997, section 2. In Ministère de l'Environnement, éd. *Le bassin de la rivière Yamaska : l'état de l'écosystème aquatique — 1998*. Direction des écosystèmes aquatiques, Québec. Envirodoq n° EN990224. Rapport n° EA-14.
- PROBST, W.W., C.F. RABENI, W.G. COVINGTON et R.E. MARTENEY. 1984. Resource use by stream-dwelling rock bass and smallmouth bass. *Trans. Am. Fish. Soc.* 113 : 283-294.
- PROVOST, J., L. VERRET et P. DUMONT. 1984. *L'aloise savoureuse au Québec : synthèse des connaissances biologiques et perspectives d'aménagement d'habitats*. Pêches et Océans, Québec. Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques N° 1793, 114 p.
- PUSEY, B.J., A.H. ARTHINGTON and M.G. READ. 1993. Spatial and temporal variation in fish assemblage structure in the Mary River, south-eastern Queensland: the influence of habitat structure. *Env. Biol. Fish.* 37 : 355-380.
- RANDALL, R.G., J.R.M. KELSO and C.K. MINNS. 1995. Fish production in freshwaters: Are rivers more productive than lakes? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52 : 631-643.
- RAPPORT, D.J., H.A. REGIER and T.C. HUTCHINSON. 1985. Ecosystem behaviour under stress. *Am. Nat.* 125 : 617-640.
- REASH, R.J. 1999. Considerations for characterizing midwestern large river habitats, p. 463-473. In T.P. Simon, éd. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. 671 p.
- REASH, R.J. and T.M. BERRA. 1989. Incidence of fin erosion and anomalous fishes in a polluted stream and a nearby clean stream. *Water Air Soil Pollut.* 47 : 47-63.
- REGIER, H.A. 1975. To survey, monitor or appraise fishery resources: Some general concepts. *EIFAC Technical Paper* N° 23, Suppl.1, Vol. II : 690-703.

- RICHARD, Y. 1994. *Les communautés ichthyologiques du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité biotique des écosystèmes fluviaux*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec. Envirodoq n° EN940235. Rapport n° QEN/QE-89/1, 153 p. + 12 annexes.
- RICHARD, Y. 1996. *Le bassin versant de la rivière Saint-François: les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec. Envirodoq n° EN960254. Rapport n° EA-3, 153 p. + 12 annexes.
- RINGLER, N.H. et J.H. JOHNSON. 1982. Diet composition and diel feeding periodicity of some fishes in the St. Lawrence River. *NY Fish Game J.* 29 : 65-74.
- RIOUX, S. et F. GAGNON. 2001. *Développement d'un indice d'intégrité biotique pour évaluer l'état de santé des petits cours d'eau en milieu agricole dans le Bas-Saint-Laurent: rapport final*. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la région Bas-Saint-Laurent. 91 p.
- ROBITAILLE, J. 1998a. *Bilan régional Pointe-du-Lac-Deschambault : Zone d'intervention prioritaire 12*. Environnement Canada - région du Québec, Centre Saint-Laurent, Québec. En40-216/41-1998F, 90 p.
- ROBITAILLE, J. 1998b. *Bilan régional Portneuf-Saint-Nicolas : Zone d'intervention prioritaire 13*. Environnement Canada - région du Québec, Centre Saint-Laurent, Québec. En40-216/42-1998F, 78 p.
- ROBITAILLE, J.A., C. POMERLEAU et P. PAULHUS. 1987. *Analyse sommaire des captures de la pêche expérimentale de l'aquarium du Québec, de 1971 à 1986*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction de la faune aquatique et Direction régionale de Québec. Rapport technique N° 87-02, 54 p.
- 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*. Rapp. tech. can. sci. halieut. Aquat. 1608 : v + 45 p.
- ROHDE, F.C., R.G. ARNDT, D.G. LINDQUIST, and J.F. PARNELL. 1994. *Freshwater fishes of the Carolinas, Virginia, Maryland, and Delaware*. The University of North Carolina Press, Chapel Hill & London. 222 p.
- RONDEAU, B. 1993. *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent (1985-1990)*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent. N° de catalogue En 153-30/1990, 150 p. + 62 annexes.
- ROTH, N., M. SOUTHERLAND, J. CHAILLOU, R. KLAUDA, P. KAZYAK, S. STRANKO, S. WEISBERG, L. HALL, Jr. and R. MORGAN II. 1998. Maryland biological stream survey: development of a fish index of biotic integrity. *Environ. Monit. Assess.* 51 : 89-106.
- ROTHROCK, J.A., P.K. BARTEN and G.L. INGMAN. 1998. Land use and aquatic biointegrity in the Blackfoot river watershed, Montana. *JAWRA* 34 : 565-581.
- RUDSTAM, L.G., J.J. MAGNUSON and W.M. TONN. 1984. Size selectivity of passive fishing gear: A correction for encounter probability applied to gill nets. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41 : 1252-1255.
- SAINT-JACQUES, N. 1998. Le bassin de la rivière Richelieu : les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu, section 5. In Ministère de l'Environnement, éd. *Le bassin de la rivière Richelieu : l'état de l'écosystème aquatique — 1995*. Direction des écosystèmes aquatiques, Québec. Envirodoq n° EN980604. Rapport n° EA-13
- SAINT-JACQUES, N. et Y. RICHARD. 2002. *Le bassin de la rivière Saint-Maurice : les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu, 1996*. Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'Environnement, Québec. Envirodoq n° ENV/2002/0293. Rapport n° EA/2002-04, 75 p. et 10 annexes.
- SANDERS, R.E., R.J. MILTNER, C.O. YODER and E.T. RANKIN. 1999. The use of external deformities, erosion, lesions, and tumors (DELT anomalies) in fish assemblages for characterizing aquatic resources: a case study of seven Ohio streams, p. 225-246. In T.P. Simon, éd. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. 671 p.

- SCHLEIGER, S.L. 2000. Use of an index of biotic integrity to detect effects of land uses on stream fish communities in west-central Georgia. *Trans. Am. Fish. Soc.* 129 : 1118-1133.
- SCHLOSSER I.J. 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecol. Monogr.* 52 : 395-414.
- SCHLOSSER, I.J. 1987. A conceptual framework for fish communities in small warmwater streams, p. 17-24, In W. J. Matthews and D. C. Heins, éd. *Community and evolutionary ecology of North-American stream fishes*, University of Oklahoma Press.
- SCOTT, Jr., E.M. 1999. Tailwater Fish Index (TFI) development for the Tennessee River tributary tailwaters, p. 507-522. In T.P. Simon, éd. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. 671 p.
- SCOTT, W.B. 1967. *Freshwater fishes of eastern Canada* (2nd edition). Univ. Toronto Press, Toronto, Ont. 137 p.
- SCOTT, W.B. and E.J. CROSSMAN. 1973. *Freshwater fishes of Canada*. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, Ontario. Bulletin 184, 966 p.
- SCOTT, W.B. et M.G. SCOTT. 1988. *Atlantic Fishes of Canada*. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 219 : 731 p.
- SELYE, H. 1950. Stress and the general adaptation syndrome. *Br. Med. J.* 1 : 1383-1392.
- SÉRODES, J.-B. et L. TALBOT. 1980. *Projet de restauration du sud du lac Saint-Louis contaminé par le mercure* (2^e édition). Service de protection de l'environnement du Québec, Bureau d'étude sur les substances toxiques et Pêches et Environnement Canada, Direction des eaux intérieures. 75 p.
- SHERWOOD, M.J. and A.J. MEARNES. 1977. Environmental significance of fin erosion in Southern California demersal fishes. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 298 : 177-189.
- SIMON, T.P. 1992. *Biological criteria development for large rivers with an emphasis on an assessment of the White River drainage, Indiana*. U.S. Environmental Protection Agency, Region V, Water Division, Water Quality Standards, Chicago, IL. EPA 905/R-92/006.
- SIMON, T.P., éd. 1999a. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. 671 p.
- SIMON, T.P. 1999b. Assessment of Balon's reproductive guilds with application to midwestern North American freshwater fishes, p. 97-120. In T.P. Simon, éd. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. 671 p.
- SIMON, T.P. and E.B. EMERY. 1995. Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify water resource quality in great rivers. *Regul. Riv.* 11 : 283-298.
- SIMON, T. P. et J. LYONS. 1995. Application of the Index of Biotic Integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems, p. 245-262 In W. S. DAVIS and T. P. SIMON, éd. *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making*. Lewis Publisher, Boca Raton, FL.
- SIMON, T.P. and R.E. SANDERS. 1999. Applying an index of biotic integrity based on Great River fish communities: considerations in sampling and interpretation, p. 475-505. In T.P. Simon, éd. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. 671 p.
- SLOTTERDIJK, H. 1985. *Substances toxiques dans les sédiments du lac Saint-François (fleuve Saint-Laurent, Québec)*. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Région du Québec.
- SLOTTERDIJK, H.H. 1990. Revue des substances toxiques dans le fleuve Saint-Laurent, p. 1-16. In D. Messier, P. Legendre et C.E. Delisle, éd. *Symposium sur le Saint-Laurent; Comptes-rendus, 3, 4 et 5 novembre 1989*. Vol. 11 Collection Environnement et Géologie, Université de Montréal. 745 p.
- SLOTTERDIJK, H. H. 1991. Mercury and organochlorinated hydrocarbons in surficial sediments of the St. Lawrence River (Lake St. Francis). *Water Pollut. Res. J. Can.* 26 : 41-60.
- SLV 2000 (SAINT-LAURENT VISION 2000). 1996a. Les 106 établissements industriels : Fiche 11 — Elkem Métal Inc.-Environnement Canada et ministère de l'Environnement et de la Faune.-[Réf. du 28 novembre 2002].-Document en format pdf sur le site internet. -Accès : <http://slv2000.qc.ec.gc.ca/bibliotheque/centre_docum/protection/liste_accueil_f.htm>

- SLV 2000 (SAINT-LAURENT VISION 2000). 1996b. Les 106 établissements industriels : *Fiche 9 — Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée, usine de Beauharnois*.-Environnement Canada et ministère de l'Environnement et de la Faune. -[Réf. du 28 novembre 2002].-Document en format pdf sur le site internet. -Accès : <http://slv2000.qc.ec.gc.ca/bibliotheque/centre_docum/protection/liste_accueil_f.htm>
- SLV 2000 (SAINT-LAURENT VISION 2000). 1996c. Les 106 établissements industriels : *Fiche 10 — Spixel inc. (Papier de sécurité Domtar)*.-Environnement Canada et ministère de l'Environnement et de la Faune.-[Réf. du 28 novembre 2002].-Document en format pdf sur le site internet.-Accès : <http://slv2000.qc.ec.gc.ca/bibliotheque/centre_docum/protection/liste_accueil_f.htm>
- SLV 2000 (SAINT-LAURENT VISION 2000). 1996d. Les 106 établissements industriels : *Fiche 12 — PPG Canada Inc.*-Environnement Canada et ministère de l'Environnement et de la Faune.-[Réf. du 28 novembre 2002].-Document en format pdf sur le site internet. -Accès :<http://slv2000.qc.ec.gc.ca/bibliotheque/centre_docum/protection/liste_accueil_f.htm>
- SLV 2000 (SAINT-LAURENT VISION 2000). 1998. Les 106 établissements industriels : *Fiche 63 — Aluminerie Luralco Inc.*-Environnement Canada et ministère de l'Environnement et de la Faune.-[Réf. du 28 novembre 2002].-Document en format pdf sur le site internet.-Accès : <http://slv2000.qc.ec.gc.ca/bibliotheque/centre_docum/protection/liste_accueil_f.htm>
- SMALL, A.M., W.H. ADEY, S.M. LUTZ, E.G. REESE and D.L. ROBERTS. 1996. A macrophyte-based rapid biosurvey of stream water quality: restoration at the watershed scale. *Restoration Ecology* 4 : 124-145.
- SMITH, I.R. 1994. *Hepatic neoplasia in walleye and white suckers collected in 1989 and 1990 from southern Ontario remedial action plan sites*. Preliminary report. Ontario Ministry of the Environment and Energy, Program Development Branch, Program Support Section. 12 p.
- SMITH, S.B., M.A. BLOUIN and M.J. MAC. 1994. Ecological comparisons of Lake Erie tributaries with elevated incidence of fish tumors. *J. Great Lakes Res.* 20 : 701-716.
- SMOGOR, R.A. and P.L. ANGERMEIER. 1999. Effects of drainage basin size and anthropogenic disturbance on relations between stream size and IBI metrics in Virginia, p. 249-272. In T.P. Simon, éd. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. 671 p.
- SNIESZKO, S.F. 1974. The effects of environmental stress on outbreaks of infectious diseases of fishes. *J. Fish Biol.* 6 : 197-208.
- SNYDER, B.D., J.B. STRIBLING, M.T. BARBOUR and C.L. MISSIMER. 1999. Integrating assessments of fish and macroinvertebrate assemblages and physical habitat conditions in Pennsylvania, p. 639-652. In T.P. Simon, éd. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. 671 p.
- SONSTEGARD, R.A. 1977. Environmental carcinogenesis studies in fishes of the Great Lakes of North America. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 298 : 261-269.
- SPANGLER, G.R. and J.J. COLLINS. 1992. Lake Huron fish community structure based on gill-net catches corrected for selectivity and encounter probability. *N. Am. J. Fish. Manage.* 12 : 585-597.
- SPELLERBERG, I.F. 1991. *Monitoring ecological change*. Cambridge University Press, New York. 334 p.
- STEEDMAN, R.J. 1987. *Comparative analysis of stream degradation and rehabilitation in the Toronto Area*. Ph.D. Thesis, University of Toronto, Department of Zoology, Toronto, Ontario. 172 p.
- STEEDMAN, R.J. 1988. Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in Southern Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45 : 492-501.
- STEEDMAN, R.J. 1991. Occurrence and environmental correlates of black spot disease in stream fishes near Toronto, Ontario. *Trans. Am. Fish. Soc.* 120 : 494-499.
- STIER, D.J. et J.H. CRANCE. 1985. Habitat suitability index models and instream flow suitability curves: American shad. *U.S. Fish. Wildl. Serv. Biol. Rep.* 82(10.88), 34 p.

- ST-ONGE, J. et Y. RICHARD. 1994. *Les communautés benthiques du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité biotique des écosystèmes fluviaux*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatique, Québec. Envirodoq n° EN940241. Rapport n° QEN/QE-88/1, 105 p. + 13 annexes.
- SVOBODOVÁ, Z., R. LLOYD, J. MÁCHOVÁ et B. VYKUSOVÁ. 1993. *Water quality and fish health*. FAO, Rome, Italy. EIFAC technical paper N° 54, 59 p.
- SYLVESTRE, A., L. CHAMPOUX et D. LECLAIR. 1992. *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du lac Saint-Pierre: Rapport technique — Zone d'intérêt prioritaire n° 11*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Centre Saint-Laurent, Québec. En40-403/1991F, 101 p.
- THARRATT, R.C. 1959. Food of Yellow perch, *Perca flavescens* (Mitchill) in Saginaw Bay, Lake Huron. *Trans. Am. Fish. Soc.* 88 : 330-331.
- THIÉBAUT, G et S. MULLER. 1986. Les communautés de macrophytes aquatiques comme descripteurs de la qualité de l'eau : exemple de la rivière Moder (nord-est France). *Annl. Limnol.* 34 : 141-153.
- THOMA, R.F. 1999. Biological monitoring and an index of biotic integrity for Lake Erie's nearshore waters, p. 417-461. In T.P. Simon, éd. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. 671 p.
- TRAMER, E.J. and P.M. ROGERS. 1973. Diversity and longitudinal zonation in fish populations of two streams entering a metropolitan area. *Am. Midl. Nat.* 90 : 366-374.
- TRAUTMAN, M. B. 1981. *The Fishes of Ohio*, (Revised edition). Ohio State University Press, Ohio. 182 p.
- TUTMAN, P., B. GLAMUZINA, B. SKARAMUCA, V. KOŽUL, N. GLAVIC and D. LUCIC. 2000. Incidence of spinal deformities in natural populations of sandsmelt, *Atherina boyeri* (Risso, 1810) in the Neretva river estuary, middle Adriatic. *Fish. Res.* 45 : 61-64.
- TSAI, C.-F. 1972. Life history of the eastern johnny darter, *Etheostoma olmstedii* Storer, in cold tailwater and sewage-polluted water. *Trans. Am. Fish. Soc.* 101(1) : 80-88.
- UHLAND, C., I. MIKAELIAN et D. MARTINEAU. 2000. *Maladies des poissons d'eau douce du Québec : Guide de diagnostic*. Les Presses de l'Université de Montréal, Montréal, 466 p.
- UNESCO (UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION), WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION) and UNEP (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME). 1996. *Water quality assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring* (2nd edition). D. Chapman, éd. E & FN Spon, New York. 626 p.
- VACHON, N. et P. DUMONT. En préparation. *Examen comparé de l'état des stocks de poissons d'intérêt sportif dans cinq tronçons du fleuve Saint-Laurent à partir des pêches expérimentales effectuées de 1988 à 1997*. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de Montréal, de Laval et de la Montérégie.
- VAN DEN AVYLE, M.J., S.J. GARVICK, V.S. BLAZER, S.J. HAMILTON and W.G. BRUMBAUGH. 1989. Skeletal deformities in smallmouth bass, *Micropterus dolomieu*, from Southern Appalachian Reservoirs. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18 : 688-696.
- VERRET, L. et R. SAVIGNAC. 1985. *L'habitat du poisson dans la plaine d'inondation de la rive sud du lac Saint-Pierre*. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 1853 : x + 60 p.
- VERRETTE, J.-L. 1990. *Délimitation des principales masses d'eau du Saint-Laurent (Beauharnois à Québec)*. Les Consultants Hydriques Inc., pour Environnement Canada, Conservation et Protection – région du Québec, Centre Saint-Laurent, Direction de la connaissance de l'état de l'environnement, Montréal, Québec. 10 p.
- VINCENT, B. ET G. VAILLANCOURT. 1978. Les groupements benthiques du fleuve Saint-Laurent près des centrales nucléaires de Gentilly (Québec). *Can. J. Zool.* 56 : 1585-1592.
- VINCENT, B. et G. VAILLANCOURT. 1980. Les sangsues (Annelida: Hirudinea) benthiques du Saint-Laurent (Québec). *Nat. Can.* 107 : 21-33.

- VIS, C., C. HUDON, A. CATTANEO et B. PINEL-ALLOUL. 1998. Periphyton as an indicator of water quality in the St Lawrence River (Québec, Canada). *Environ. Pollut.* 101 : 13-24.
- WASHINGTON, H.G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Wat. Res.* 18 : 653-694.
- WHITTIER, T.R. 1999. Development of IBI metrics for lakes in southern New England, p. 563-582. In T.P. Simon, éd. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. 671 p.
- WHITTIER, T.R., R.M. HUGHES and D.P. LARSEN. 1988. Correspondence between ecoregions and spatial patterns in stream ecosystems in Oregon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45 : 1264-1278.
- WHITTIER, T.R., D.P. LARSEN, R.M. HUGHES, C.M. ROHM, A.L. GALLANT and J.M. OMERNIK. 1987. *The Ohio stream regionalization project: a compendium of results*. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon. EPA/600/3-87/025, 66 p.
- WHITTON, B.A., E. ROTT and G. FRIEDRICH, éd. 1991. *Use of algae for monitoring rivers*. E. Rott Publisher, Institut für Botanik, Universität Innsbruck, Innsbruck, Austria.
- WILHM, J.L. and T.C. DORRIS. 1968. Biological parameters for water quality criteria. *BioSci.* 18 : 477-481.
- WILLSIE, A. 1993. Adaptation of the invertebrate community index (ICI) to the benthos of the St. Lawrence River, p. 224-253. In E.G. Baddaloo, S. Ramamoorthy and J.W. Moore, éd. *Proceedings of the nineteenth annual Aquatic Toxicity Workshop: October 4-7, 1992*. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., Edmonton, Alberta. 489 p.
- WILLSIE, A. et G. COSTAN. 1996. *Analyse des communautés benthiques comme indicateur de santé des écosystèmes du Saint-Laurent*. Environnement Canada -Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-44, 68 p.
- WISMER, D.A. and A.E. CHRISTIE. 1987. *Temperature relationships of Great Lakes fishes: A data compilation*. Great Lakes Fishery Commission, Ann Arbor, Michigan. Special Publication N° 87-3, 165 p.
- YODER, C.O. and E.T. RANKIN. 1995. *The role of biological criteria in water quality monitoring, assessment, and regulation*. State of Ohio Environmental Protection Agency, Columbus, Ohio. Ohio EPA Technical Report MAS/1995-1-3, 54 p.
- YODER, C.O. and M.A. SMITH. 1999. Using fish assemblages in a state biological assessment and criteria program: essential concepts and considerations, p. 17-56. In T.P. Simon, éd. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. 671 p.

ANNEXES

Annexe 1. Type et précision des balances utilisées selon le poids du poisson et les secteurs échantillonnés

Secteur	Poids du poisson (g)	Marque	Modèle	Capacité (g)	Précision (g)
Lac Saint-François	≤ 800	E. Mettler	K7-T	800	0,1
	> 800	Toledo	1361	13 600	5,0
Lac Saint-Louis	≤ 1 200	Acculab	V1200	1 200	0,1
	> 1 200	Toledo	1361	13 600	5,0
Archipel du lac Saint-Pierre	< 800	E. Mettler	K7-T	800	0,05
	≥ 800	Toledo	1361	13 600	5,0
Lac Saint Pierre (1995)	< 110	Ohaus	C151	110	0,05
	110-1 000	Pesola		1 000	5,0
	> 1 000	Pesola		10 000	50,0
Lac Saint-Pierre (1997)	< 1 000	Acculab	V1200	1 200	0,1
	1 000-3 000	Pesola		3 000	50,0
	> 3 000	Pesola		10 000	50,0
Gentilly-Batiscan	< 1 000	Acculab	V1200	1 200	0,1
	1 000-3 000	Pesola		3 000	50,0
	> 3 000	Pesola		10 000	50,0
Grondines — Saint-Nicolas	< 1 200	Acculab	V1200	1 200	0,1
	> 1 200	Chatillon		20 000	25

Annexe 2. Nombre de poissons et biomasse par unité d'effort (BUE) des espèces pour lesquelles une partie ou la totalité de la biomasse est manquante

Secteur	Segment	Espèce	BUE (g)	Nombre de poissons avec biomasse	Nombre de poissons sans biomasse	Nombre total de poissons	
Rive nord							
Lac Saint-François (1996)	226N	Raseux-de-terre gris	2,3	7	1	8	
	226N	Méné jaune	94,6	68	1	69	
	226N	Queue à tache noire	18,2	13	2	15	
	Sous-total		115,1	88	4	92	
Lac Saint-Louis (1997)	267N	Anguille d'Amérique	-	0	1	1	
	267N	Cyprins sp.	0,0	9	4	13	
	267N	Laquaiche argentée	325,7	8	1	9	
	267N	Doré jaune	2 413,4	29	1	30	
	Sous-total		2 739,1	46	7	53	
	274N	Crapet de roche	259,9	184	3	187	
	274N	Grand brochet	3 040,3	58	1	59	
	274N	Chevalier rouge	169,8	9	1	10	
	274N	Méné jaune	20,1	452	1	453	
	274N	Perchaude	5 297,6	1 964	2	1 966	
	274N	Doré jaune	1 179,4	77	1	78	
	Sous-total		9 967,0	2 744	9	2 753	
	280N	Esturgeon jaune	5 354,0	18	1	19	
	280N	Crapet de roche	352,0	120	1	121	
	280N	Grand brochet	1 193,8	11	1	12	
	280N	Méné jaune	17,0	162	2	164	
	280N	Perchaude	2 437,1	490	2	492	
	280N	Doré jaune	1 140,7	32	1	33	
Sous-total		10 494,4	833	8	841		
Archipel du lac Saint-Pierre (1995)	383N	Gaspereau	-	0	100	100	
	383N	Crapet de roche	102,2	4	4	8	
	383N	Meunier noir	153,3	1	1	2	
	383N	Carpe	2 369,3	8	1	9	
	383N	Grand brochet	4 941,3	20	1	21	
	383N	Raseux-de-terre gris	-	0	108	108	
	383N	Laquaiche argentée	3,4	2	1	3	
	383N	Méné d'argent	1,5	1	3	4	
	383N	Barbotte brune	389,2	17	2	19	
	383N	Crapet-soleil	0,7	1	197	198	
	383N	Achigan à petite bouche	-	0	3	3	
	383N	Achigan à grande bouche	11,7	2	1	3	
	383N	Chevalier rouge	80,0	1	10	11	
	383N	Méné émeraude	-	0	348	348	
	383N	Méné jaune	12,3	2	82	84	
	383N	Queue à tache noire	4,2	2	82	84	
	383N	Méné pâle	-	0	99	99	
	383N	Perchaude	420,8	42	188	230	
	383N	Omisco	-	0	6	6	
	383N	Ventre-pourri	-	0	14	14	
	383N	Marigane noire	2,7	4	67	71	
	Sous-total		8 492,6	107	1 318	1 425	
		388N	Gaspereau	-	0	87	87
		388N	Crapet de roche	112,2	8	15	23
		388N	Meunier noir	49,2	3	1	4
		388N	Cyprins sp.	-	0	1	1
		388N	Grand brochet	2 492,6	17	4	21
		388N	Raseux-de-terre gris	-	0	137	137
388N		Méné d'argent	1,0	1	5	6	
388N		Barbotte brune	55,2	3	2	5	

Annexe 2 (suite). Nombre de poissons et biomasse par unité d'effort (BUE) des espèces pour lesquelles une partie ou la totalité de la biomasse est manquante

Secteur	Segment	Espèce	BUE (g)	Nombre de poissons avec biomasse	Nombre de poissons sans biomasse	Nombre total de poissons	
Archipel du lac Saint-Pierre (1995) (suite)	388N	Crapet-soleil	-	0	75	75	
	388N	Achigan à petite bouche	81,6	1	7	8	
	388N	Achigan à grande bouche	-	0	2	2	
	388N	Chevalier blanc	-	0	1	1	
	388N	Chevalier rouge	245,7	4	14	18	
	388N	Méné émeraude	-	0	1 391	1 391	
	388N	Méné d'herbe	-	0	7	7	
	388N	Méné jaune	23,3	12	187	199	
	388N	Queue à tache noire	1,6	1	168	169	
	388N	Méné pâle	-	0	46	46	
	388N	Fouille-roche zébré	-	0	12	12	
	388N	Perchaude	139,3	19	352	371	
	388N	Omisco	-	0	5	5	
	388N	Ventre-pourri	-	0	94	94	
	388N	Marigane noire	0,5	1	21	22	
	388N	Naseux des rapides	-	0	1	1	
		Sous-total		3 202,2	70	2 635	2 705
		392N	Gaspereau	3,5	1	35	36
		392N	Crapet de roche	61,0	7	36	43
		392N	Meunier noir	18,2	1	8	9
		392N	Carpe	1 392,2	10	2	12
		392N	Grand brochet	3 127,0	25	1	26
		392N	Raseux-de-terre gris	-	0	126	126
		392N	Fondule barré	-	0	4	4
		392N	Laquaiche argentée	88,6	8	1	9
		392N	Méné d'argent	-	0	7	7
		392N	Barbotte brune	937,2	71	15	86
		392N	Crayon d'argent	-	0	14	14
		392N	Crapet-soleil	5,2	1	433	434
		392N	Achigan à petite bouche	15,1	4	4	8
		392N	Achigan à grande bouche	-	0	15	15
		392N	Chevalier rouge	49,0	3	12	15
		392N	Méné émeraude	-	0	1 165	1 165
		392N	Méné d'herbe	-	0	14	14
		392N	Méné jaune	63,6	48	400	448
		392N	Menton noir	-	0	4	4
		392N	Museau noir	-	0	4	4
		392N	Queue à tache noire	2,0	2	296	298
	392N	Méné pâle	-	0	21	21	
	392N	Éperlan arc-en-ciel	-	0	12	12	
	392N	Perchaude	222,9	62	603	665	
	392N	Omisco	-	0	1	1	
	392N	Ventre-pourri	-	0	49	49	
	392N	Marigane noire	16,1	3	158	161	
	392N	Doré jaune	669,7	24	1	25	
	Sous-total		6 671,5	270	3 441	3 711	
	396N	Gaspereau	-	0	27	27	
	396N	Poisson-castor	1 616,9	6	2	8	
	396N	Crapet de roche	70,5	11	27	38	
	396N	Meunier noir	201,1	7	1	8	
	396N	Couette	10,1	3	3	6	
	396N	Carpe	1 151,6	11	3	14	
	396N	Cyprins sp.	-	0	1	1	
	396N	Grand brochet	3 212,2	28	5	33	
	396N	Raseux-de-terre gris	-	0	55	55	
	396N	Fondule barré	-	0	5	5	
	396N	Laquaiche argentée	37,4	11	4	15	
	396N	Méné d'argent	-	0	29	29	

Annexe 2 (suite). Nombre de poissons et biomasse par unité d'effort (BUE) des espèces pour lesquelles une partie ou la totalité de la biomasse est manquante

Secteur	Segment	Espèce	BUE (g)	Nombre de poissons avec biomasse	Nombre de poissons sans biomasse	Nombre total de poissons	
Archipel du lac Saint-Pierre (1995) (suite)	396N	Barbotte brune	462,2	49	24	73	
	396N	Crayon d'argent	-	0	55	55	
	396N	Crapet-soleil	13,7	11	665	676	
	396N	Achigan à petite bouche	167,3	7	24	31	
	396N	Achigan à grande bouche	3,3	2	11	13	
	396N	Chevalier rouge	104,2	5	5	10	
	396N	Méné émeraude	-	0	475	475	
	396N	Méné d'herbe	-	0	40	40	
	396N	Méné jaune	239,9	201	513	714	
	396N	Menton noir	-	0	27	27	
	396N	Museau noir	-	0	18	18	
	396N	Queue à tache noire	7,4	8	123	131	
	396N	Méné pâle	-	0	58	58	
	396N	Éperlan arc-en-ciel	-	0	16	16	
	396N	Fouille-roche zébré	-	0	8	8	
	396N	Perchaude	630,8	198	777	975	
	396N	Omisco	-	0	13	13	
	396N	Ventre-pourri	-	0	53	53	
	396N	Marigane noire	1,2	2	74	76	
	396N	Doré jaune	983,7	39	8	47	
	Sous-total		8 913,4	599	3 149	3 748	
Lac Saint-Pierre (1995, 1997)	401N	Gaspereau	-	0	3	3	
	401N	Meunier noir	1 459,4	9	2	11	
	401N	Couette	-	0	1	1	
	401N	Raseux-de-terre gris	-	0	22	22	
	401N	Fondule barré	-	0	2	2	
	401N	Méné d'argent	-	0	4	4	
	401N	Barbotte brune	428,2	11	30	41	
	401N	Crayon d'argent	-	0	2	2	
	401N	Crapet-soleil	7,5	1	76	77	
	401N	Achigan à grande bouche	26,7	9	1	10	
	401N	Chevalier rouge	479,9	6	1	7	
	401N	Méné émeraude	-	0	56	56	
	401N	Méné d'herbe	-	0	7	7	
	401N	Méné jaune	13,1	6	64	70	
	401N	Menton noir	-	0	1	1	
	401N	Queue à tache noire	14,5	6	2	8	
	401N	Perchaude	387,0	54	61	115	
		Sous-total		2 816,4	102	335	437
		406N	Raseux-de-terre gris	-	0	1	1
		406N	Laquaiche argentée	2,1	2	1	3
	406N	Barbotte brune	506,3	32	1	33	
	406N	Crapet-soleil	-	0	6	6	
	406N	Méné d'herbe	-	0	66	66	
	406N	Méné jaune	24,8	13	4	17	
	406N	Méné pâle	-	0	4	4	
	406N	Perchaude	397,9	99	6	105	
	406N	Doré jaune	1 866,6	40	1	41	
	Sous-total		2 797,7	186	90	276	
	411N	Meunier noir	2 788,5	30	8	38	
	411N	Raseux-de-terre gris	-	0	7	7	
	411N	Barbotte brune	156,1	8	1	9	
	411N	Crapet-soleil	0,7	1	10	11	
	411N	Méné jaune	4,0	3	1	4	
	411N	Perchaude	541,5	206	33	239	
	411N	Omisco	-	0	1	1	
	Sous-total		3 490,8	248	61	309	

Annexe 2 (suite). Nombre de poissons et biomasse par unité d'effort (BUE) des espèces pour lesquelles une partie ou la totalité de la biomasse est manquante

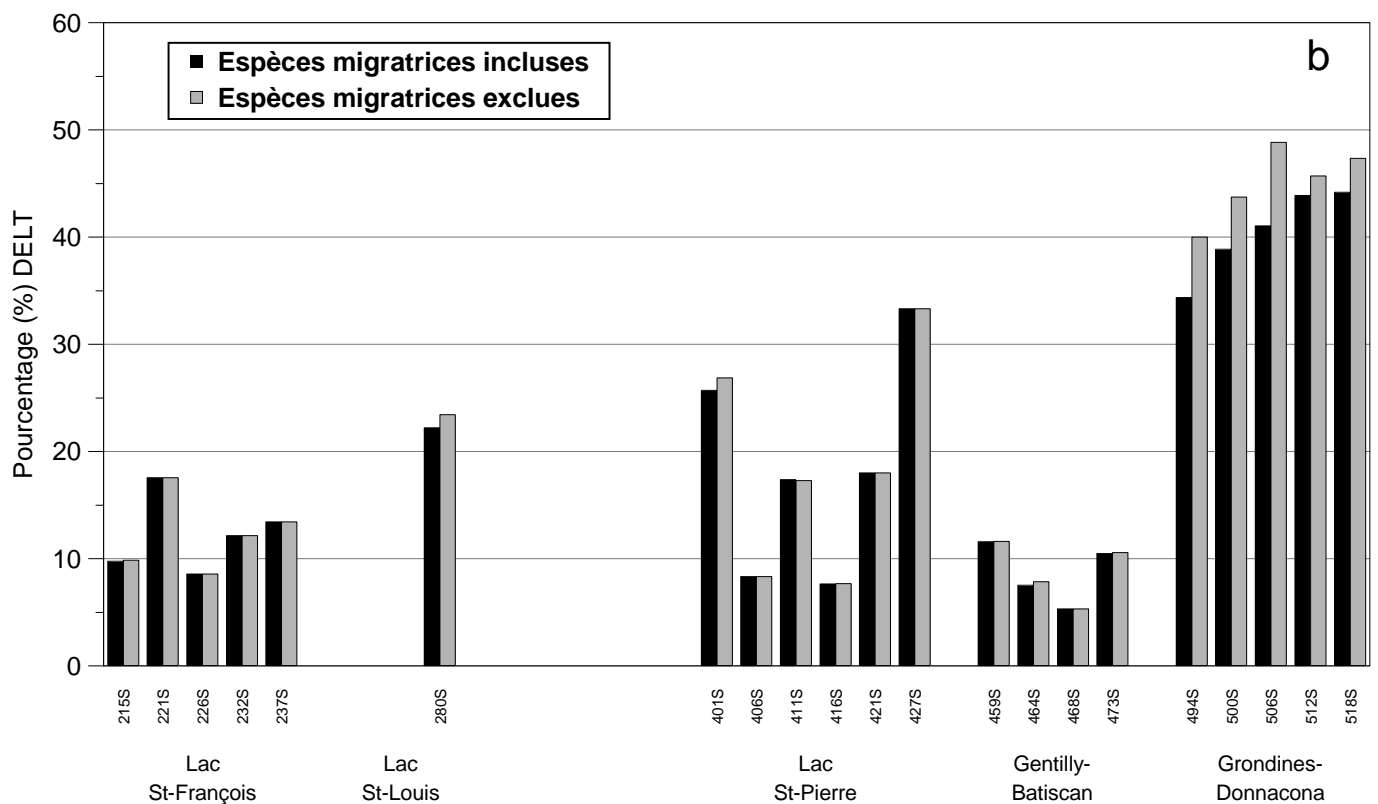
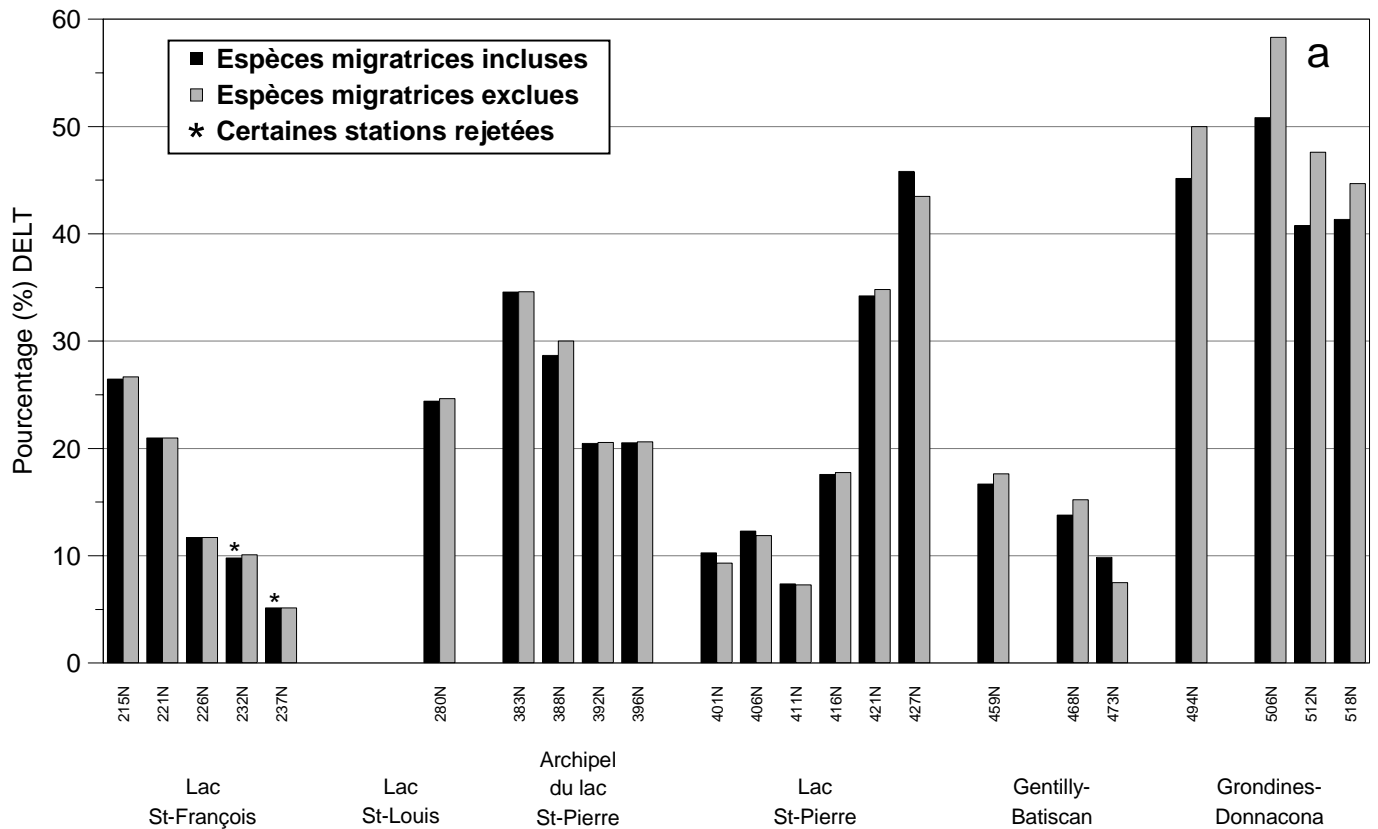
Secteur	Segment	Espèce	BUE (g)	Nombre de poissons avec biomasse	Nombre de poissons sans biomasse	Nombre total de poissons	
Lac Saint-Pierre (1995, 1997) (suite)	416N	Meunier noir	3 147,8	37	1	38	
	416N	Raseux-de-terre gris	-	0	5	5	
	416N	Barbotte brune	700,7	34	2	36	
	416N	Queue à tache noire	9,9	6	1	7	
	416N	Fouille-roche gris	-	0	1	1	
	416N	Perchaude	142,9	36	55	91	
	416N	Omisco	-	0	4	4	
	416N	Doré jaune	2 500,1	25	1	26	
		Sous-total	6 501,3	138	70	208	
		421N	Crapet de roche	-	0	1	1
		421N	Meunier noir	1 650,5	13	1	14
		421N	Carpe	-	0	1	1
		421N	Raseux-de-terre gris	-	0	13	13
		421N	Barbotte brune	-	0	5	5
		421N	Crapet-soleil	-	0	3	3
		421N	Méné jaune	2,2	1	1	2
		421N	Queue à tache noire	9,2	5	1	6
		421N	Perchaude	51,4	10	6	16
		421N	Omisco	1,7	1	3	4
		Sous-total	1 714,9	30	35	65	
	427N	Meunier noir	623,3	2	1	3	
	427N	Raseux-de-terre gris	-	0	2	2	
	427N	Crapet-soleil	-	0	1	1	
	427N	Méné jaune	-	0	2	2	
	427N	Queue à tache noire	-	0	1	1	
	427N	Fouille-roche zébré	-	0	2	2	
	427N	Perchaude	-	0	12	12	
	427N	Omisco	-	0	5	5	
	Sous-total	623,3	2	26	28		
Grondines - Donnacona (1997)	518N	Doré jaune	1 832,9	14	1	15	
	Sous-total	1 832,9	14	1	15		
Rive sud							
Lac Saint-François (1996)	232S	Meunier noir	1 133,6	14	1	15	
	232S	Carpe	-	0	1	1	
	232S	Queue à tache noire	13,7	12	2	14	
		Sous-total	1 147,3	26	4	30	
	237S	Crapet de roche	342,2	73	1	74	
	237S	Queue à tache noire	17,6	13	1	14	
	Sous-total	359,8	86	2	88		
Lac Saint-Louis (1997)	267S	Crapet de roche	410,1	76	2	78	
	267S	Meunier noir	1 061,3	10	1	11	
		Sous-total	1 471,4	86	3	89	
		274S	Meunier noir	4 341,3	49	1	50
		274S	Grand brochet	2 854,9	32	2	34
		274S	Méné jaune	44,9	753	3	756
		274S	Perchaude	2 698,5	654	1	655
		274S	Doré noir	139,1	6	1	7
		Sous-total	10 078,6	1 494	8	1 502	
		280S	Perchaude	1 287,7	125	3	128
	Sous-total	1 287,7	125	3	128		

Annexe 2 (suite). Nombre de poissons et biomasse par unité d'effort (BUE) des espèces pour lesquelles une partie ou la totalité de la biomasse est manquante

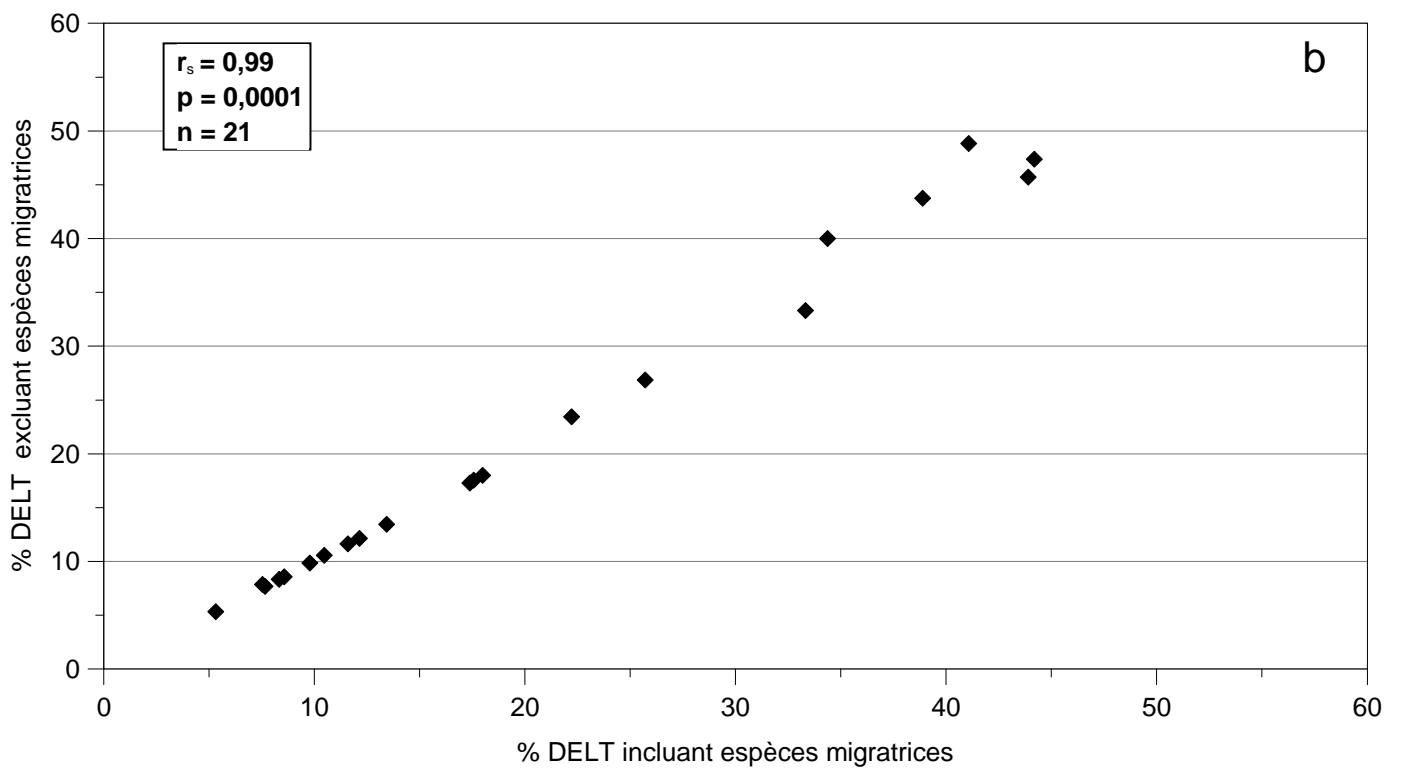
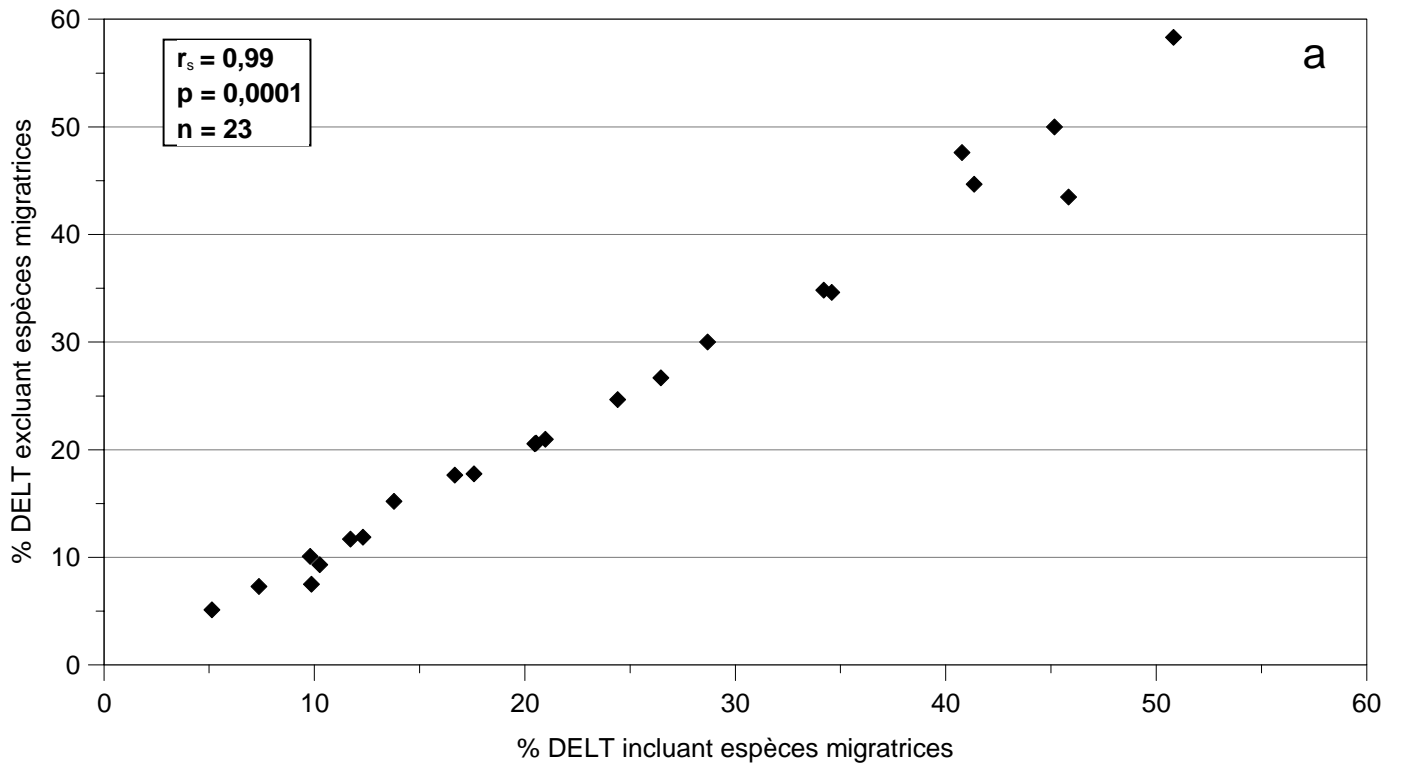
Secteur	Segment	Espèce	BUE (g)	Nombre de poissons avec biomasse	Nombre de poissons sans biomasse	Nombre total de poissons	
Lac Saint-Pierre (1995, 1997)	401S	Crapet de roche	-	0	2	2	
	401S	Meunier noir	2 975,0	8	1	9	
	401S	Raseux-de-terre gris	-	0	6	6	
	401S	Barbotte brune	70,0	1	1	2	
	401S	Crayon d'argent	-	0	1	1	
	401S	Crapet-soleil	-	0	10	10	
	401S	Chevalier rouge	1 553,7	5	1	6	
	401S	Méné émeraude	-	0	105	105	
	401S	Méné d'herbe	-	0	3	3	
	401S	Méné jaune	31,6	4	73	77	
	401S	Queue à tache noire	-	0	13	13	
	401S	Méné pâle	-	0	2	2	
	401S	Fouille-roche zébré	-	0	2	2	
	401S	Perchaude	289,4	10	55	65	
	401S	Omisco	-	0	14	14	
	401S	Ventre-pourri	-	0	1	1	
	401S	Doré jaune	2 060,7	16	1	17	
		Sous-total		6 980,3	44	291	335
		406S	Gaspareau	-	0	1	1
		406S	Meunier noir	2 334,6	12	1	13
		406S	Carpe	728,1	28	3	31
		406S	Raseux-de-terre gris	-	0	1	1
		406S	Fondule barré	-	0	67	67
		406S	Crapet-soleil	19,1	5	21	26
		406S	Méné d'herbe	-	0	98	98
		406S	Méné jaune	71,1	20	143	163
		406S	Menton noir	-	0	1	1
		406S	Museau noir	-	0	30	30
		406S	Méné pâle	-	0	2	2
		406S	Perchaude	2 840,3	275	21	296
		406S	Ventre-pourri	-	0	2	2
		Sous-total		5 993,2	340	391	731
		411S	Meunier noir	6 226,6	59	1	60
		411S	Raseux-de-terre gris	-	0	10	10
		411S	Fondule barré	-	0	191	191
		411S	Crapet-soleil	9,5	2	9	11
		411S	Méné émeraude	-	0	2	2
		411S	Méné d'herbe	-	0	136	136
		411S	Méné jaune	12,2	9	13	22
	411S	Perchaude	1 871,7	282	18	300	
	411S	Omisco	-	0	1	1	
	411S	Ventre-pourri	-	0	1	1	
	Sous-total		8 120,0	352	382	734	
	416S	Crapet de roche	0,7	1	2	3	
	416S	Meunier noir	3 345,0	31	3	34	
	416S	Carpe	3 326,3	22	1	23	
	416S	Cyprins sp.	-	0	1	1	
	416S	Raseux-de-terre gris	-	0	9	9	
	416S	Fondule barré	-	0	29	29	
	416S	Barbotte brune	667,6	21	1	22	
	416S	Crapet-soleil	27,4	2	10	12	
	416S	Achigan à petite bouche	4,5	3	2	5	
	416S	Chevalier rouge	1 522,3	22	1	23	
	416S	Méné d'herbe	-	0	3	3	
	416S	Méné jaune	36,5	20	15	35	
	416S	Perchaude	1 903,0	290	6	296	
	416S	Doré jaune	915,7	13	1	14	
	Sous-total		11 749,0	425	84	509	

Annexe 2 (suite). Nombre de poissons et biomasse par unité d'effort (BUE) des espèces pour lesquelles une partie ou la totalité de la biomasse est manquante

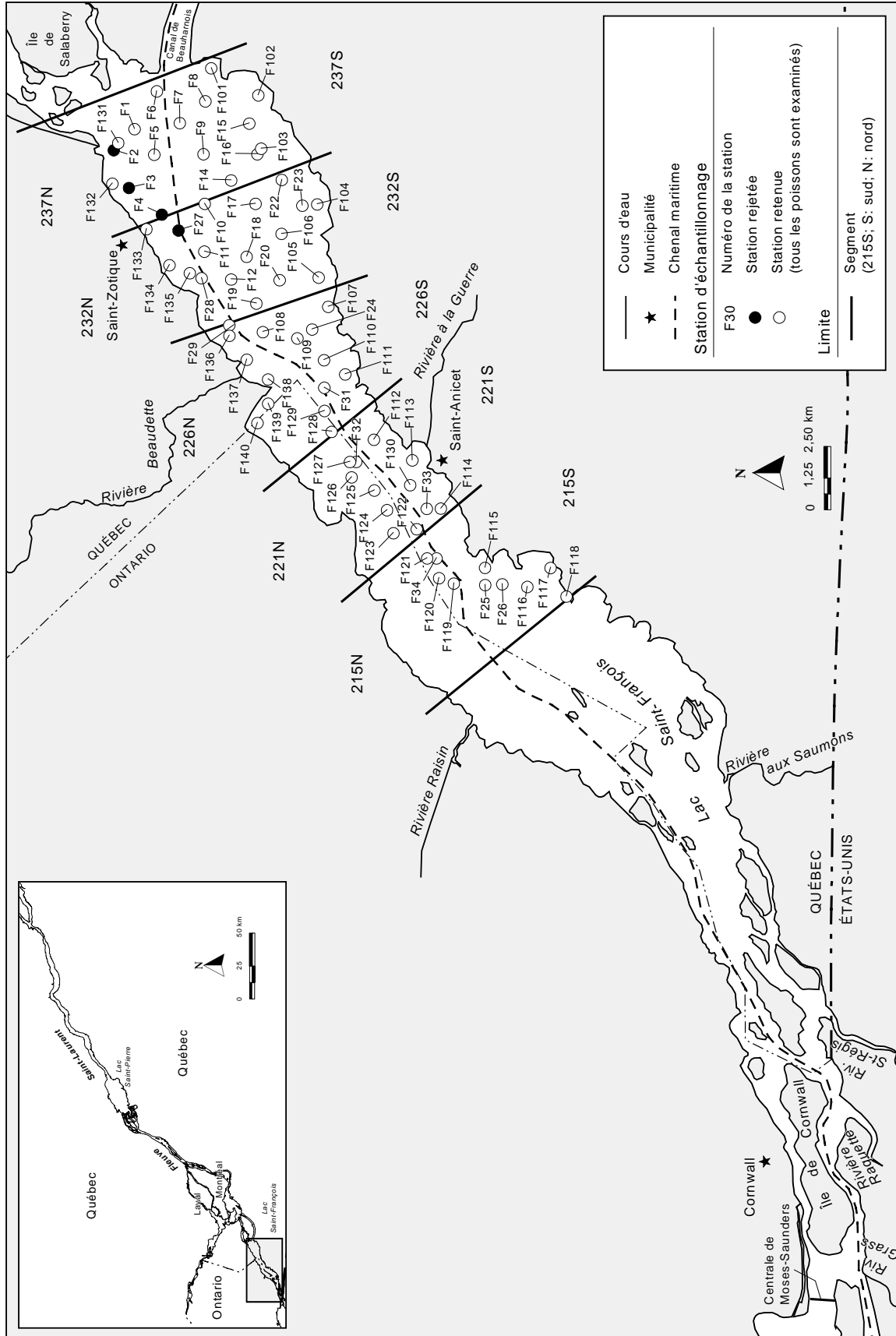
Secteur	Segment	Espèce	BUE (g)	Nombre de poissons avec biomasse	Nombre de poissons sans biomasse	Nombre total de poissons	
Lac Saint-Pierre (1995, 1997) (suite)	421S	Crapet de roche	-	0	3	3	
	421S	Meunier noir	7 636,5	48	1	49	
	421S	Carpe	581,0	15	1	16	
	421S	Cyprins sp.	-	0	2	2	
	421S	Grand brochet	6 245,2	39	1	40	
	421S	Raseux-de-terre gris	-	0	3	3	
	421S	Fondule barré	-	0	24	24	
	421S	Crapet-soleil	6,2	1	7	8	
	421S	Méné d'herbe	-	0	17	17	
	421S	Méné jaune	37,9	19	9	28	
	421S	Queue à tache noire	19,4	9	2	11	
	421S	Fouille-roche gris	-	0	1	1	
	421S	Perchaude	836,0	73	32	105	
		Sous-total		15 362,1	204	103	307
		427S	Crapet de roche	-	0	2	2
		427S	Raseux-de-terre gris	-	0	15	15
		427S	Barbotte brune	820,6	6	6	12
		427S	Crapet-soleil	-	0	2	2
		427S	Méné émeraude	-	0	3	3
		427S	Méné jaune	-	0	1	1
	427S	Méné pâle	-	0	23	23	
	427S	Fouille-roche zébré	-	0	2	2	
	427S	Fouille-roche gris	-	0	3	3	
	427S	Perchaude	38,4	2	19	21	
	427S	Omisco	-	0	2	2	
	427S	Ventre-pourri	-	0	1	1	
	Sous-total		859,0	8	79	87	
Gentilly - Batiscan (1996)	459S	Crapet de roche	21,4	6	4	10	
	459S	Grand brochet	5 448,9	53	1	54	
	459S	Doré jaune	1 312,6	42	1	43	
		Sous-total	6 782,9	101	6	107	
	464S	Meunier noir	713,7	19	1	20	
	464S	Barbotte brune	195,3	7	1	8	
	464S	Chevalier blanc	200,6	6	1	7	
	464S	Queue à tache noire	14,7	12	1	13	
	464S	Doré jaune	1 938,9	40	1	41	
		Sous-total	3 063,2	84	5	89	
	468S	Crapet de roche	86,7	6	1	7	
	468S	Queue à tache noire	28,2	10	1	11	
	Sous-total	114,9	16	2	18		
	473S	Carpe	1 379,0	10	1	11	
	Sous-total	1 379,0	10	1	11		
Grondines - Donnacona (1997)	512S	Carpe	-	0	1	1	
		Sous-total	0,0	0	1	1	
	3	Gaspereau	17,1	23	1	24	
	Sous-total	17,1	23	1	24		



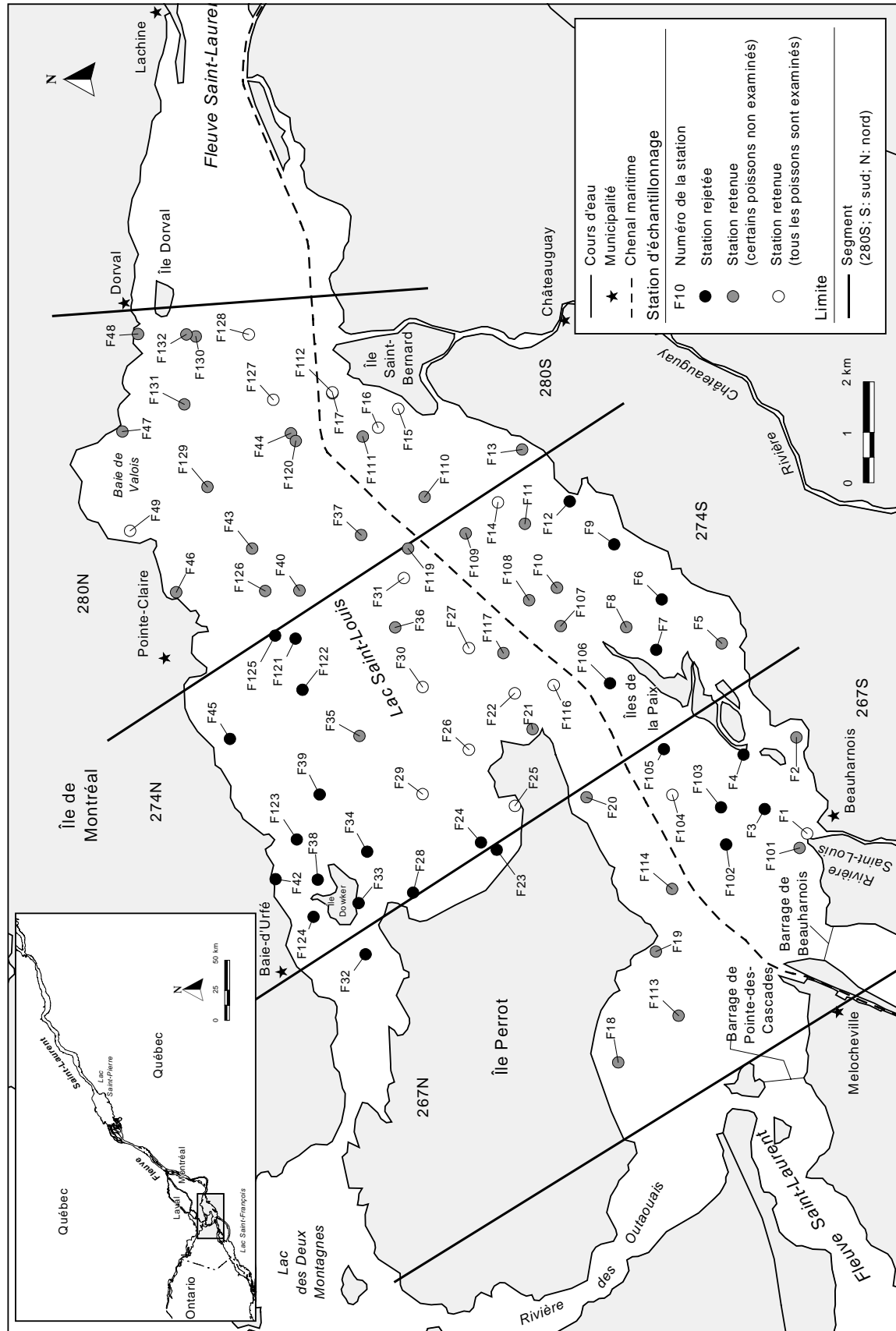
Annexe 3a. Pourcentage des poissons (incluant ou excluant les espèces migratrices) de chaque segment de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent capturés au filet maillant, affectés par une ou plusieurs anomalies de type DELT



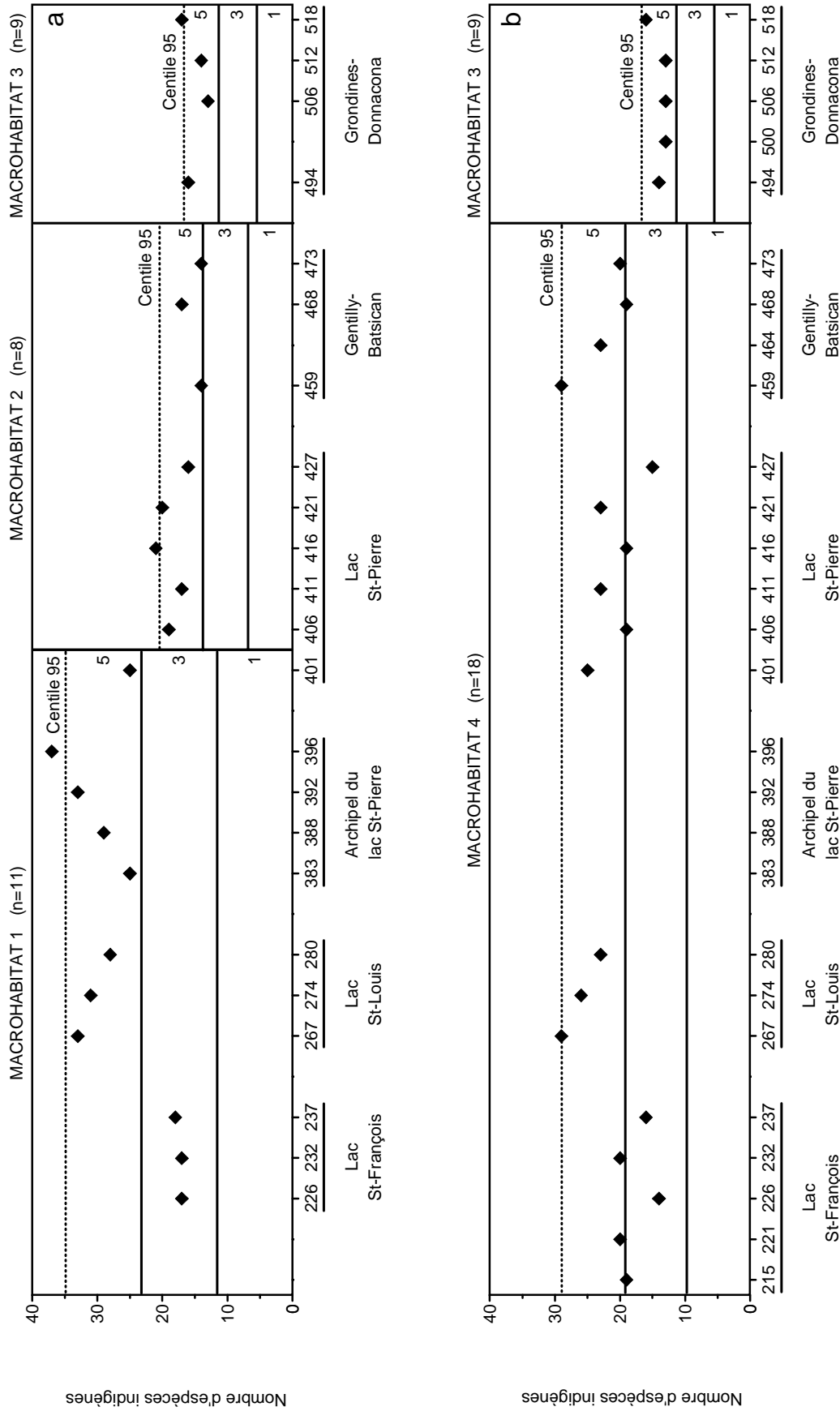
Annexe 3b. Relation entre le pourcentage de poissons, incluant les espèces migratrices, affectées par des anomalies de type DELT et celui excluant les espèces migratrices pour les segment de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent.



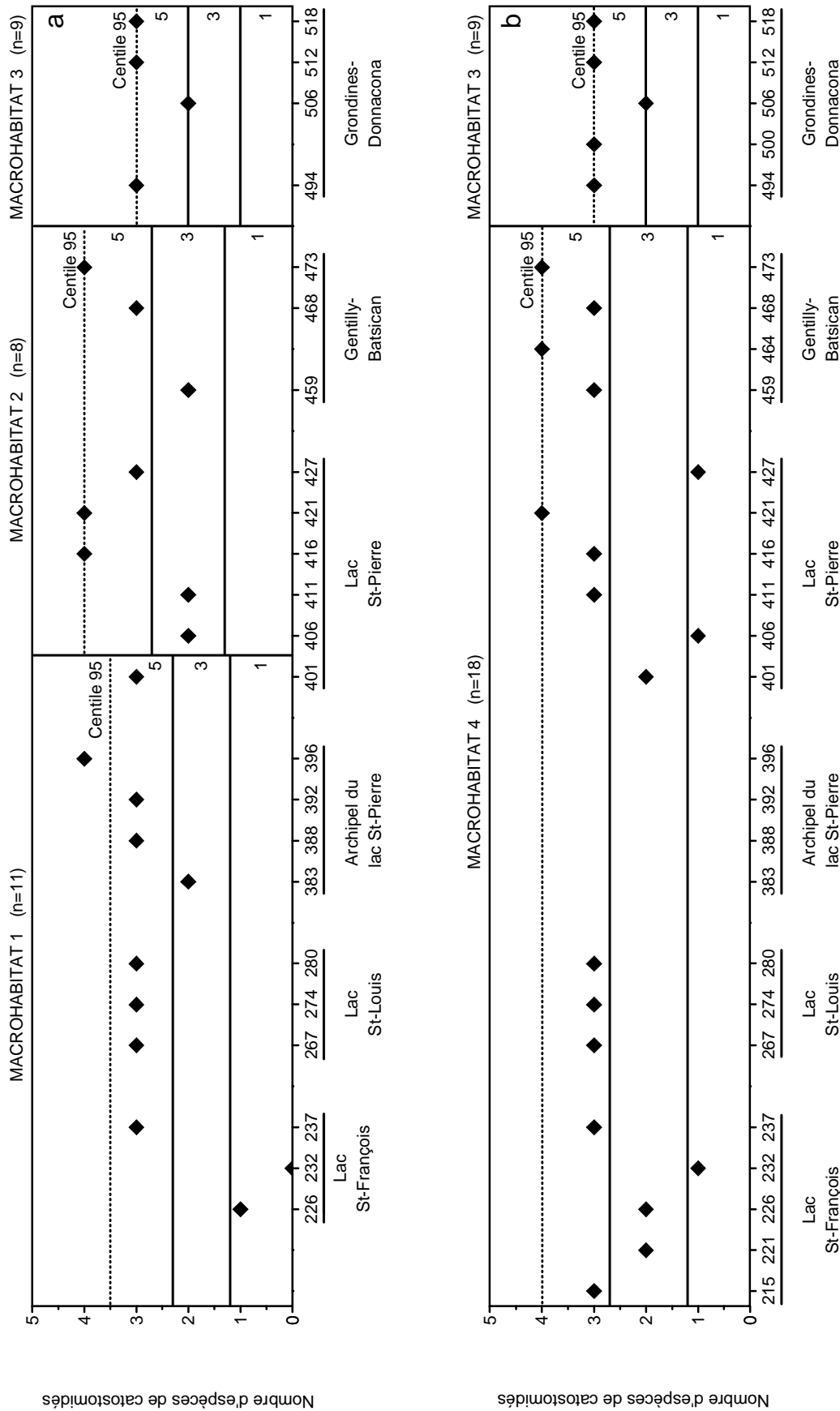
Annexe 4a. Emplacement des stations de pêche au filet du lac Saint-François retenues et rejetées pour le traitement des anomalies



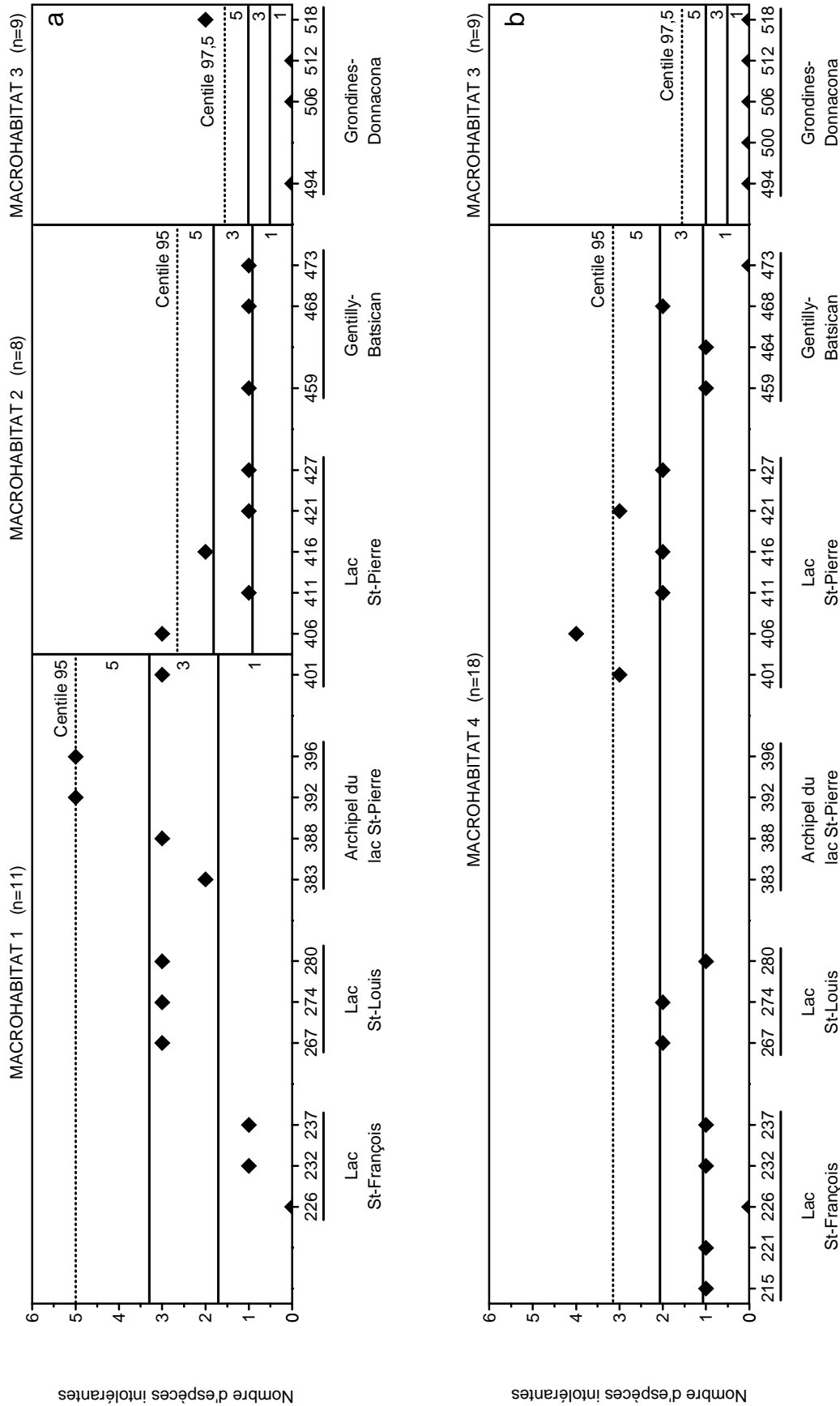
Annexe 4b. Emplacement des stations de pêche au filet du lac Saint-Louis retenues et rejetées pour le traitement des anomalies



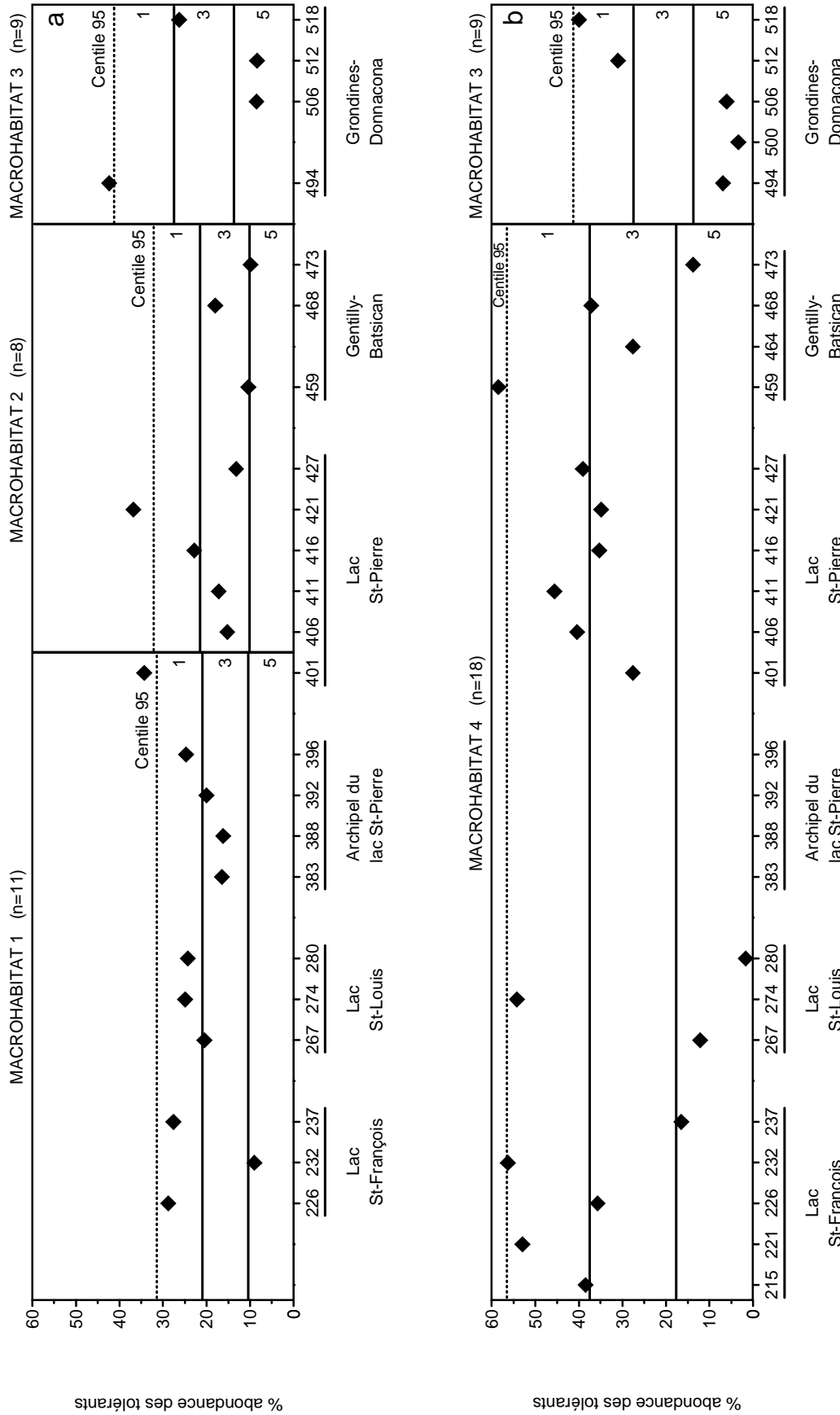
Annexe 5a. Critères de référence pour la variable No. 1 de l'IIIB : Nombre d'espèces indigènes. Le centile 95 (---) et la plage des valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentés pour chaque macrohabitat, de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent



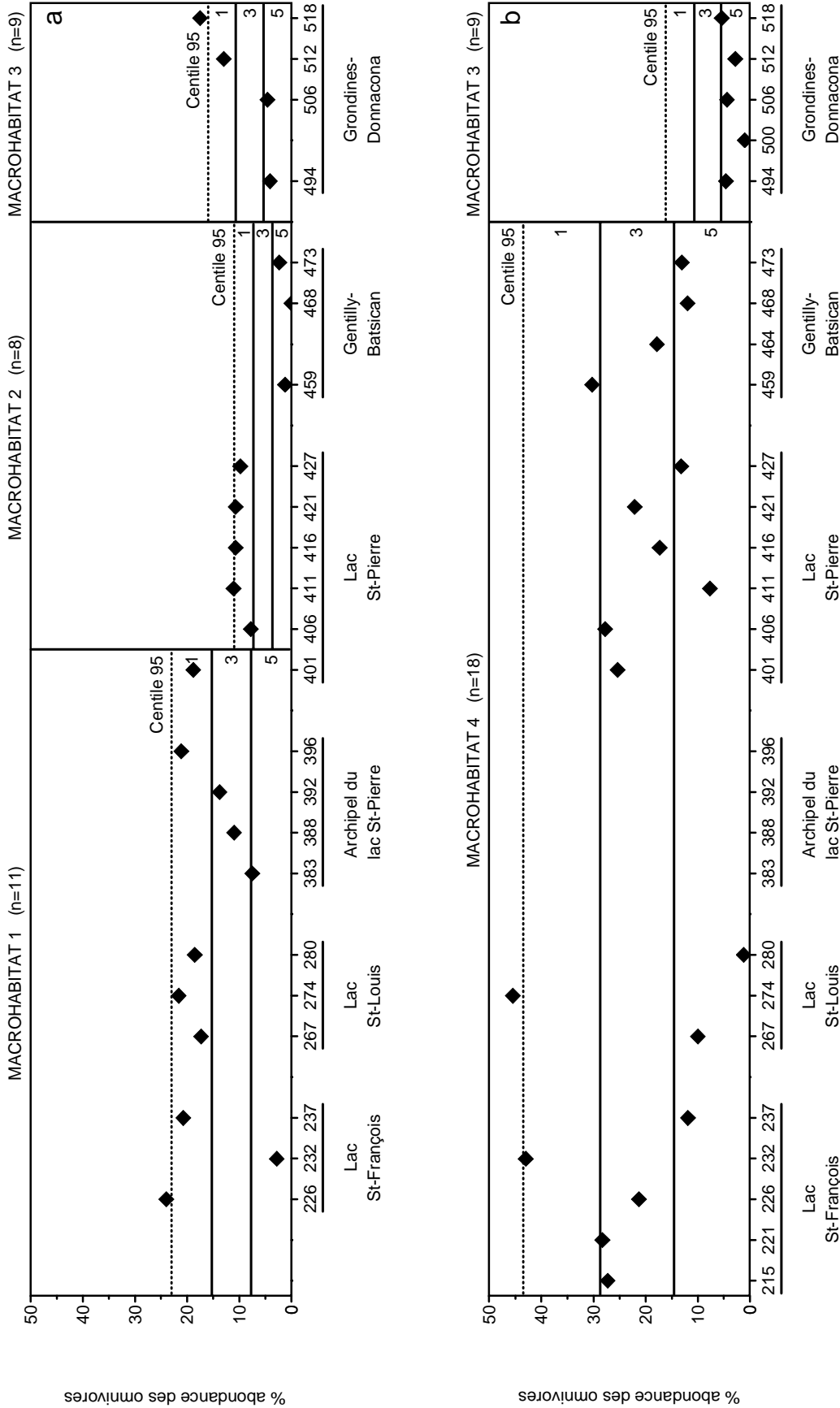
Annexe 5b. Critères de référence pour la variable No. 4 de l'IIIB : Nombre d'espèces de catostomidés. Le centile 95 (---) et la plage des valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentés pour chaque macrohabitat, de la rive nord (---) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent



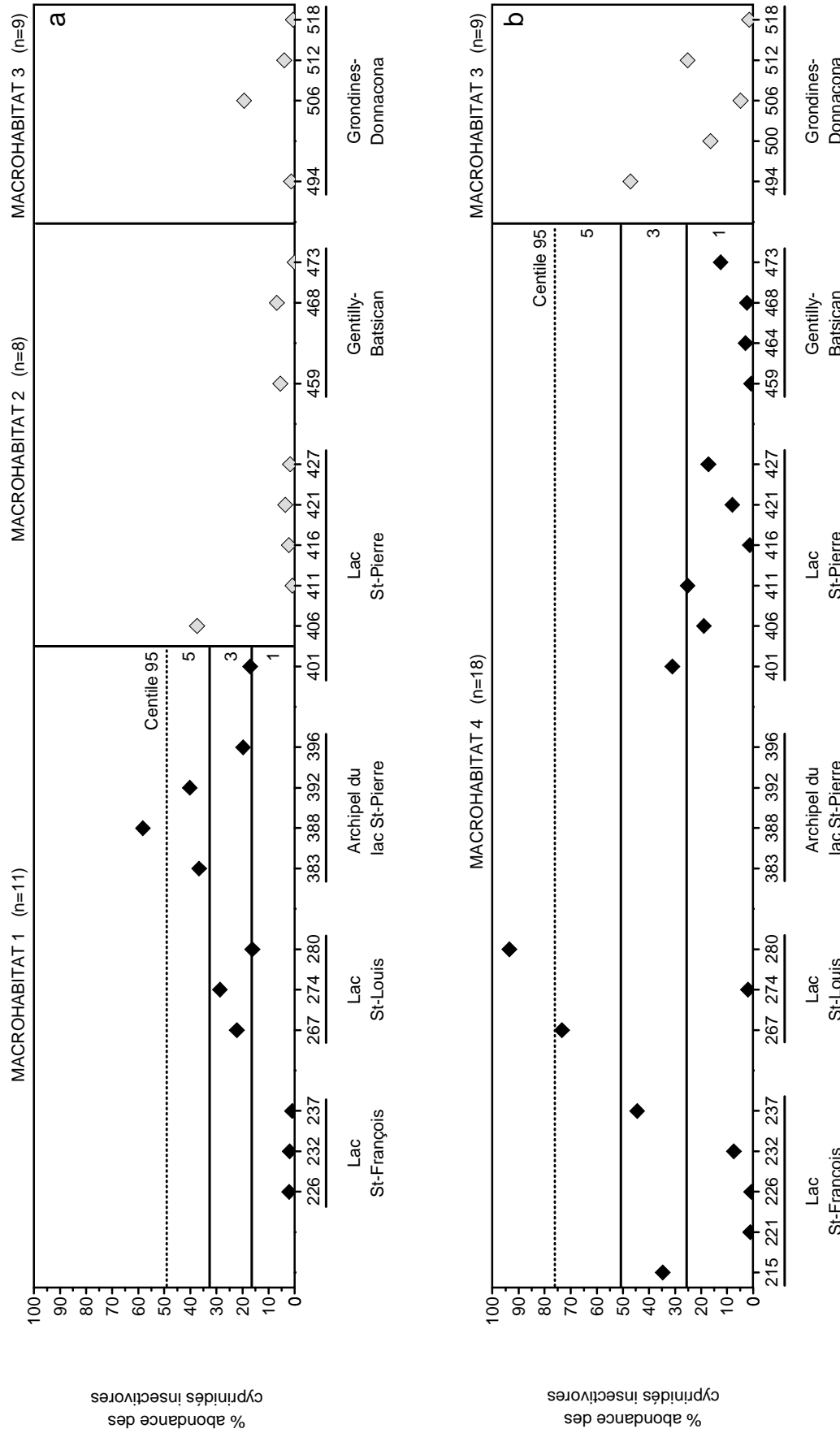
Annexe 5c. Critères de référence pour la variable No. 5 de l'IIB : Nombre d'espèces intolérantes à la pollution. Le centile 95 (---) et la plage des valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentés pour chaque macrohabitat, de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent



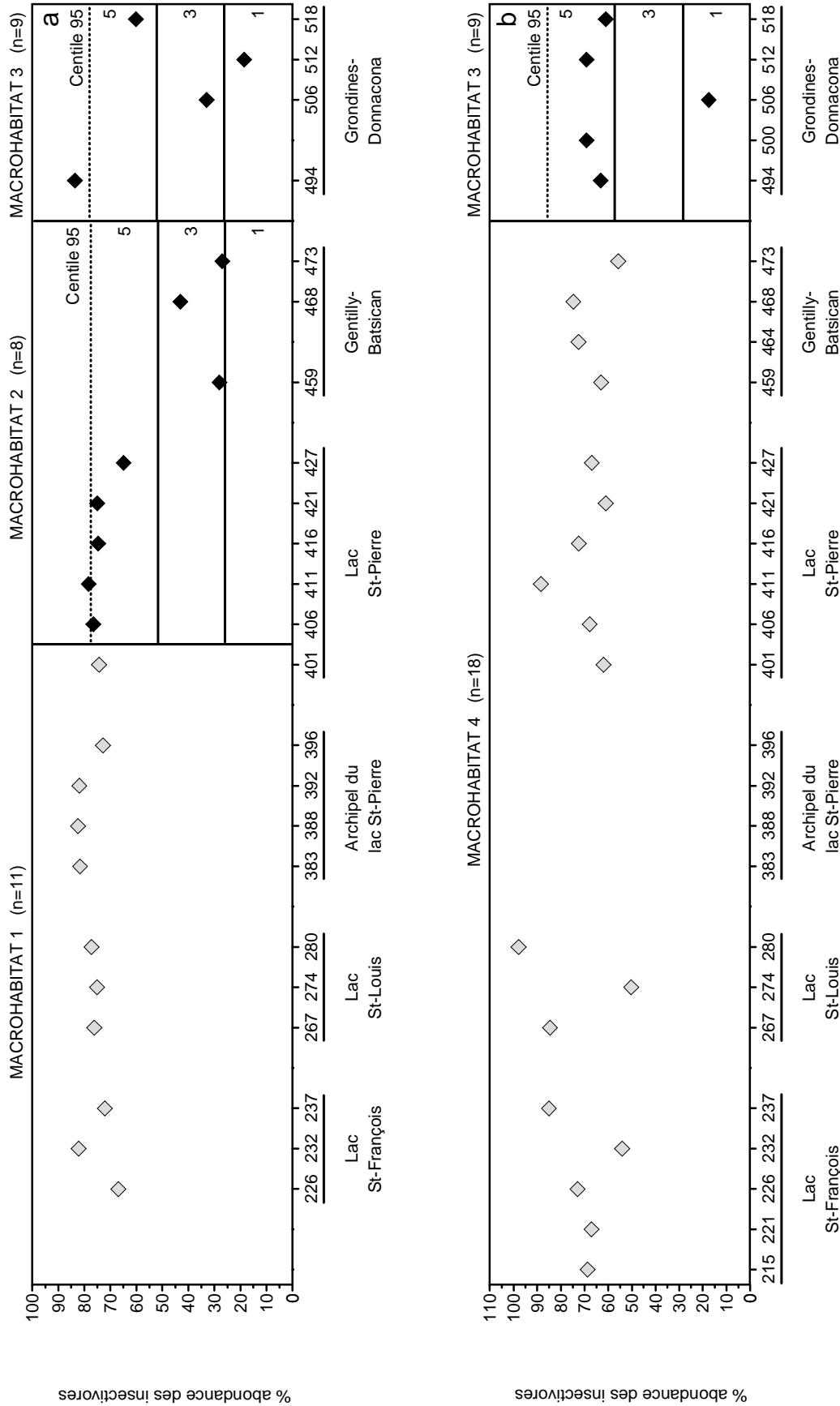
Annexe 5d. Critères de référence pour la variable No. 6 de l'II B : Abondance relative des poissons tolérants à la pollution. Le centile 95 (---) et la plage des valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentés pour chaque macrohabitat, de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent



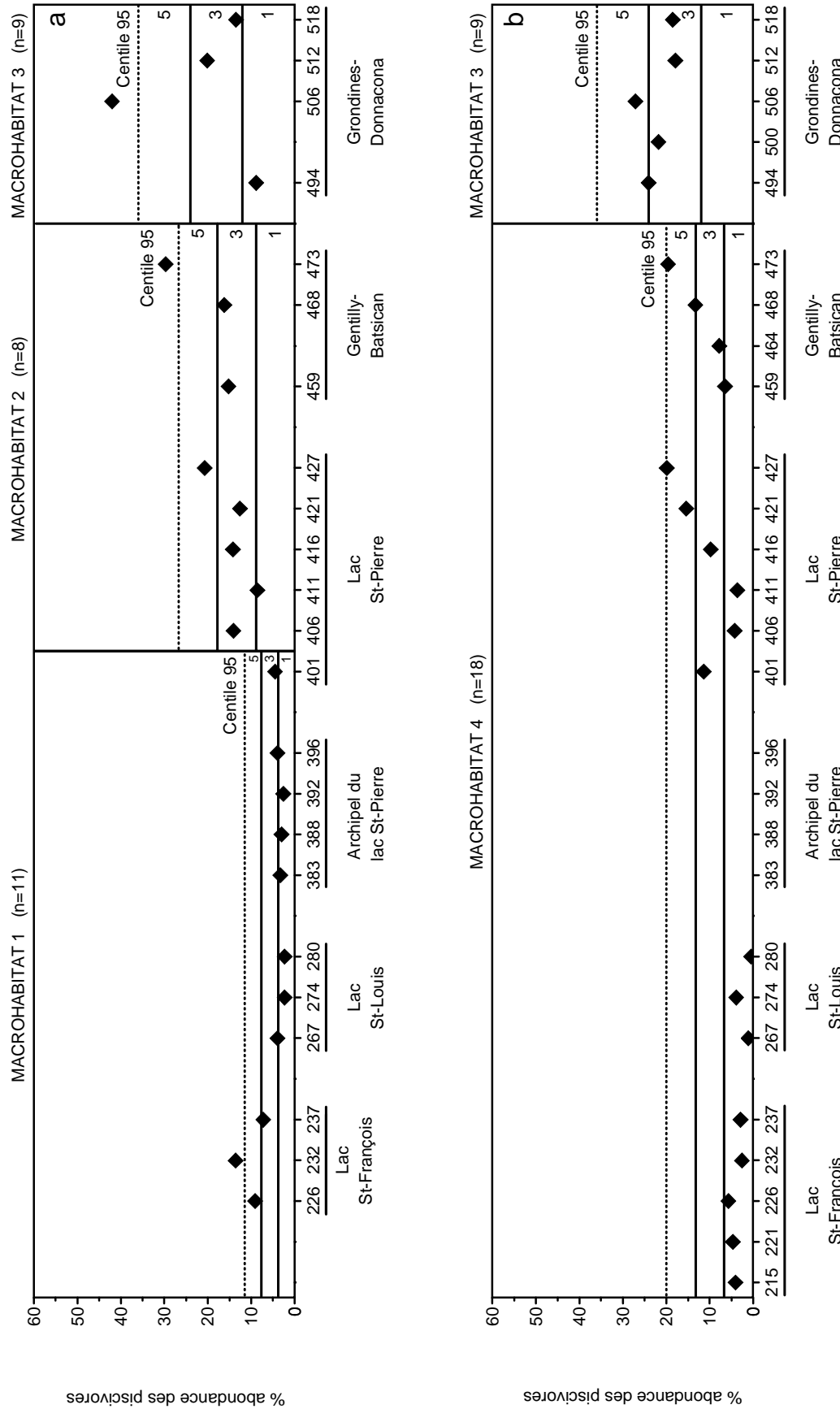
Annexe 5e. Critères de référence pour la variable No. 7 de l'IIb : Abondance relative des omnivores. Le centile 95 (---) et la plage des valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentés pour chaque macrohabitat, de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent



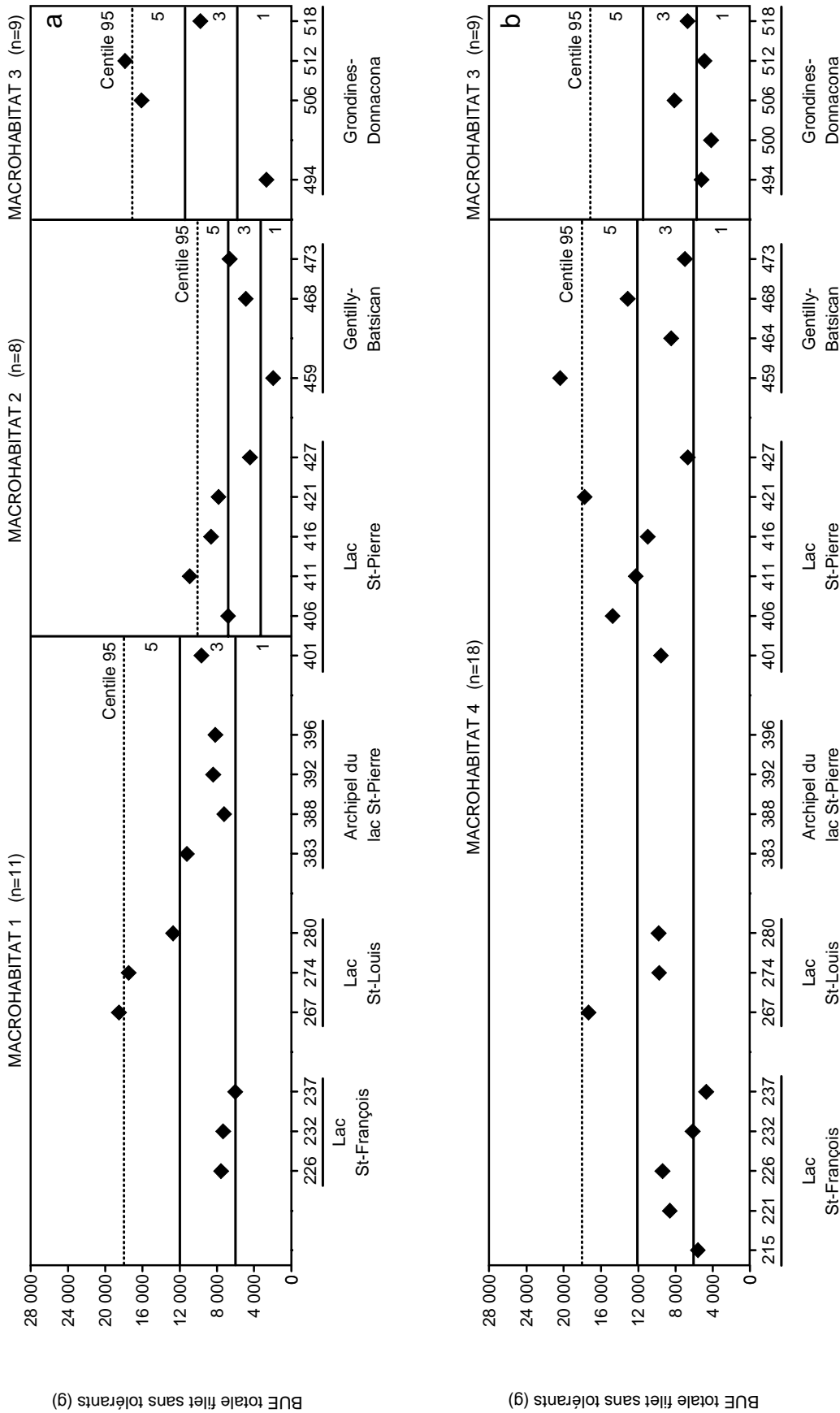
Annexe 5f. Critères de référence pour la variable No. 8 de l'IIIB : Abundance relative des cyprinidés insectivores. Le centile 95 (---) et la plage des valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentés pour chaque macrohabitat, de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent



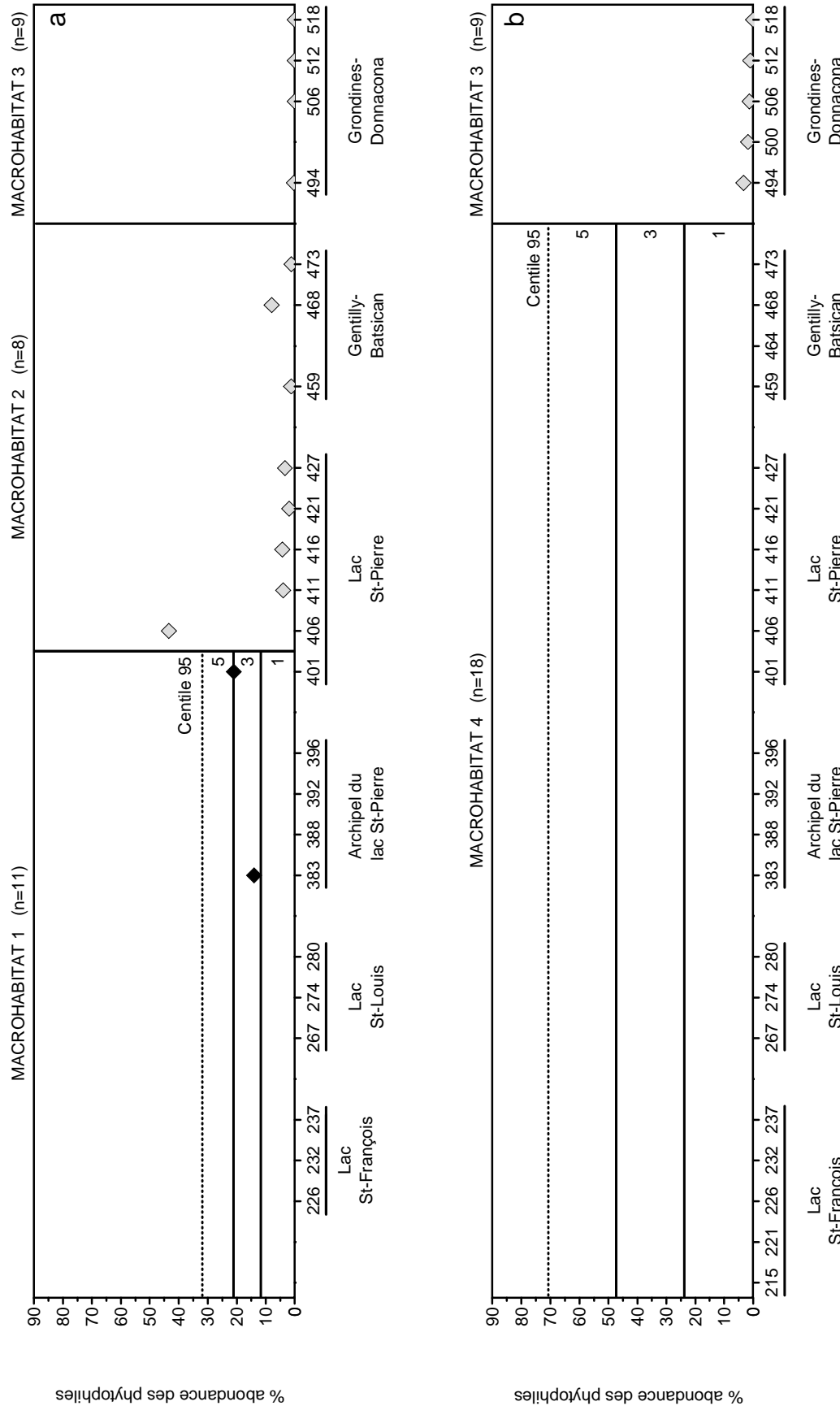
Annexe 5g. Critères de référence pour la variable No. 8 de l'IIB : Abondance relative des insectivores. Le centile 95 (---) et la plage de valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentés pour chaque macrohabitat, de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent



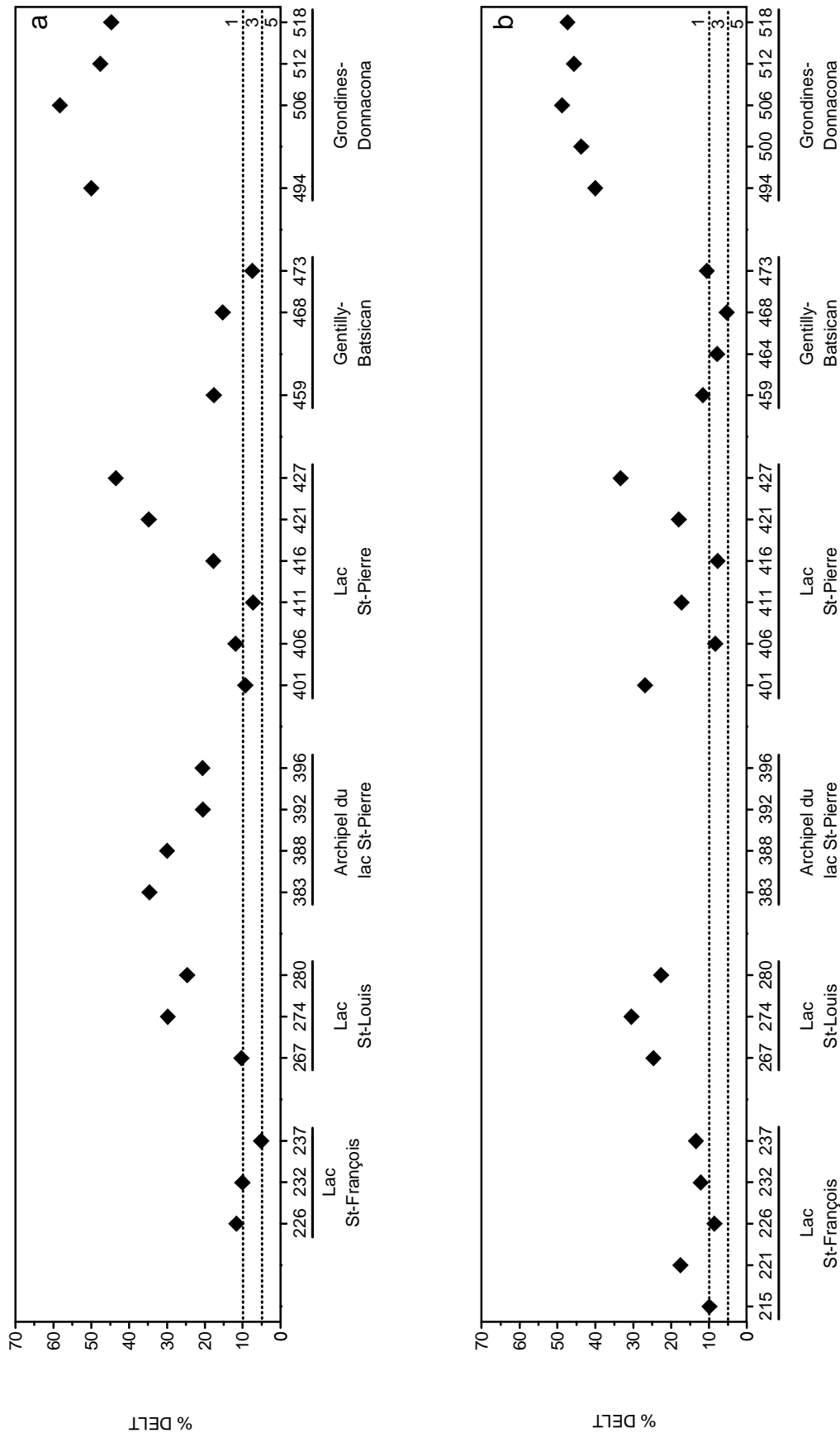
Annexe 5h. Critères de référence pour la variable No. 9 de l'IIIB : Abondance relative des piscivores. Le centile 95 (---) et la plage des valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentés pour chaque macrohabitat, de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent.



Annexe 5.1. Critères de référence pour la variable No. 10 de l'IB : Biomasse totale par unité d'effort des espèces indigènes capturées au filet, excluant les tolérants. Le centile 95 (---) et la plage des valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentés pour chaque macrohabitat, de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent.



Annexe 5j. Critères de référence pour la variable No. 11 de l'IIIB : Abondance relative des poissons phytophiles. Le centile 95 (---) et la plage des valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentés pour chaque macrohabitat, de la rive nord (a) et de la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent.



Annexe 5k. Critères de référence pour la variable No. 12 de l'IIB : Pourcentage de poissons affectés par des anomalies de type déformation, érosion, lésion ou tumeur (DELT). Les valeurs associées aux cotes 5, 3 et 1 sont représentées pour la rive nord (a) et la rive sud (b) du fleuve Saint-Laurent.

Annexe 6a. Nombre total de captures et prise par unité d'effort (PUE) des différentes espèces de poissons de la rive nord du fleuve Saint-Laurent

Numéro de segment	Lac Saint-François			Lac Saint-Louis			Archipel du lac Saint-Pierre					Lac Saint-Pierre					Gentilly - Batiscan					Grondines - Donnacona				
	226N	232N	237N	267N	274N	280N	383N	388N	392N	396N	401N	406N	411N	416N	421N	427N	459N	468N	473N	494N	506N	512N	518N			
Esturgeon jaune	-	-	-	12	25	19	2	6	5	8	6	7	10	2	2	1	2	12	31	7	13	7	6			
Acipenser fulvescens	-	-	-	(1.7)	(1.0)	(1.2)	(0.3)	(0.7)	(0.4)	(0.6)	(1.2)	(0.9)	(1.3)	(0.3)	(0.3)	(0.3)	(0.7)	(2.4)	(6.2)	(1.8)	(6.5)	(5.2)	(1.2)			
Doré noir	-	-	-	9	17	-	6	17	13	17	4	19	5	11	20	4	5	9	13	13	34	38	2			
Stizostedion canadense	-	-	-	(1.3)	(0.7)	-	(1.0)	(1.9)	(1.1)	(1.3)	(0.8)	(2.4)	(0.6)	(1.4)	(2.9)	(1.3)	(1.8)	(1.8)	(2.6)	(3.3)	(17.0)	(7.6)	(0.4)			
Chevalier rouge	-	-	3	4	10	4	11	18	15	10	7	24	27	17	9	-	1	6	1	23	-	8	21			
Moxostoma macrolepidotum	-	-	(0.8)	(0.6)	(0.5)	(0.3)	(1.8)	(2.0)	(1.3)	(0.8)	(1.7)	(3.0)	(3.4)	(2.1)	(1.3)	-	(0.5)	(1.2)	(0.2)	(5.8)	-	(1.5)	(4.2)			
Laquette argentée	-	-	-	9	13	5	3	2	9	15	4	3	4	10	4	1	1	2	3	-	-	-	1			
Hiodon tergisus	-	-	-	(1.3)	(0.5)	(0.3)	(0.5)	(0.2)	(0.8)	(1.2)	(0.8)	(0.4)	(0.5)	(1.3)	(0.6)	(0.3)	(0.3)	(0.4)	(0.6)	-	-	-	(0.2)			
Fouille-roche zébré	17	-	-	54	31	145	-	12	1	8	-	1	2	5	1	2	2	1	2	13	-	12	9			
Percina caprodes	(4.3)	-	-	(7.7)	(2.8)	(20.7)	-	(1.3)	(0.1)	(0.6)	-	(0.1)	(0.3)	(0.6)	(0.1)	(0.5)	(0.8)	(0.2)	(0.7)	(3.3)	-	(2.0)	(1.8)			
Meunier noir	11	-	20	6	36	16	2	4	9	8	11	13	38	38	14	3	1	-	2	12	3	22	25			
Catostomus commersoni	(1.5)	-	(2.6)	(0.9)	(1.4)	(1.1)	(0.3)	(0.4)	(0.8)	(0.6)	(2.8)	(1.6)	(6.4)	(5.0)	(2.4)	(0.9)	(0.3)	-	(0.4)	(3.0)	(1.5)	(4.2)	(5.0)			
Rasaux-de-terre gris	8	1	12	27	62	71	108	137	126	55	22	1	7	5	13	2	5	9	4	122	11	2	20			
Etheostoma olmstedti	(2.0)	(0.3)	(3.0)	(3.9)	(5.6)	(10.1)	(18.0)	(15.2)	(10.5)	(4.2)	(11.0)	(0.3)	(2.3)	(1.7)	(6.5)	(0.5)	(2.5)	(3.0)	(1.3)	(30.5)	(2.2)	(0.3)	(4.0)			
Stizostedion vitreum	(0.5)	(1.8)	(0.6)	(4.3)	(3.0)	(2.1)	(1.0)	(3.0)	(2.1)	(3.6)	(2.6)	(5.1)	(2.6)	(3.5)	(1.3)	(2.0)	(2.8)	(2.4)	(1.0)	(1.0)	(1.0)	(2.6)	(3.0)			
Perchaude	210	116	223	346	1966	492	230	371	665	975	115	105	239	91	16	12	1	3	3	37	-	1	1			
Percia flavescens	(31.3)	(24.4)	(34.5)	(49.4)	(80.5)	(36.0)	(38.3)	(41.2)	(55.4)	(75.0)	(41.3)	(14.4)	(36.8)	(22.8)	(4.4)	(3.0)	(0.3)	(0.6)	(0.6)	(9.3)	-	(0.2)	(0.2)			
Queue à tache noire	15	3	2	274	113	149	84	169	298	131	8	1	4	7	6	1	-	-	-	4	1	4	1			
Notropis hudsonius	(1.9)	(0.8)	(0.3)	(39.1)	(10.1)	(21.2)	(14.0)	(18.8)	(24.8)	(10.1)	(1.9)	(0.1)	(0.5)	(1.1)	(1.2)	(0.3)	-	-	-	(1.0)	(0.2)	(0.7)	(0.2)			
Gaspareau	-	5	-	16	3	19	100	87	36	27	3	-	-	-	-	-	-	-	-	4	9	126	8			
Alosa pseudoharengus	(1.0)	-	-	(2.3)	(0.3)	(2.7)	(16.7)	(9.7)	(3.0)	(2.1)	(1.5)	-	-	-	-	-	-	-	-	(1.0)	(1.8)	(21.0)	(1.6)			
Achigan à petite bouche	7	6	7	6	9	12	3	8	8	31	1	1	1	1	-	-	-	1	-	10	1	4	6			
Micropterus dolomieu	(0.9)	(1.2)	(0.9)	(0.9)	(0.5)	(1.2)	(0.5)	(0.9)	(0.7)	(2.4)	-	(0.1)	-	(0.1)	-	-	-	(0.2)	-	(2.5)	(0.2)	(0.7)	(1.2)			
Crapet de roche	21	48	82	145	187	121	8	23	43	38	3	-	-	1	1	-	2	3	-	3	-	-	-			
Ambloplites rupestris	(3.8)	(10.6)	(11.4)	(20.7)	(12.5)	(12.4)	(1.3)	(2.6)	(3.6)	(2.9)	(0.6)	-	-	(0.1)	(0.5)	-	(0.7)	(0.6)	-	(0.8)	-	-	-			
Grand brochet	47	17	21	18	59	12	21	21	26	33	17	9	15	17	6	1	1	-	1	-	-	-	-			
Exos lucius	(5.9)	(3.4)	(2.6)	(2.6)	(2.5)	(0.8)	(3.5)	(2.3)	(2.2)	(2.5)	(3.4)	(1.1)	(1.9)	(2.1)	-	-	(0.3)	-	(0.2)	(0.3)	-	-	-			
Barbotte brune	1	2	5	1	2	4	19	5	86	73	41	33	9	36	5	-	-	-	-	-	-	-	-			
Ameiurus nebulosus	(0.1)	(0.4)	(0.6)	(0.1)	(0.1)	(0.3)	(3.2)	(0.6)	(7.2)	(5.6)	(17.2)	(4.3)	(1.3)	(4.5)	(2.5)	-	-	-	-	-	-	-	-			
Crapet-soleil	20	49	41	217	401	283	198	75	434	676	77	6	11	3	3	1	-	-	-	-	1	-	-			
Lepomis gibbosus	(4.5)	(10.7)	(9.0)	(31.0)	(34.6)	(40.3)	(33.0)	(8.3)	(36.2)	(52.0)	(38.2)	(2.0)	(3.5)	(0.4)	(1.5)	(0.3)	-	-	-	-	-	(0.2)	-			
Achigan à grande bouche	4	11	12	2	6	4	3	2	15	13	10	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Micropterus salmoides	(0.9)	(2.3)	(2.1)	(0.3)	(0.4)	(0.6)	(0.5)	(0.2)	(1.3)	(1.0)	(2.0)	(0.1)	(0.1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Méné jaune	69	6	71	163	453	164	84	199	448	714	70	17	4	-	2	2	-	-	-	-	-	-	-			
Notemigonus crysoleucas	(11.8)	(1.3)	(12.0)	(23.3)	(40.1)	(22.8)	(14.0)	(22.1)	(37.3)	(54.9)	(33.2)	(2.8)	(0.5)	-	(0.6)	(0.5)	-	-	-	-	-	-	-			
Fondule barré	5	5	1	26	50	8	-	-	4	5	2	-	-	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-			
Fundulus diaphanus	(1.3)	(1.3)	(0.3)	(3.7)	(4.6)	(1.1)	-	-	(0.3)	(0.4)	(1.0)	-	-	-	-	-	-	(2.3)	-	-	-	-	-			
Créon d'argent	41	14	6	36	2	2	-	-	14	55	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Labidesthes sicculus	(10.3)	(3.5)	(1.5)	(5.1)	(0.2)	(0.3)	-	-	(1.2)	(4.2)	(1.0)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Mariagne noire	3	12	-	41	7	12	71	22	161	76	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Pomoxis nigromaculatus	(0.6)	(2.8)	-	(5.9)	(0.6)	(1.6)	(11.8)	(2.4)	(13.4)	(5.9)	(0.2)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Chevalier blanc	-	-	3	1	19	10	-	1	2	1	-	-	4	12	2	2	-	-	2	-	-	-	-			
Moxostoma anisurum	-	-	(0.5)	(0.1)	(0.8)	(0.7)	-	(0.1)	(0.2)	(0.1)	-	-	(0.5)	(1.7)	(0.7)	(0.4)	-	-	(0.4)	-	-	-	-			
Méné émeraude	-	-	-	52	4	-	348	1391	1165	475	56	-	-	-	-	-	3	6	-	-	41	9	-			
Notropis atherinoides	-	-	-	(7.4)	(0.4)	-	(58.0)	(154.6)	(97.1)	(36.5)	(28.0)	-	-	-	-	-	(1.5)	(2.0)	-	-	(8.2)	(1.5)	-			
Poisson-castor	-	-	-	-	-	-	8	6	10	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Amia calva	-	-	-	-	-	-	(1.3)	(0.7)	(0.8)	(0.6)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Méné d'argent	-	-	-	-	-	-	4	6	7	29	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Hybognathus regius	-	-	-	-	-	-	(0.7)	(0.7)	(0.6)	(2.2)	(2.0)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Aloue à gésier	-	-	-	-	-	-	4	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Dorosoma cepedianum	-	-	-	-	-	-	(0.7)	-	-	(0.2)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			

Annexe 6a (suite). Nombre total de captures et prise par unité d'effort (PUE) des différentes espèces de poissons de la rive nord du fleuve Saint-Laurent

Numéro de segment	Lac Saint-François					Lac Saint-Louis					Archipel du lac Saint-Pierre					Lac Saint-Pierre					Gentilly - Batiscan					Grondines - Dommacona				
	226N	232N	237N	267N	274N	280N	383N	388N	392N	396N	401N	406N	411N	416N	421N	427N	459N	468N	473N	494N	506N	512N	518N							
Baret	-	-	-	1	-	-	-	-	1	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-							
Morone americana	-	-	-	(0.1)	-	-	-	-	(0.1)	(0.1)	-	-	-	(0.1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-							
Museau noir	-	-	-	1	864	5	-	-	4	18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-							
<i>Nothopis heterolepis</i>	-	-	-	(0.1)	(78.6)	(0.7)	-	-	(0.3)	(1.4)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-							
Méné pâle	2	2	2	22	2	1	99	46	21	58	4	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Notropis volucellus	(0.5)	(0.5)	(3.1)	(0.2)	(0.1)	(0.1)	(16.5)	(5.1)	(1.8)	(4.5)	(1.3)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Ventre-pourri	33	13	120	277	95	14	94	49	53	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
<i>Pimephales notatus</i>	(8.3)	(3.3)	(17.1)	(25.2)	(13.6)	(2.3)	(10.4)	(4.1)	(4.1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Couette	-	-	-	-	-	-	-	-	6	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Carpiodes cyprinus	-	-	-	-	-	-	-	-	(0.5)	(0.5)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Menton noir	-	-	-	1	-	-	-	4	27	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
<i>Nothopis heterodon</i>	-	-	-	-	-	-	-	(0.3)	(2.1)	(0.5)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Carpe	3	-	-	-	-	-	9	9	12	14	3	3	2	1	1	-	-	-	-	-	-	-								
Cyprinus carpio	(0.6)	-	-	-	-	-	(1.5)	(1.0)	(1.0)	(1.1)	(0.6)	(0.4)	(0.3)	(0.5)	-	-	-	-	-	-	-	-								
Méné d'herbe	-	-	-	-	-	-	7	14	40	7	66	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
<i>Nothopis bifrenatus</i>	-	-	-	-	-	-	(0.8)	(1.2)	(3.1)	(3.5)	(22.0)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Éperlan arc-en-ciel	-	-	-	-	-	-	-	-	12	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Osmerus mordax	-	-	-	-	-	-	-	6	5	1	13	-	-	-	-	-	29	29	3	-	-	1								
Omisco	-	-	-	-	-	-	(1.0)	(0.6)	(0.1)	(1.0)	-	1	4	4	5	2	3	3	61	-	-	(0.2)								
<i>Percopsis omiscomaycus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(0.3)	(1.3)	(1.6)	(1.3)	(1.0)	(1.0)	(1.0)	(15.3)	-	-	(2.0)								
Épinoche à cinq épines	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Culaea inconstans	-	-	-	-	(0.6)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Raseux-de-terre noir	-	-	-	6	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
<i>Etheostoma nigrum</i>	-	-	-	(0.6)	(0.3)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Maskinongé	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Exos masquinongy	-	-	-	(0.1)	-	-	-	-	-	-	-	(0.1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Anguille d'Amérique	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
<i>Anguilla rostrata</i>	-	-	-	(0.1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Malachigan	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Aplodinotus grunniens	-	-	-	(0.1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Méné bleu	-	-	-	24	-	77	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
<i>Cyprinella spiloptera</i>	-	-	-	(3.4)	-	(11.0)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Lépisosté osseus	1	-	-	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Lepisosteus osseus	(0.2)	-	-	(0.4)	(<0.1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Méné à nageoires rouges	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
<i>Luxilus cornutus</i>	-	-	-	(0.1)	(0.1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Meunier rouge	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Carostomus catostomus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	24	8	4	3	1	7	20	37	-								
Barbus de rivière	-	-	-	3	16	5	-	-	1	-	-	(0.3)	(3.4)	(2.7)	-	(0.8)	(0.6)	(0.3)	(3.5)	(3.9)	(7.4)	-								
<i>Ictalurus punctatus</i>	-	-	-	(0.4)	(0.6)	(0.3)	-	-	(0.1)	-	1	(0.1)	(0.1)	(0.1)	-	-	-	-	1	1	14	5								
Grand corégone	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(0.3)	(0.5)	(2.8)	(1.0)								
Coregonus clupeaformis	-	-	-	-	-	-	-	-	1	(0.2)	-	-	(0.3)	(0.3)	-	-	-	-	-	-	-	-								
Lotte	-	-	-	1	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
<i>Lota lota</i>	-	-	-	(0.1)	(0.1)	-	(0.1)	(0.1)	(0.1)	-	-	-	(0.1)	(0.3)	-	-	-	-	-	-	-	-								
Saumon coho	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Oncorhynchus kisutch	(0.2)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Saumon chinook	-	-	-	1	-	-	(0.2)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	-	-	-	(0.2)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Fouille-roche gris	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3								
Percina copelandi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(0.3)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(0.6)								
Naseux des rapides	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
<i>Rhinichthys cataractae</i>	-	-	-	(0.1)	-	-	-	(0.1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								

Annexe 6a (suite). Nombre total de captures et prise par unité d'effort (PUE) des différentes espèces de poissons de la rive nord du fleuve Saint-Laurent

Numéro de segment	Lac Saint-François			Lac Saint-Louis			Archipel du lac Saint-Pierre					Lac Saint-Pierre					Gentilly - Batiscan					Grondines - Donnacona				
	226N	232N	237N	267N	274N	280N	383N	388N	392N	396N	401N	406N	411N	416N	421N	427N	459N	468N	473N	494N	506N	512N	518N	518N		
Cyprinidés sp.	-	-	-	13 (1,9)	23 (2,1)	-	-	1 (0,1)	-	1 (0,1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Chevaliers sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1 (0,1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Nombre total	516	311	529	1 685	4 750	1 771	1 452	2 773	3 743	3 779	489	357	399	285	150	50	61	112	81	316	125	299	171			
Nombre d'espèces	17	19	18	33	31	28	27	30	34	38	26	20	17	22	21	16	14	17	14	16	13	14	17			
PUE totale	89,5	67,1	86,4	240,7	311,5	203,6	242,0	308,1	311,9	290,7	197,7	62,8	62,4	49,8	33,9	14,5	27,3	29,6	17,5	79,0	43,3	54,2	34,2			

Annexe 6b. (suite) Nombre total de captures et prise par unité d'effort (PUE) des différentes espèces de poissons de la rive sud du fleuve Saint-Laurent

Numéro de segment	Lac Saint-François					Lac Saint-Louis					Lac Saint-Pierre					Gentilly - Batiscan					Grondines - Donnacona				
	215S	221S	226S	232S	237S	267S	274S	280S	401S	406S	411S	416S	421S	427S	459S	464S	468S	473S	494S	500S	506S	512S	518S		
Saumon chinook	1																								
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	(0.2)																								
Ouitouche																									
<i>Semotilus atropurpureus</i>																									
Alose savoureuse															2										
<i>Alosa sapidissima</i>															(0.2)										
Tête-de-boule															51										
<i>Pimephales promelas</i>															(7.3)										
Grand corégone															4										
<i>Coregonus clupeaformis</i>															(0.7)										
Fouille-roche gris															1										
<i>Percina copelandi</i>															(0.3)										
Épinoche à trois épines															1										
<i>Gasterosteus aculeatus</i>															(0.2)										
Lotte									1																
<i>Lota lota</i>									(0.5)																
Menton noir																									
<i>Notropis heterodon</i>									1																
Museau noir						152																			
<i>Notropis heterolepis</i>						(25.3)																			
Lépisosté osseux																									
<i>Lepisosteus osseus</i>																									
Baret																									
<i>Morone americana</i>																									
Poisson-castor																									
<i>Amia calva</i>																									
Laquaique argentée									3																
<i>Hiodon tergisus</i>									(1.5)																
Barbue de rivière						2		3																	
<i>Ictalurus punctatus</i>						(0.2)		(0.4)	(0.5)																
Épinoche à cinq épines						1		7																	
<i>Culaea inconstans</i>						(0.2)		(0.6)																	
Raseux-de-terre noir	1	2	8	1	1	2																			
<i>Etheostoma nigrum</i>	(0.2)	(0.5)	(1.3)	(0.2)	(0.2)	(0.2)																			
Marigane noire	3		2		23	21			1																
<i>Pomoxis nigromaculatus</i>	(0.5)		(0.3)		(3.8)	(1.8)			(0.5)																
Maskinongé	1				1																				
<i>Exos masquinongy</i>	(0.2)				(0.1)																				
Crayon d'argent	4	7	4	12	19	23	22	1																	
<i>Labidesthes sicculus</i>	(0.6)	(1.4)	(1.0)	(2.0)	(3.2)	(1.9)	(7.3)	(0.3)																	
Achigan à grande bouche	2	1	1	1	3	4	1																		
<i>Micropterus salmoides</i>	(0.3)	(0.2)	(0.1)	(0.1)	(0.4)	(0.3)	(0.5)	(0.5)																	
Méné pâle	238	4	50	253	3 698	23	3 881	2	2					23											
<i>Notropis volucellus</i>	(34.0)	(0.8)	(8.3)	(42.2)	(616.3)	(1.9)	(1293.7)	(0.7)	(0.7)					(7.7)											
Méné paille					566	5	312																		
<i>Notropis stramineus</i>					(94.3)	(0.4)	(104.0)																		
Cyprinides sp.					249	2	21																		
					(41.5)	(0.2)	(7.0)																		
Nombre total	725	661	475	1043	691	6240	2085	4595	360	799	892	566	406	103	1326	631	370	147	87	153	173	192	205		
Nombre d'espèces	20	20	14	21	16	30	27	23	26	20	24	20	24	16	30	24	20	21	14	13	13	14	16		
PUE totale	107.0	132.2	81.3	132.6	98.2	1 011.32	169.5	1 493.94	131.7	232.1	184.0	86.8	75.9	50.3	141.7	95.4	92.4	40.0	29.0	33.0	38.2	38.4	34.2		

Annexe 7a (suite). Biomasse totale (g) et biomasse prélevée par unité d'effort (BUE(g)) des différentes espèces de poissons de la rive nord du fleuve Saint-Laurent

Numéro de segment	Lac Saint-François					Lac Saint-Louis					Archipel du lac Saint-Pierre					Lac Saint-Pierre					Gentilly - Batiscan					Grondines - Donnacona				
	226N	232N	237N	267N	274N	280N	383N	388N	392N	396N	401N	406N	411N	416N	421N	427N	459N	468N	473N	494N	506N	512N	518N	518N	518N	518N	518N	518N		
<i>Eperlan arc-en-ciel</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Osmerus mordax</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Perca omiscomaycus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Epiplatys à cinq épines</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Culaea inconstans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Raseux-de-terre noir	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Etheostoma nigrum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Maskinonge	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Exos masquinongy</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Anguille d'Amérique	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Anguilla rostrata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Malachigan	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Aplodinotus grunniens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Méné bleu	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Cymnella spiloptera</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Lepisosteus osseus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Lepisosteus osseus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Méné à nageoires rouges	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Luxilus cornutus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Meurier rouge	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Catostomus commersoni</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Barbe de rivière	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Ictalurus punctatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Grand corégone	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Coregonus clupeaformis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Loite	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Lota lota</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Saumon coho	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Saumon chinook	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Foaille-roche gris	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Percina copelandi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Naseux des rapides	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Rhinichthys cataractae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Cyprinidés sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Chevalier sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Biomasse totale	75 778	57 610	69 643	140 483	512 669	224 745	93 412	82 310	129 469	132 863	58 419	69 065	110 947	101 590	66 413	15 211	6 499	24 512	34 549	13 356	33 625	97 083	57 719	518N	518N	518N	518N	518N		
BUE totale	9 685.3	11 563.2	8 896.1	20 070.5	20 102.4	14 311.0	15 568.7	9 145.6	10 789.1	10 220.2	11 683.8	8 633.1	13 868.4	12 698.8	9 487.6	5 070.2	2 186.1	4 905.6	6 910.2	3 339.0	16 794.3	19 394.4	11 543.7	518N	518N	518N	518N	518N		

* Présence de l'espèce, biomasse non disponible

Annexe 7b (suite). Biomasse totale (g) et biomasse prélevée par unité d'effort (BUE(g)) des différentes espèces de poissons de la rive sud du fleuve Saint-Laurent

Numéro de segment	Lac Saint-François					Lac Saint-Louis					Lac Saint-Pierre					Gentilly - Batiscan					Grondines - Donnacona				
	215S	221S	226S	232S	237S	267S	274S	280S	401S	406S	411S	416S	421S	427S	459S	464S	468S	473S	494S	500S	506S	512S	518S		
Museau noir	-	-	-	-	-	23	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Neotripis heterolepis</i>	-	-	-	-	-	(3,8)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Lépisoste osseux	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13	-	-	-	-	-		
<i>Lepisosteus osseus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(4,5)	-	-	-	-	-		
Baret	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-	144	-	-	62	123	-	-	-	430		
<i>Morone americana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(1,6)	-	-	-	-	(15,1)	-	-	(15,4)	(40,9)	-	-	-	(71,6)		
Poisson-castor	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2 700	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Amia calva</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(25,0)	-	-	-	-	-	-	-	-		
Laruaiche argentée	-	-	-	-	-	-	-	-	342	585	16	-	-	-	399	213	1 064	-	-	-	-	-	-		
<i>Hiodon tergisus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	(17,0,9)	(64,9)	(2,0)	-	-	-	(33,3)	(23,6)	(212,9)	-	-	-	-	-	-		
Barbus de rivière	-	-	-	-	-	1 850	8 760	9 760	1 900	987	987	7 847	-	-	92 827	7 924	7 559	479	-	-	-	-	656		
<i>Ictalurus punctatus</i>	-	-	-	-	-	(205,6)	(1 251,4)	(950,0)	(650,0)	(110,7)	(1 307,8)	-	-	-	(7 735,6)	(1 584,8)	(1 889,8)	(159,6)	-	-	-	-	(109,3)		
<i>Epinocie à cinq épines</i>	-	-	-	-	-	< 1	1	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Culeea inconstans</i>	-	-	-	-	-	< 0,1	(0,1)	-	-	-	-	-	-	-	(0,3)	(0,4)	-	-	-	-	-	-	-		
Raseux-de-terre noir	-	< 1	3	< 1	< 1	< 1	1	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Etheostoma nigrum</i>	-	(0,1)	(0,2)	< 0,1	(0,1)	(0,1)	(0,1)	-	-	-	-	-	-	-	(0,4)	(0,8)	-	-	-	-	-	-	-		
Margane noire	187	-	150	-	2	2	1	-	5	-	-	-	-	50	53	-	< 1	-	-	-	-	-	-		
<i>Pomoxis nigromaculatus</i>	(31,2)	-	(25,0)	-	(2,3)	(0,3)	(0,1)	-	(2,3)	-	-	-	-	(4,1)	(6,9)	-	(0,1)	-	-	-	-	-	-		
Maskinongé	-	20	-	-	-	201	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Exos masquinongy</i>	-	(4,0)	-	-	-	(22,4)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Crayon d'argent	4	6	4	10	2	2	10	1	*	-	-	-	-	-	-	-	< 1	-	-	-	-	-	-		
<i>Labidesthes sicculus</i>	(0,6)	(1,2)	(1,0)	(1,6)	(0,4)	(0,4)	(0,9)	(0,2)	-	-	-	-	-	-	-	-	(0,1)	-	-	-	-	-	-		
Achigan à grande bouche	29	12	-	12	12	1602	2	39	79	-	-	-	-	-	246	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Micropterus salmoides</i>	(4,9)	(2,4)	-	(1,0)	(1,5)	(123,3)	(0,7)	(19,3)	(19,6)	-	-	-	-	-	(20,5)	-	-	-	-	-	-	-	-		
Méné pâle	53	2	6	49	20	4	469	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Neotripis volucellus</i>	(7,6)	(0,4)	-	(1,0)	(8,1)	(86,6)	(0,3)	(156,2)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Méné paille	-	-	-	-	-	213	7	75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Neotripis stramineus</i>	-	-	-	-	-	(35,5)	(0,6)	(25,0)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Cyprinidés sp.	-	-	-	-	-	6	< 1	< 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	-	-	-	-	-	(1,4)	< 0,1	< 0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Biomasse totale	44 021	55 373	65 917	88 914	63 405	179 515	210 435	83 963	26 222	191 595	146 983	159 829	9 937	335 791	134 529	84 985	39 000	17 124	13 318	27 711	21 501	46 379			
BUE totale	7 272,5	11 074,6	9 483,1	7 497,9	7 068,5	20 209,6	16 255,9	12 345,4	13 111,1	18 819,1	18 372,8	26 638,1	9 937,0	28 166,8	15 200,6	17 056,9	9 754,4	5 708,1	4 381,6	9 754,4	4 300,3	7 729,9			

* Présence de l'espèce, biomasse non disponible

Annexe 8. Densité relative et PUE des poissons en fonction de leur tolérance à la pollution pour les segments du fleuve Saint-Laurent

Secteur	Segment	Tolérant		Intermédiaire		Intolérant		Inconnu	
		%	PUE	%	PUE	%	PUE	%	PUE
Rive nord									
Lac Saint-François	226N	28,8	25,8	71,2	63,8	0,0	0,0	0,0	0,0
	232N	9,0	6,1	90,2	60,5	0,7	0,5	0,0	0,0
	237N	27,6	23,9	71,8	62,0	0,6	0,5	0,0	0,0
Lac Saint-Louis	267N	20,5	49,3	76,9	185,0	1,9	4,6	0,8	1,9
	274N	24,9	77,4	49,0	152,7	25,4	79,2	0,7	2,1
	280N	24,3	49,5	75,1	152,9	0,6	1,2	0,0	0,0
Archipel du lac Saint-Pierre	383N	16,5	39,8	76,5	185,2	7,0	17,0	0,0	0,0
	388N	16,2	50,0	81,8	251,9	2,0	6,1	< 0,1	0,1
	392N	20,0	62,4	78,6	245,2	1,4	4,3	0,0	0,0
	396N	24,7	71,9	71,1	206,5	4,2	12,2	< 0,1	0,1
Lac Saint-Pierre	401N	34,3	67,8	63,3	125,1	2,4	4,8	0,0	0,0
	406N	15,2	9,5	46,8	29,4	37,8	23,7	0,2	0,1
	411N	17,2	10,7	82,0	51,2	0,8	0,5	0,0	0,0
	416N	22,8	11,4	74,0	36,8	3,2	1,6	0,0	0,0
	421N	36,8	12,5	61,5	20,9	1,7	0,6	0,0	0,0
	427N	13,2	1,9	84,5	12,3	2,3	0,3	0,0	0,0
Gentilly - Batiscan	459N	10,4	2,8	88,4	24,2	1,2	0,3	0,0	0,0
	468N	18,0	5,3	80,6	23,9	1,4	0,4	0,0	0,0
	473N	9,9	1,7	86,7	15,2	3,4	0,6	0,0	0,0
Grondines - Donnacona	494N	42,4	33,5	57,6	45,5	0,0	0,0	0,0	0,0
	506N	8,5	3,7	91,5	39,6	0,0	0,0	0,0	0,0
	512N	8,4	4,6	91,6	49,7	0,0	0,0	0,0	0,0
	518N	26,3	9,0	71,3	24,4	2,3	0,8	0,0	0,0
Moyenne		20,7	27,4	74,9	89,7	4,4	6,9	0,1	0,2
Rive sud									
Lac Saint-François	215S	38,5	41,2	29,7	31,8	31,8	34,0	0,0	0,0
	221S	53,0	70,0	46,4	61,4	0,6	0,8	0,0	0,0
	226S	35,7	35,7	64,3	64,3	0,0	0,0	0,0	0,0
	232S	56,3	74,8	37,4	49,6	6,3	8,3	0,0	0,0
	237S	16,5	16,2	40,6	39,8	42,9	42,2	0,0	0,0
Lac Saint-Louis	267S	12,2	123,1	20,3	205,1	63,4	641,7	4,1	41,5
	274S	54,2	91,8	44,5	75,5	1,2	2,0	0,1	0,2
	280S	1,7	25,8	11,2	167,5	86,6	1 293,7	0,5	7,0
Lac Saint-Pierre	401S	27,6	36,3	70,0	92,2	2,4	3,2	0,0	0,0
	406S	40,4	93,7	40,8	94,8	18,8	43,7	0,0	0,0
	411S	45,6	83,9	29,6	54,4	24,8	45,7	0,0	0,0
	416S	35,3	30,7	63,0	54,7	1,3	1,1	0,4	0,3
	421S	34,9	26,5	57,6	43,7	6,8	5,2	0,7	0,5
	427S	39,1	19,7	43,7	22,0	17,2	8,7	0,0	0,0
Gentilly - Batiscan	459S	58,5	82,9	41,3	58,6	0,2	0,3	0,0	0,0
	464S	27,6	26,3	72,3	68,9	0,1	0,1	0,0	0,0
	468S	37,2	34,3	61,0	56,4	1,8	1,7	0,0	0,0
	473S	13,8	5,5	86,3	34,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Grondines - Donnacona	494S	6,9	2,0	93,1	27,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	500S	3,4	1,1	96,6	31,9	0,0	0,0	0,0	0,0
	506S	6,1	2,3	93,9	35,8	0,0	0,0	0,0	0,0
	512S	31,0	12,6	69,0	27,9	0,0	0,0	0,0	0,0
	518S	40,0	13,7	60,0	20,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Moyenne		31,1	41,3	55,3	61,7	13,3	92,7	0,3	2,2

Annexe 9. Densité relative et PUE des poissons en fonction de leur tolérance à la pollution pour les secteurs du fleuve Saint-Laurent

Secteur	Tolérant		Intermédiaire		Intolérant		Inconnu	
	%	PUE	%	PUE	%	PUE	%	PUE
Rive nord								
Lac Saint-François	23,5	19,0	76,1	61,6	0,4	0,3	0,0	0,0
Lac Saint-Louis	23,5	61,9	62,1	163,5	13,8	36,4	0,5	1,4
Archipel du lac Saint-Pierre	20,2	59,3	76,7	225,1	3,1	9,2	< 0,1	0,1
Lac Saint-Pierre	25,1	16,2	66,6	43,0	8,2	5,3	< 0,1	0,0
Gentilly - Batiscan	13,6	3,4	84,5	20,8	1,9	0,5	0,0	0,0
Grondines - Donnacona	23,0	11,4	76,6	38,1	0,4	0,2	0,0	0,0
Moyenne	21,5	28,5	73,8	92,0	4,6	8,6	0,1	0,3
Rive sud								
Lac Saint-François	40,5	47,3	42,3	49,4	17,3	20,2	0,0	0,0
Lac Saint-Louis	15,2	90,8	20,8	124,1	61,8	369,3	2,2	13,0
Lac Saint-Pierre	36,5	47,3	50,2	65,0	13,2	17,2	0,1	0,2
Gentilly - Batiscan	45,2	47,5	54,4	57,1	0,4	0,4	0,0	0,0
Grondines - Donnacona	19,3	6,8	80,7	28,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Moyenne	31,3	47,9	49,7	64,8	18,5	81,4	0,5	2,6

Annexe 10. Densité relative et PUE des poissons en fonction de leur niveau trophique pour les segments du fleuve Saint-Laurent

Secteur	Segment	Omnivore		Planctivore		Invertivore		Cyprinidés insectivores		Autres insectivores		Piscivore		Herbivore		Inconnu	
		%	PUE	%	PUE	%	PUE	%	PUE	%	PUE	%	PUE	%	PUE	%	PUE
Rive nord																	
Lac Saint-François	226N	24.0	21.5	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	1.9	64.8	58.0	9.1	8.1	0.0	0.0	0.0	0.0
	232N	2.8	1.9	1.5	1.0	0.0	0.0	1.9	1.3	80.3	53.9	13.6	9.1	0.0	0.0	0.0	0.0
	237N	20.7	17.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	0.8	71.2	61.5	7.2	6.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Lac Saint-Louis	267N	17.3	41.7	0.9	2.3	0.8	2.0	22.2	53.4	53.9	129.7	4.0	9.7	0.0	0.0	0.8	1.9
	274N	21.6	67.4	0.1	0.3	0.3	1.0	28.7	89.2	46.4	144.5	2.3	7.0	0.0	0.0	0.7	2.1
	280N	18.5	37.8	1.3	2.7	0.6	1.2	16.2	33.1	61.0	124.3	2.3	4.6	0.0	0.0	0.0	0.0
Archipel du lac Saint-Pierre	383N	7.5	18.2	7.2	17.3	0.1	0.3	36.6	88.5	45.0	109.0	3.3	8.0	0.3	0.7	0.0	0.0
	388N	11.0	34.0	3.1	9.7	0.2	0.7	58.2	179.3	24.2	74.6	3.0	9.1	0.2	0.7	< 0,1	0.1
	392N	13.8	43.2	1.3	4.0	0.1	0.4	40.2	125.5	41.7	130.2	2.6	8.1	0.2	0.6	0.0	0.0
	396N	21.1	61.2	1.2	3.5	0.2	0.6	19.8	57.6	53.0	153.9	4.0	11.5	0.8	2.2	< 0,1	0.1
Lac Saint-Pierre	401N	18.8	37.1	0.8	1.5	0.7	1.4	17.1	33.9	57.2	113.0	4.5	8.8	1.0	2.0	0.0	0.0
	406N	7.8	4.9	0.0	0.0	1.4	0.9	37.4	23.5	39.1	24.5	14.1	8.9	0.0	0.0	0.2	0.1
	411N	11.1	6.9	0.0	0.0	2.0	1.3	0.8	0.5	77.5	48.3	8.6	5.4	0.0	0.0	0.0	0.0
	416N	10.7	5.3	0.0	0.0	0.5	0.3	2.2	1.1	72.4	36.0	14.2	7.1	0.0	0.0	0.0	0.0
	421N	10.7	3.6	0.0	0.0	1.7	0.6	3.6	1.2	71.4	24.2	12.6	4.3	0.0	0.0	0.0	0.0
	427N	9.8	1.4	0.0	0.0	4.6	0.7	1.7	0.3	63.2	9.2	20.7	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Gentilly - Batiscan	459N	1.2	0.3	53.0	14.5	2.4	0.7	5.5	1.5	22.6	6.2	15.2	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0
	468N	0.0	0.0	32.7	9.7	8.1	2.4	6.8	2.0	36.3	10.7	16.2	4.8	0.0	0.0	0.0	0.0
	473N	2.3	0.4	5.7	1.0	35.4	6.2	0.0	0.0	27.0	4.7	29.7	5.2	0.0	0.0	0.0	0.0
Grondines - Donnacona	494N	4.1	3.3	1.3	1.0	2.2	1.8	1.3	1.0	82.3	65.0	8.9	7.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	506N	4.6	2.0	4.2	1.8	16.2	7.0	19.4	8.4	13.6	5.9	42.0	18.2	0.0	0.0	0.0	0.0
	512N	13.0	7.0	38.7	21.0	9.6	5.2	4.0	2.2	14.6	7.9	20.1	10.9	0.0	0.0	0.0	0.0
	518N	17.5	6.0	5.3	1.8	3.5	1.2	0.6	0.2	59.6	20.4	13.5	4.6	0.0	0.0	0.0	0.0
Moyenne	11.7	18.4	6.9	4.0	3.9	1.5	14.2	32.1	51.2	61.5	11.8	7.6	0.1	0.3	0.1	0.2	
Rive sud																	
Lac Saint-François	215S	27.3	29.2	0.0		0.0		34.7	37.1	34.0	36.4	4.1	4.3	0.0	0.0	0.0	0.0
	221S	28.3	37.4	0.0		0.0		1.1	1.4	66.0	87.2	4.7	6.2	0.0	0.0	0.0	0.0
	226S	21.3	21.3	0.0		0.0		0.7	0.7	72.3	72.3	5.7	5.7	0.0	0.0	0.0	0.0
	232S	43.0	57.1	0.3	0.3	0.0		7.4	9.8	46.7	62.0	2.6	3.4	0.0	0.0	0.0	0.0
	237S	11.9	11.7	0.0		0.0		44.5	43.7	40.6	39.9	2.9	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0
Lac Saint-Louis	267S	10.0	101.6	0.0		0.1	1.3	73.3	741.4	11.3	114.1	1.1	11.4	0.0	0.0	4.1	41.5
	274S	45.5	77.1	0.0		0.2	0.3	2.0	3.4	48.3	81.8	3.9	6.7	0.0	0.0	0.1	0.2
	280S	1.2	17.4	0.0		< 0,1	0.4	93.6	1398.0	4.3	63.8	0.5	7.3	0.0	0.0	0.5	7.0
Lac Saint-Pierre	401S	25.4	33.5	0.0		1.1	1.5	31.1	41.0	30.9	40.7	11.4	15.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	406S	27.8	64.5	0.1	0.3	0.0		18.9	43.9	48.9	113.4	4.3	10.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	411S	7.7	14.1	0.0		0.2	0.3	25.2	46.4	63.2	116.2	3.7	6.9	0.0	0.0	0.0	0.0
	416S	17.3	15.0	0.0		0.1	0.1	1.3	1.1	71.1	61.7	9.8	8.5	0.0	0.0	0.4	0.3
	421S	22.1	16.8	0.0		0.9	0.7	8.0	6.1	53.0	40.2	15.4	11.7	0.0	0.0	0.7	0.5
	427S	13.2	6.7	0.0		0.0		17.2	8.7	49.7	25.0	19.9	10.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Gentilly - Batiscan	459S	30.3	43.0	0.1	0.2	0.1	0.1	0.8	1.1	62.2	88.1	6.5	9.3	0.0	0.0	0.0	0.0
	464S	17.8	16.9	0.0		2.0	1.9	2.9	2.8	69.6	66.4	7.8	7.4	0.0	0.0	0.0	0.0
	468S	12.0	11.1	0.0		0.0		2.4	2.2	72.3	66.8	13.3	12.3	0.0	0.0	0.0	0.0
	473S	13.1	5.3	10.8	4.3	0.6	0.3	12.5	5.0	43.3	17.3	19.6	7.8	0.0	0.0	0.0	0.0
Grondines - Donnacona	494S	4.6	1.3	0.0		8.0	2.3	47.1	13.7	16.1	4.7	24.1	7.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	500S	1.0	0.3	6.1	2.0	2.0	0.7	16.4	5.4	52.7	17.4	21.8	7.2	0.0	0.0	0.0	0.0
	506S	4.4	1.7	39.7	15.2	11.4	4.3	4.8	1.8	12.7	4.8	27.1	10.3	0.0	0.0	0.0	0.0
	512S	2.8	1.2	6.4	2.6	3.7	1.5	25.2	10.2	43.9	17.8	17.9	7.3	0.0	0.0	0.0	0.0
	518S	5.4	1.8	11.7	4.0	3.4	1.2	1.5	0.5	59.5	20.3	18.5	6.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Moyenne	17.1	25.5	3.3	3.6	1.5	1.1	20.5	105.5	46.6	54.7	10.7	8.0	0.0	0.0	0.3	2.2	

Annexe 11. Densité relative et PUE des poissons en fonction de leur niveau trophique pour les secteurs du fleuve Saint-Laurent

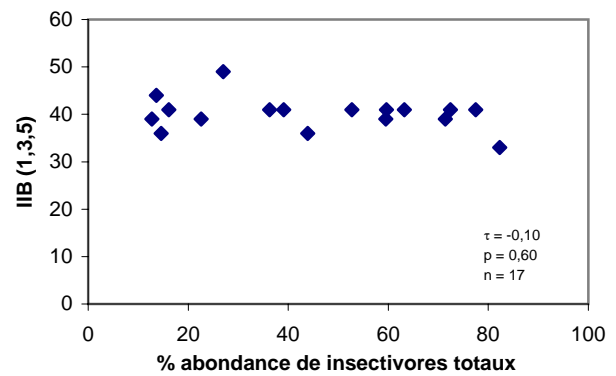
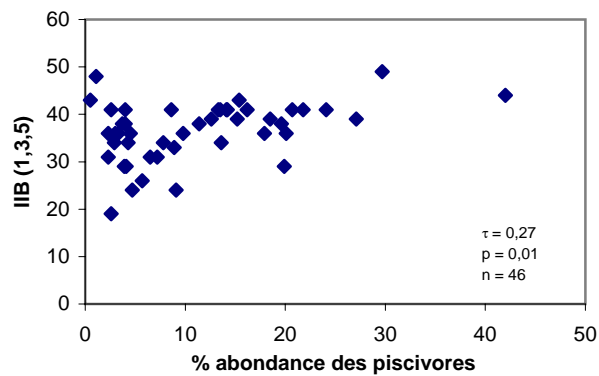
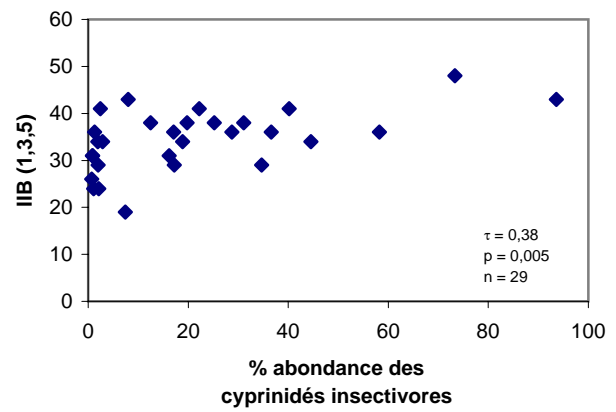
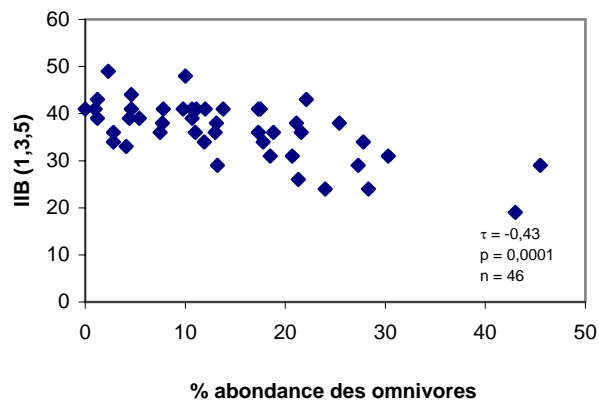
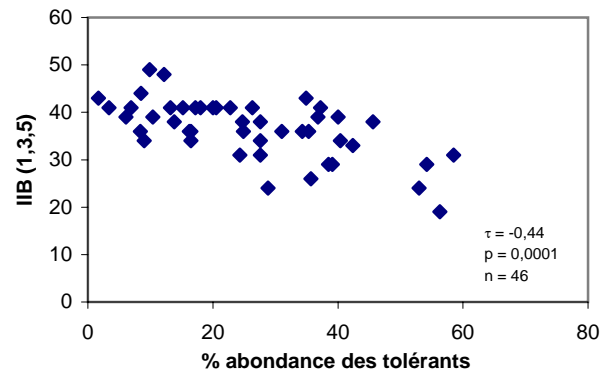
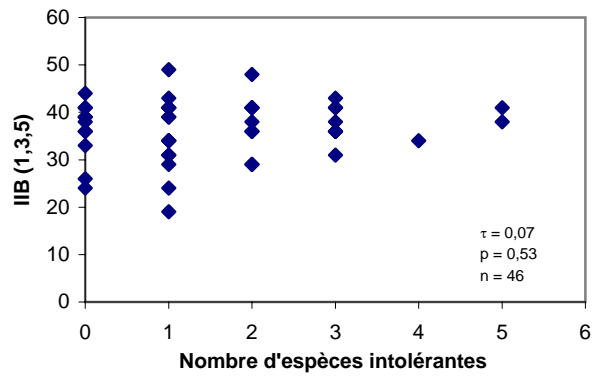
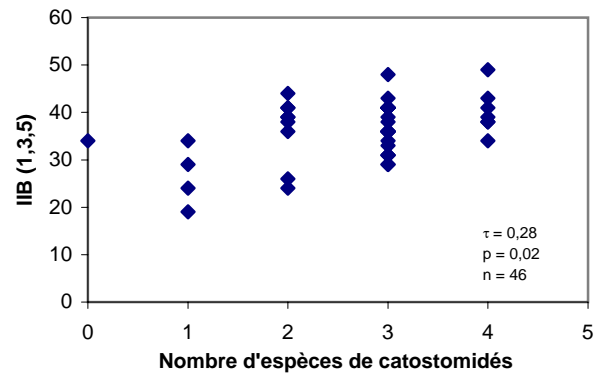
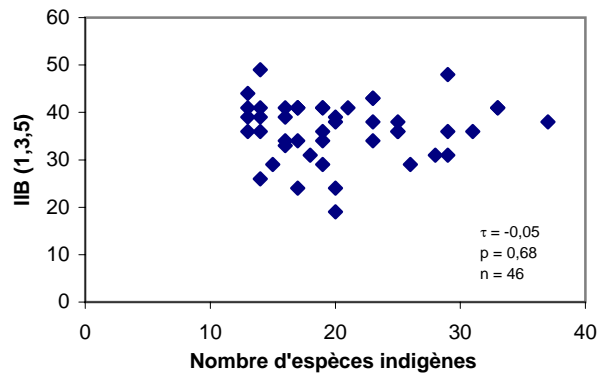
Secteur	Omnivore		Planctivore		Invertivore		Cyprinidés insectivores		Autres insectivores		Piscivore		Herbivore		Inconnu	
	%	PUE	%	PUE	%	PUE	%	PUE	%	PUE	%	PUE	%	PUE	%	PUE
Rive nord																
Lac Saint-François	17,7	14,3	0,3	0,2	0,0		1,7	1,4	70,9	57,4	9,4	7,6	0,0	0,0	0,0	0,0
Lac Saint-Louis	19,8	52,0	0,6	1,5	0,5	1,2	24,1	63,5	52,0	136,9	2,5	6,6	0,0	0,0	0,5	1,4
Archipel du lac Saint-Pierre	14,7	43,2	2,4	7,1	0,2	0,5	37,5	110,0	41,6	122,2	3,2	9,4	0,4	1,2	< 0,1	0,1
Lac Saint-Pierre	13,3	8,6	0,3	0,2	1,3	0,8	13,5	8,7	61,2	39,5	10,1	6,5	0,4	0,2	< 0,1	0,0
Gentilly - Batiscan	0,9	0,2	31,0	7,6	14,1	3,5	4,6	1,1	29,9	7,4	19,6	4,8	0,0	0,0	0,0	0,0
Grondines - Donnacona	10,0	5,0	15,0	7,5	6,7	3,3	6,0	3,0	44,8	22,3	17,5	8,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Moyenne	12,7	20,6	8,3	4,0	3,8	1,9	14,6	31,3	50,1	64,3	10,4	7,3	0,1	0,2	0,1	0,3
Rive sud																
Lac Saint-François	27,1	31,7	0,1	0,1	0,0	0,0	18,7	21,9	50,5	59,1	3,6	4,2	0,0	0,0	0,0	0,0
Lac Saint-Louis	12,6	75,2	0,0	0,0	0,1	0,7	69,3	413,5	14,5	86,7	1,4	8,1	0,0	0,0	2,2	13,0
Lac Saint-Pierre	19,2	24,9	< 0,1	0,0	0,3	0,4	18,2	23,6	54,9	71,1	7,2	9,3	0,0	0,0	0,1	0,2
Gentilly - Batiscan	23,4	24,6	0,8	0,8	0,6	0,6	2,3	2,4	64,3	67,5	8,6	9,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Grondines - Donnacona	3,8	1,3	15,8	5,6	5,2	1,8	15,0	5,3	38,8	13,7	21,4	7,6	0,0	0,0	0,0	0,0
Moyenne	17,2	31,5	4,2	1,3	1,2	0,7	24,7	93,4	44,6	59,6	8,4	7,7	0,0	0,0	0,5	2,6

Annexe 12. Densité relative et PUE des poissons en fonction de leur type de reproduction pour les segments du fleuve Saint-Laurent

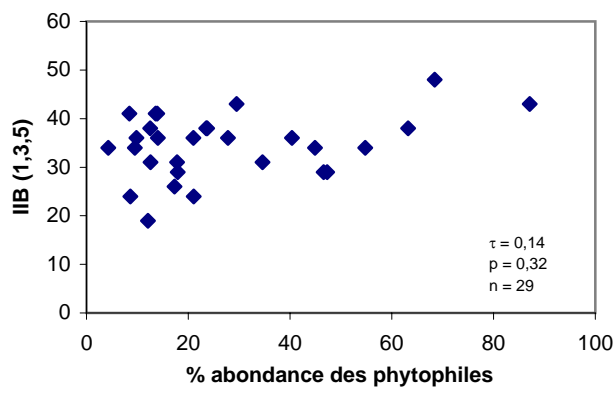
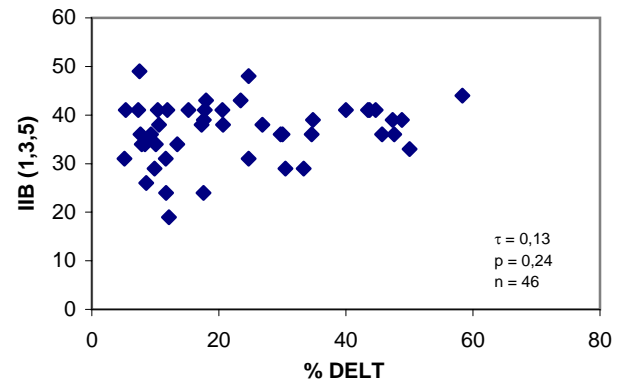
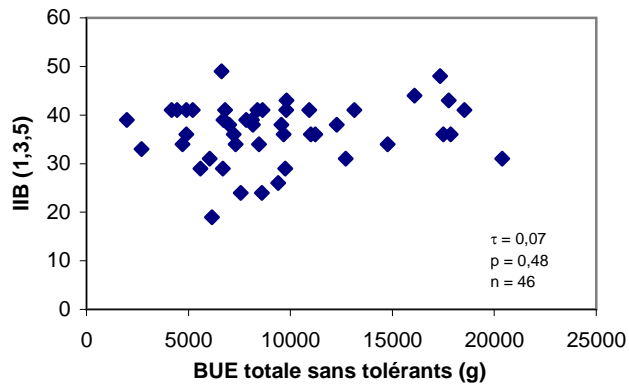
Secteur	Segment	Pélagophile (A.1.1)		Lithopélagophile (A.1.2)		Lithophile (A.1.3)		Phytolithophile (A.1.4)		Phytophile (A.1.5)		Autres	
		%	PUE	%	PUE	%	PUE	%	PUE	%	PUE	%	PUE
Rive nord													
Lac Saint-François	226N	0.0	0.0	4.3	3.9	0.0	0.0	46.4	41.5	21.1	18.9	28.2	25.3
	232N	0.0	0.0	3.8	2.6	0.0	0.0	44.3	29.7	9.5	6.4	42.4	28.4
	237N	0.0	0.0	4.1	3.5	1.4	1.3	41.7	36.0	17.8	15.4	35.1	30.3
Lac Saint-Louis	267N	3.2	7.7	20.2	48.6	0.3	0.7	23.9	57.4	13.6	32.9	38.9	93.4
	274N	0.1	0.4	5.3	16.6	0.4	1.3	26.0	81.0	40.4	125.9	27.7	86.3
	280N	0.0	0.0	12.7	25.9	0.5	1.0	19.1	39.0	12.6	25.6	55.2	112.2
Archipel du lac Saint-Pierre	383N	24.0	58.0	7.4	17.8	1.2	2.8	23.3	56.5	14.0	34.0	30.1	72.8
	388N	50.2	154.6	8.2	25.2	0.9	2.7	16.8	51.9	9.8	30.3	14.1	43.4
	392N	31.1	97.1	9.9	30.9	0.5	1.5	19.4	60.7	13.9	43.4	25.2	78.3
	396N	12.6	36.5	6.6	19.3	0.6	1.9	28.4	82.5	23.7	68.9	28.1	81.7
Lac Saint-Pierre	401N	14.2	28.0	5.5	10.8	0.9	1.7	22.5	44.4	21.0	41.6	36.0	71.2
	406N	0.0	0.0	16.7	10.5	4.8	3.0	23.5	14.8	43.4	27.2	11.6	7.3
	411N	0.0	0.0	19.1	11.9	5.9	3.7	58.9	36.8	4.0	2.5	12.0	7.5
	416N	0.0	0.0	25.4	12.6	7.9	4.0	46.6	23.2	4.3	2.1	15.8	7.9
	421N	0.0	0.0	36.6	12.4	13.7	4.6	14.5	4.9	1.9	0.6	33.2	11.3
	427N	0.0	0.0	54.0	7.8	13.2	1.9	20.7	3.0	3.4	0.5	8.5	1.3
Gentilly - Batiscan	459N	5.5	1.5	72.0	19.7	5.5	1.5	1.2	0.3	1.2	0.3	14.5	4.0
	468N	6.8	2.0	60.4	17.9	8.8	2.6	2.0	0.6	7.9	2.3	14.2	4.2
	473N	0.0	0.0	78.7	13.8	3.4	0.6	3.4	0.6	1.1	0.2	13.3	2.3
Grondines - Donnacona	494N	0.0	0.0	13.0	10.3	26.6	21.0	13.0	10.3	0.3	0.3	47.1	37.3
	506N	18.9	8.2	69.7	30.2	0.0	0.0	4.2	1.8	0.0	0.0	7.1	3.1
	512N	2.8	1.5	44.5	24.1	2.8	1.5	39.1	21.2	0.0	0.0	10.9	5.9
	518N	0.0	0.0	51.5	17.6	18.1	6.2	5.3	1.8	0.0	0.0	25.1	8.6
Moyenne		7.4	17.2	27.4	17.1	5.1	2.8	23.7	30.4	11.5	20.8	25.0	35.8
Rive sud													
Lac Saint-François	215S	0.0	0.0	3.8	4.1	0.6	0.6	14.0	15.0	47.3	50.6	34.3	36.8
	221S	0.0	0.0	2.4	3.2	0.2	0.2	27.4	36.2	8.6	11.4	61.5	81.2
	226S	0.0	0.0	5.2	5.2	0.3	0.3	48.0	48.0	17.3	17.3	29.2	29.2
	232S	0.0	0.0	2.3	3.0	0.0	0.0	24.5	32.5	12.1	16.0	61.2	81.2
	237S	0.0	0.0	5.6	5.5	0.5	0.4	21.9	21.6	44.9	44.1	27.1	26.7
Lac Saint-Louis	267S	0.0	0.0	1.4	14.5	0.3	2.6	6.3	63.5	68.4	692.1	23.5	238.7
	274S	0.0	0.0	5.2	8.8	0.5	0.9	31.8	53.9	46.6	79.0	15.7	26.9
	280S	0.0	0.0	0.3	4.5	0.0	0.6	2.1	31.5	87.1	1301.1	10.4	156.2
Lac Saint-Pierre	401S	26.6	35.0	17.6	23.2	5.7	7.5	19.5	25.7	23.5	31.0	7.1	9.3
	406S	0.0	0.0	1.9	4.5	0.0	0.0	36.3	84.2	54.8	127.2	7.0	16.3
	411S	0.4	0.7	7.0	12.9	2.8	5.1	21.0	38.7	63.2	116.2	5.7	10.4
	416S	0.0	0.0	8.0	6.9	3.7	3.3	47.4	41.1	27.8	24.2	13.1	11.3
	421S	0.0	0.0	21.5	16.3	7.3	5.5	30.1	22.8	29.5	22.3	11.6	8.8
	427S	2.0	1.0	23.8	12.0	1.3	0.7	22.5	11.3	17.9	9.0	32.4	16.3
Gentilly - Batiscan	459S	0.2	0.3	6.4	9.1	5.6	7.9	24.3	34.5	34.6	49.0	28.8	40.8
	464S	0.8	0.8	13.2	12.6	4.7	4.5	59.5	56.8	4.3	4.1	17.5	16.8
	468S	0.0	0.0	12.8	11.8	7.5	6.9	35.4	32.7	8.4	7.7	36.0	33.3
	473S	12.5	5.0	14.4	5.8	5.6	2.3	46.9	18.8	12.5	5.0	8.1	3.3
Grondines - Donnacona	494S	46.0	13.3	34.5	10.0	2.3	0.7	2.3	0.7	3.4	1.0	11.4	3.3
	500S	16.4	5.4	16.2	5.3	3.2	1.1	6.1	2.0	1.8	0.6	56.3	18.6
	506S	4.8	1.8	45.9	17.5	1.7	0.7	43.2	16.5	1.3	0.5	3.0	1.2
	512S	14.3	5.8	38.7	15.7	11.4	4.6	6.9	2.8	1.0	0.4	27.7	11.2
	518S	0.0	0.0	32.7	11.2	7.3	2.5	15.1	5.2	0.0	0.0	44.9	15.3
Moyenne		5.4	3.0	13.9	9.7	3.2	2.6	25.8	30.2	26.8	113.5	24.9	38.8

Annexe 13. Densité relative et PUE des poissons en fonction de leur type de reproduction pour les secteurs du fleuve Saint-Laurent

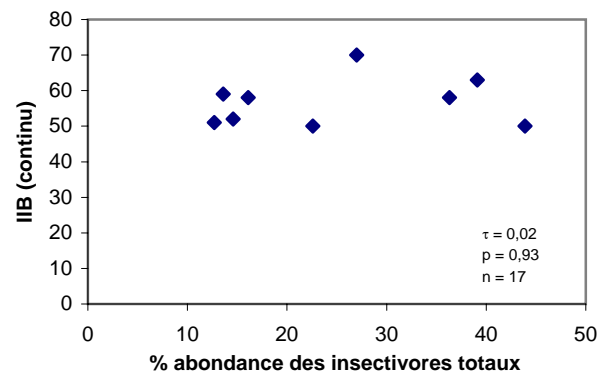
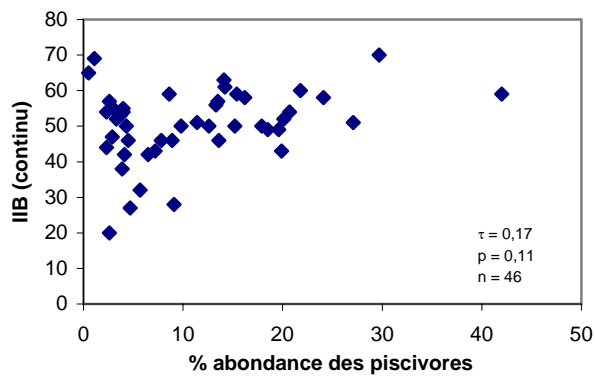
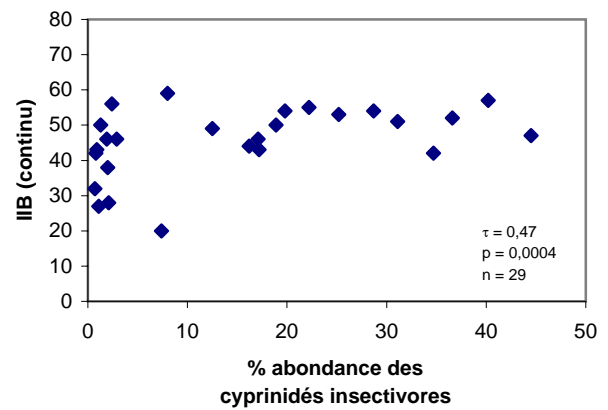
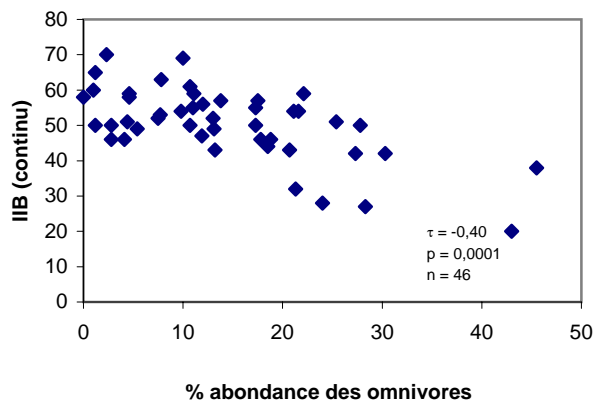
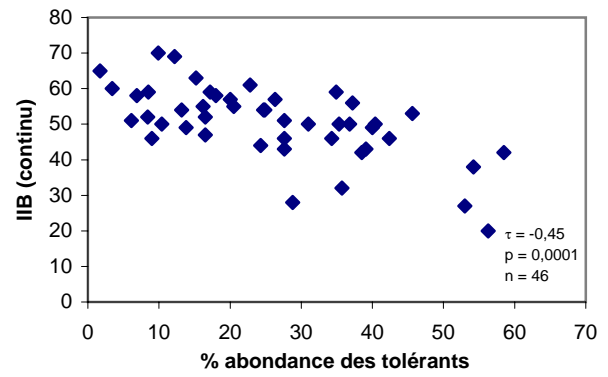
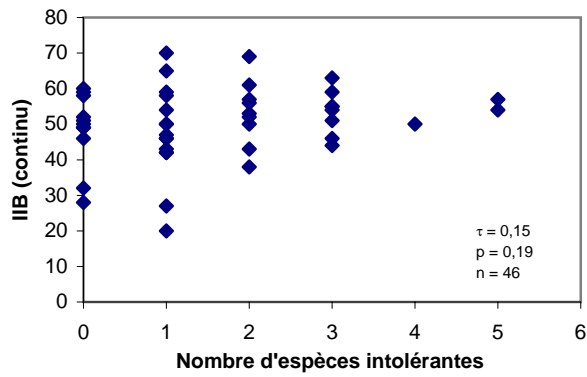
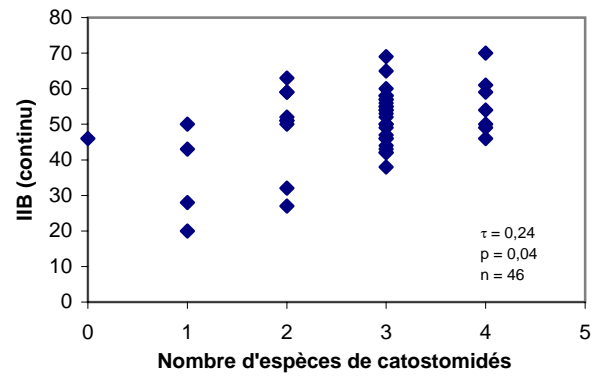
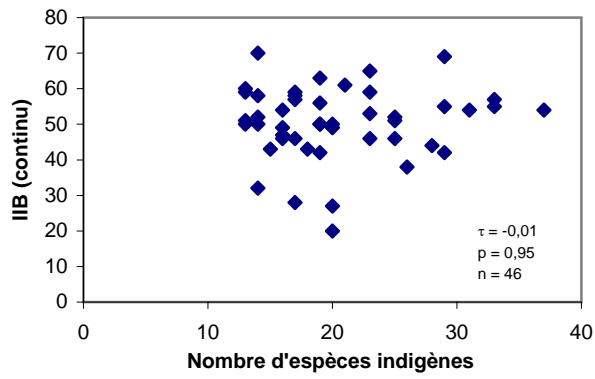
Secteur	Pélagophile (A.1.1)		Lithopélagophile (A.1.2)		Lithophile (A.1.3)		Phytolithophile (A.1.4)		Phytophile (A.1.5)		Autres	
	%	PUE	%	PUE	%	PUE	%	PUE	%	PUE	%	PUE
Rive nord												
Lac Saint-François	0,0	0,0	4,3	3,5	0,5	0,4	44,3	35,8	17,4	14,1	33,6	27,2
Lac Saint-Louis	0,9	2,3	10,5	27,7	0,4	1,1	24,7	65,0	27,3	71,8	36,1	95,3
Archipel du lac Saint-Pierre	28,8	84,5	8,1	23,9	0,7	2,1	22,2	65,2	16,1	47,3	24,1	70,8
Lac Saint-Pierre	5,1	3,3	17,5	11,3	5,3	3,4	32,7	21,1	17,0	11,0	22,3	14,4
Gentilly - Batiscan	4,6	1,1	68,6	16,9	6,5	1,6	2,2	0,5	4,2	1,0	13,9	3,5
Grondines - Donnacona	5,0	2,5	38,4	19,1	12,9	6,4	18,9	9,4	0,1	0,1	24,6	12,3
Moyenne	7,4	15,6	24,6	17,1	4,4	2,5	24,2	32,8	13,7	24,2	25,8	37,2
Rive sud												
Lac Saint-François	0,0	0,0	3,6	4,3	0,2	0,3	26,1	30,5	25,5	29,8	44,6	52,0
Lac Saint-Louis	0,0	0,0	1,6	9,6	0,2	1,3	8,6	51,3	71,8	428,6	17,8	106,3
Lac Saint-Pierre	4,5	5,8	9,1	11,8	3,5	4,5	32,5	42,1	41,4	53,6	9,0	11,7
Gentilly - Batiscan	1,1	1,2	9,6	10,0	5,6	5,9	35,9	37,7	22,0	23,1	25,7	27,1
Grondines - Donnacona	12,1	4,3	33,6	11,9	5,9	2,1	17,6	6,2	1,2	0,4	29,6	10,5
Moyenne	3,5	2,3	11,5	9,5	3,1	2,8	24,1	33,6	32,4	107,1	25,3	41,5



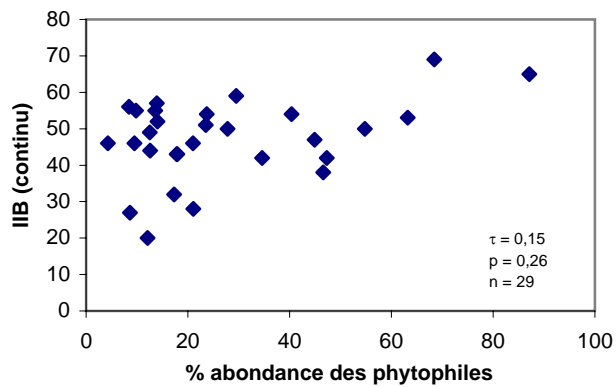
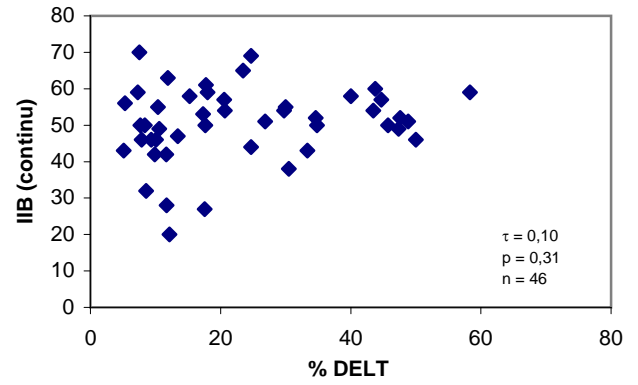
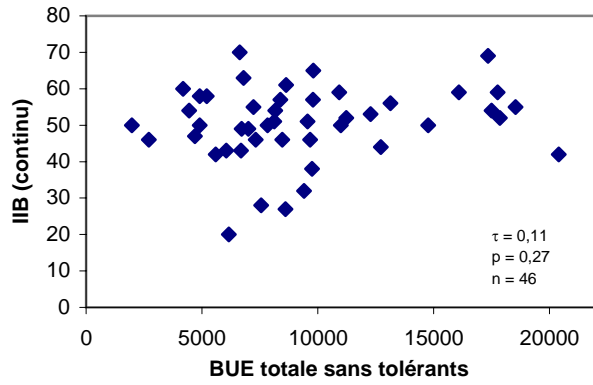
Annexe 14. Relation entre l'IIB à cotes discrètes (1,3,5) et ses diverses variables pour les segments du fleuve Saint-Laurent



Annexe 14 (suite). Relation entre l'IIB à cotes discrètes (1,3,5) et ses diverses variables pour les segments du fleuve Saint-Laurent.



Annexe 15. Relation entre l'IIB à cotes continues et ses diverses variables pour les segments du fleuve Saint-Laurent



Annexe 15 (suite). Relation entre l'IIB à cotes continues et ses diverses variables pour les segments du fleuve Saint-Laurent.