

*Ressources naturelles
et Faune*

Québec 

Direction de la recherche sur la faune

**Recommandations concernant les poissons et leurs habitats dans le
Saint-Laurent fluvial et évaluation des critères de régularisation du
Système lac Ontario – Saint-Laurent**

**Recommendations concerning fish and their habitats in the fluvial
St. Lawrence and evaluation of the regulation criteria for the
Lake Ontario – St. Lawrence River system**

par

Marc Mingelbier

Philippe Brodeur

et

Jean Morin

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Québec, mars 2005

Référence à citer :

MINGELBIER M., P. BRODEUR et J. MORIN 2005. Recommandations concernant les poissons et leurs habitats dans le Saint-Laurent fluvial et évaluation des critères de régularisation du système lac Ontario – Saint-Laurent. Ministère des Ressources naturelles et de la faune, Direction de la recherche sur la faune. 141 p.

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2005
ISBN : 2-550-44284-9

ÉQUIPE DE TRAVAIL

Responsable : Marc Mingelbier – MRNF

Rédaction : Marc Mingelbier – MRNF
Philippe Brodeur – MRNF
Jean Morin – Service météorologique du Canada (Env. Can.)

Collaboration (en ordre alphabétique) :

Alain Armellin – Centre Saint-Laurent (Env. Can.)
Bruno Drolet – Service canadien de la faune (Env. Can.)
Sylvain Giguère – Service canadien de la faune (Env. Can.)
Denis Lehoux – Service canadien de la faune (Env. Can.)
Jean Morin – Service météorologique du Canada (Env. Can.)

Assistance technique (en ordre alphabétique) :

Rémi Bacon, Geneviève Bélanger, Pierre Bérard, Anne-Marie Binette, Andréanne Blais, Marie-Josée Boisvert, Virginie Boivin, Denis Bourbeau, Patricia Brouillette, Andrew Casper, Olivier Champoux, Jean-François Cloutier, Chantal Côté, Gaétan Daigle, Alain Demers, Nicolas Didier Demers, Denise Deschamps, Sylvain Desloges, Daniel Dolan, Jean Gauthier, Marc-André Genest, Geneviève Hamelin, Olivier Jutras, Nathalie La Violette, Jean Leclerc, Yves Mailhot, Géraldine Martin, Sylvain Martin, Huguette Massé, Gilles Mercier, Paul Messier, Marie-Pascale Munger, Grégoire Ouellet, Yves Paradis, Mélanie Raymond, Daniel Rioux, Yves Robitaille, Olivier Roy, Nathalie Santerre, Aïssa Sebbane, Valérie Simard, Claude Sirois, Patricia Sylvestre, Karine Therrien, Thomas Tremblay, Katrine Turgeon et François Villeneuve.

Administration : Ministère des Ressources naturelles et de la faune
Fondation de la faune du Québec

AVANT-PROPOS

Le présent rapport est soumis à la Commission mixte internationale, dans le cadre du Plan d'étude concernant la révision des critères faisant partie des ordonnances d'approbation pour la régularisation du niveau et du débit du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. Il s'agit d'un travail conjoint entre la Direction de la recherche sur la faune, les Directions régionales de la Montérégie, de Lanaudière et du Centre du Québec du Ministère des Ressources naturelles et de la faune, le Service météorologique du Canada, le Service canadien de la faune et le Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada. Le Ministère des Pêches et des Océans a participé à l'acquisition des données de terrain dans les marais aménagés. La Fondation de la faune du Québec a assuré une partie de l'administration du projet.

RÉSUMÉ

Le bassin hydrographique des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent abrite des écosystèmes sensibles aux variations climatiques et à la régularisation du débit et du niveau d'eau. Dans ce rapport, nous présentons les résultats provenant d'une étude initiée en 2001 pour quantifier les impacts des variations du débit sur les poissons du Saint-Laurent. L'objectif du projet était centré sur les relations entre le débit et la disponibilité d'habitat pour plusieurs espèces clés. La modélisation des habitats a émergé d'une collaboration avec des modélisateurs dont les intérêts sont multidisciplinaires. Elle intègre la dimension physique des habitats et les processus biologiques dans un modèle spatial 2D. Le modèle de terrain à très haute résolution spatiale couvre l'aire d'étude entre Cornwall et Trois-Rivières, excepté le lac Saint-François et le bassin de la Prairie. Un grand volume d'informations, échantillonnées récemment ou provenant de bases de données historiques, a donné naissance à des indicateurs de performances complets pour les périodes du printemps et de l'automne. Les potentiels d'habitats sont présentés pour les frayeurs hâtifs au printemps : le grand brochet (*Esox lucius*) et la perchaude (*Perca flavescens*), et pour dix espèces en été. Les surfaces d'habitat disponibles, qui représentent les indicateurs de performance, ont été mesurées pour un large spectre de conditions hydrologiques. Ces indicateurs seront bientôt utilisés pour discriminer plusieurs nouveaux plans de régularisation. Aussi, des recommandations particulières ont été préparées sur (i) le niveau d'eau minimum et la durée de la crue printanière, (ii) les variations de niveau d'eau à haute fréquence survenant à l'intérieur d'un quart de mois, (iii) la vitesse de la décrue et (iv) les avantages écologiques de ne pas altérer le régime naturel du débit.

La présente étude aura remarquablement contribué à la compréhension de multiples dimensions hydriques et écologiques du système Grands Lacs–Saint-Laurent. Les indicateurs de performance et les critères de régularisation permettent aujourd'hui de tester des plans de régularisation avec une meilleure image des impacts sur l'habitat des poissons et aussi d'optimiser les débits sortant du lac Ontario pour en limiter les effets négatifs. Pour terminer, nous recommandons à la Commission mixte internationale de faire un suivi sur le terrain des futurs plans de régularisation des débits, afin de donner un prolongement logique et nécessaire à son étude d'impact.

EXECUTIVE SUMMARY

The Great-Lakes–St. Lawrence watershed inhabits ecosystems sensitive to climate variations and water flow regulation. In this report, we present results concerning fish habitat, from a study initiated in 2001 in order to quantify the impact of water discharge variation on fish in the St. Lawrence River. This project aimed to produce reliable relationships between water discharge and habitat supply for several key species. Habitat modeling emerged from a creative multidisciplinary collaboration with modelers, integrating the physical dimension of the habitat with biological processes in a 2D spatially explicit model. The digital field model covered the area between Cornwall and Trois-Rivières, except Lake St. Francis and the de la Prairie basin, with a high spatial resolution. The work integrates a large amount of information collected during recent field sampling and also from historical databases, resulting in complete performance indicators for the spring and the summer periods. Potential habitats are presented for two early spawners during the spring, with Northern pike (*Esox lucius*) and yellow perch (*Perca flavescens*), and for ten species during summer. The surfaces of suitable habitats, which correspond to the performance indicators, were measured for a broad spectrum of hydrological conditions. Those indicators will be used to rank several new regulation plans. Also particular recommendation were prepared with regards to (i) the minimum water level and the duration of spring flood, (ii) high frequency water level variations occurring within quarter of month, (iii) drawdown rate after the spring flood and (iv) ecological advantages of avoiding alteration of the natural water discharge regime.

The present study has markedly contributed to the understanding of the Great Lakes – St. Lawrence River system, in both hydrological and ecological fields. Today, the performance indicators and the regulation criteria enable testing regulation plans with a better evaluation of the effect on fish habitat, and they also enable optimizing the outflow from the Lake Ontario to limit the negative effects. In conclusion, we recommend the International Joint Commission makes a follow-up of the future regulation plans using field measurements, to provide a logical and necessary extend to its Study of impacts.

LINKS WITH OTHER PARTNERS AND PROJECTS

Hydrological scenarios, hydrodynamics simulations and temperature modeling provide basic results required for fish habitat modeling. Since the past five years, a strong interaction has developed between the *Ministère des Ressources naturelles et de la faune (MRNF)* and the *Meteorological Service of Canada (Environment Canada)*, whose members are involved in *Shorelines Erosion, Hydrological modeling* and *Common Data Needs Groups* of the International Joint Commission's study. Results from local studies conducted by Alain Armellin (*St. Lawrence Center*) on Northern pike's reproduction success in the Boucherville area were used to validate part of the general fish habitat modeling approach for this species. Modeling of marshes dynamics, conducted by Martin Jean (*St. Lawrence Center*) and Jean Morin (*Meteorological Service of Canada*) provided essential results required to model fish habitat evolution in the natural floodplain. Part of the present study was realized in collaboration with *Laval University*. We also worked with the *Canadian Wildlife Service* to provide specific models predicting the spawning and the living habitats of several fish species (S. Giguère; channel darter, bridle shiner, sand darter, and copper redhorse) and to discuss the sensivity and the limits of the resulting indicators (B. Drolet).

In order to solve potential use conflicts, the *Canadian Wildlife Service* (D. Lehoux) and the *MRNF* compared available recommendations regarding waterfowl and fish. Results revealed that their needs are not necessarily conflicting. In order to help the regulation between the Lake Ontario and the other regions of the St. Lawrence River, we also spent some effort to link with some indicators developed upstream of Cornwall.

TABLE DES MATIÈRES

ÉQUIPE DE TRAVAIL	III
AVANT-PROPOS	IV
RÉSUMÉ	V
EXECUTIVE SUMMARY	VI
LINKS WITH OTHER PARTNERS AND PROJECTS	VII
1. INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.1 CONTEXTE DE L'ÉTUDE.....	1
1.2 JUSTIFICATION	2
1.3 APPROCHE ET ORIGINALITÉ	3
1.4 OBJECTIFS.....	5
2. IMPACTS SUR LES HABITATS AMÉNAGÉS	7
2.1 INTRODUCTION	7
2.2 MÉTHODOLOGIE	8
2.2.1 <i>Approche expérimentale</i>	8
2.2.2 <i>Sites à l'étude</i>	9
2.2.3 <i>Accessibilité des aménagements</i>	12
2.1.1.1 2.2.3.1. Cote d'élévation et superficie d'habitat	12
2.1.1.2 2.2.3.2. Analyse des niveaux d'eau historiques.....	12
2.2.4 <i>Processus biologiques</i>	13
2.2.4.1 Échantillonnage des poissons et mesures abiotiques	13
2.2.4.2 Structure des communautés.....	15
2.2.4.3 Chronologie et durée de la migration	15
2.2.4.4 Chronologie et durée de la reproduction	17
2.3 RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	17
2.3.1 <i>Accessibilité des aménagements</i>	17
2.3.1.1 Cote d'élévation et superficie d'habitat.....	17
2.3.1.2 Analyse des niveaux d'eau historiques.....	19
2.3.2 <i>Processus biologiques</i>	22
2.3.2.1 Structure des communautés.....	22
2.3.2.2 Chronologie de la migration.....	28
2.3.2.3 Chronologie et durée de la reproduction	35
2.4 CONCLUSION	39
3. INDICATEURS DE PERFORMANCE :	41
HABITATS DE REPRODUCTION ET MORTALITÉ POTENTIELLE AU PRINTEMPS	41
3.1. INTRODUCTION	41
3.2. DESCRIPTION DES INDICATEURS DE PERFORMANCE	42
3.3. MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	45
3.3.1. <i>Site à l'étude</i>	45
3.3.2. <i>Chronologie de la reproduction</i>	47
3.3.3. <i>Caractérisation des habitats de reproduction</i>	48
3.3.3.1 Préférences thermiques chez le grand brochet.....	48
3.3.3.2 Description des habitats de reproduction de la perchaude.....	50
3.3.4. <i>Modèles d'habitats de reproduction</i>	51
3.3.5. <i>Superficie d'habitat de reproduction et débit</i>	54
3.3.6. <i>Mortalité potentielle</i>	55
3.3.6.1 Indice de mortalité lors de l'incubation et de la première croissance	55
3.3.6.2 Analyse des décrues historiques	56
3.3.7. <i>Reconstitution du potentiel d'habitat historique et impact de la régularisation</i>	57
3.4. RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	57
3.4.1. <i>Chronologie de la reproduction</i>	57
3.4.2. <i>Caractérisation des habitats de reproduction</i>	60

3.4.2.1 Préférences thermiques chez le grand brochet.....	60
3.4.2.2 Description des habitats de reproduction de la perchaude.....	63
3.4.3. <i>Superficie d'habitat et débit</i>	65
3.4.4. <i>Mortalité potentielle</i>	73
3.4.4.1 Indice de mortalité lors de l'incubation et de la première croissance.....	73
3.4.4.2 Analyse des décrues historiques.....	79
3.4.5. <i>Reconstitution du potentiel d'habitat historique et impact de la régularisation</i>	82
3.5 CONCLUSION.....	88
4. INDICATEURS DE PERFORMANCE :	90
HABITATS DE CROISSANCE ET D'ALIMENTATION EN ÉTÉ	90
RÉSUMÉ	90
4.1 INTRODUCTION.....	90
4.2 MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	92
4.2.1 <i>Site à l'étude</i>	92
4.2.2 <i>Espèces et habitats cibles</i>	92
4.2.3 <i>Échantillonnage des poissons et description de l'habitat</i>	94
4.2.4 <i>Variables d'habitats</i>	94
4.2.5 <i>Modèles d'habitats</i>	96
4.2.6 <i>Reconstitution du potentiel d'habitat historique et impact de la régularisation</i>	97
4.3 RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	98
4.3.1 <i>Modèles d'habitats</i>	98
4.3.2 <i>Transfert des modèles d'habitat d'une région à l'autre du fleuve</i>	101
4.3.3. <i>Superficie d'habitat disponible et débit</i>	102
4.3.4 <i>Reconstitution du potentiel d'habitat historique et impact de la régularisation du débit</i>	117
4.4 CONCLUSION.....	120
5. SENSITIVITY ANALYSES AND PI'S DESCRIPTION	122
5.1. INTRODUCTION.....	122
5.2. DISCUSSION.....	123
5.2.1. <i>Sensitivity</i>	123
5.2.2. <i>Assumptions</i>	123
5.2.3. <i>Uncertainties and limits</i>	124
5.2.4. <i>Confidence</i>	126
5.2.5. <i>Choice of performance indicators</i>	127
6. RECOMMENDATIONS	128
6.1. ACCESS TO MANAGED HABITATS.....	129
6.2. SUITABLE HABITATS FOR REPRODUCTION IN THE SPRING.....	130
6.2.1. <i>Reproduction chronology</i>	130
6.2.2. <i>Surface of suitable habitat</i>	130
6.3. SUITABLE HABITATS FOR GROWTH AND FEEDING IN LATE SUMMER AND FALL.....	131
6.4. COMPENSATING ACTIONS.....	131
6.5. SUMMARY OF THE CRITERIA USED FOR THE REGULATION PLAN.....	132
6.6. INTEGRATED RESULTS ABOUT FISH AND WATERFOWL.....	133
7. REMERCIEMENT	134
LISTE DES RÉFÉRENCES	135

LISTE DES FIGURES

Figure 1.	Localisation des marais aménagés au lac Saint-Pierre.	10
Figure 2.	Superficie de marais aménagés accessible aux poissons en fonction des cotes d'opération. Chaque point représente la cote d'un marais aménagé.	18
Figure 3.	Durée de l'inondation printanière pour chaque marais aménagé, calculée pour la période 1960-2003.	20
Figure 4.	Durée de contact moyenne au printemps entre le fleuve et les marais aménagés (histogramme) et superficie (courbe) qui aurait été disponible annuellement si tous les marais aménagés au lac Saint-Pierre avaient été mis en opération en 1960.	21
Figure 5.	Maxima consécutifs mesurés au printemps (1 ^{er} mars au 30 juin) à Sorel entre 1960 et 2001. Les récurrences 1, 2, 5, 10, 20, 50 et 100 ans ainsi que les données de 2002 (jaune) et 2003 (rouge) ont également été représentées.	22
Figure 6.	Variation quotidienne du nombre d'espèces (trait plein) et de l'indice de diversité de Shannon-Weiner (trait pointillé) au sein de la communauté de poissons en migration (a) et déjà présente (b) dans deux marais aménagés (Saint-Barthélemy : STB; Île du Moine : IDM) au printemps 2002 et 2003.	25
Figure 7.	Richesse spécifique au sein de la communauté en migration dans deux marais aménagés (Saint-Barthélemy : STB; Île du Moine : IDM) en fonction des degrés-jours de l'eau (température moy > 0 °C) au cours du printemps 2002 et 2003.	26
Figure 8.	Richesse spécifique au sein de la communauté présente dans deux marais aménagés (Saint-Barthélemy : STB; Île du Moine : IDM) en fonction du niveau d'eau du Saint-Laurent au cours du printemps 2002 et 2003.	27
Figure 9.	Prises par unité d'effort des grands brochets mâles (blanc) et femelles (noir) dans trois marais aménagés (Saint-Barthélemy : STB; Saint-Eugène : STE; Île du Moine : IDM) durant le printemps 2002 et 2003. Les dates du maximum de la reproduction (flèche) ainsi que les valeurs maximum, minimum et moyenne du niveau d'eau du Saint-Laurent et la température de l'eau ont été représentées.	30
Figure 10.	Prises par unité d'effort des perchaudes mâles (blanc) et femelles (noir) dans trois marais aménagés (Saint-Barthélemy : STB; Saint-Eugène : STE; Île du Moine : IDM) et deux marais naturels (Maskinongé : MA; Longue Pointe : LP) durant le printemps 2002 et 2003. Les dates du maximum de la reproduction (flèche) ainsi que les valeurs maximum, minimum et moyenne du niveau d'eau du Saint-Laurent et la température de l'eau ont été représentées.	33
Figure 11.	Évolution de la proportion de femelles de grand brochet qui se sont reproduites dans trois marais aménagés (Saint-Barthélemy : STB, Saint-Eugène : STE; Île du Moine : IDM) durant le printemps 2002 et 2003. Les valeurs maximum, minimum et moyenne du niveau d'eau du Saint-Laurent et la température de l'eau ont été représentées.	36
Figure 12.	Évolution de la proportion de femelles de la perchaude qui se sont reproduites dans trois marais aménagés (Saint-Barthélemy : STB, Saint-Eugène : STE; Île du Moine : IDM) et deux marais naturels (Maskinongé : MA; Longue Pointe : LP) durant le printemps 2002 et 2003. Les valeurs maximum, minimum et moyenne du niveau d'eau du Saint-Laurent et la température de l'eau ont été représentées.	38
Figure 13.	Performance indicators (bold characters) developed for Northern pike and yellow perch spring habitats in the lower St. Lawrence River.	44
Figure 14.	Study area : four regions located in the fluvial St. Lawrence River.	45
Figure 15.	Study area : managed marsh of Rivière aux Pins (modified from Rioux and Morin 2001).	46

Figure 16.	Daily water temperature (mean, min and max) measured using thermographs attached on Northern pikes (red; n=20) and placed in the spawning ground (black; n=8) in the Rivière aux Pins marsh, fluvial St. Lawrence River, spring 2004.	60
Figure 17.	Daily water temperature monitored on (a) the Northern pikes and (b) on the spawning ground in the spring of 2004 in the Rivière aux Pins marsh, fluvial St. Lawrence River. Relationship for a slope equal to one is also shown.	61
Figure 18.	Frequency of observation of Northern pikes at different daily potential temperatures in the spring of 2004 in the Rivière aux Pins marsh, fluvial St. Lawrence River.	62
Figure 19.	Frequency of sampling stations selected for egg deposition by the yellow perch for different habitat classes in the spring of 2003 and 2004 in the Île du Moine marsh, fluvial St. Lawrence River.	64
Figure 20.	Spawning habitat availability for (a) Northern pike and (b) yellow perch for eight discharge scenarios at Sorel and three wetland states (low, mean and high water level) in the fluvial St. Lawrence River.	66
Figure 21.	Spring spawning habitat available for Northern pike (ESLU), for a mean wetland state, when the discharge at Sorel is 6 500, 9 500 and 14 500 m ³ s ⁻¹ .	67
Figure 22.	Spring spawning habitat available for yellow perch (PEFL), for a mean wetland state, when the discharge at Sorel is 6 500, 9 500 and 14 500 m ³ s ⁻¹ .	68
Figure 23.	Spawning habitat availability for Northern pike for eight discharge scenarios at Sorel with the mean wetland state in the fluvial St. Lawrence River. Suitable areas are presented in absolute (a) and relative values (b).	70
Figure 24.	Spawning habitat availability for yellow perch for eight discharge scenarios at Sorel with the mean wetland state in the fluvial St. Lawrence River. Suitable areas are presented in absolute (a) and relative values (b).	71
Figure 25.	Spawning habitat available for Northern pike (left) and yellow perch (right) for eight discharge and six water level decrease scenarios at Sorel with the mean wetland state in the fluvial St. Lawrence River. Suitable areas are presented (a) in absolute and (b) in relative values.	74
Figure 26.	Potential mortality during incubation and first life stage growth of Northern pike (ESLU), due to water level decrease in the St. Lawrence River. Habitat losses were mapped for three decreases : 0 cm, 50 cm and 100 cm, when the discharge at Sorel is 14 500 m ³ s ⁻¹ .	75
Figure 27.	Potential mortality during incubation and first life stage growth of Northern pike (ESLU), due to water level decrease in the St. Lawrence River. Habitat losses were mapped for three decreases : 0 cm, 50 cm and 100 cm, when the discharge at Sorel is 14 500 m ³ s ⁻¹ .	76
Figure 28.	Yearly habitat loss as a function of the water level decrease observed at Sorel during incubation and first growth for Northern pike (a) and yellow perch (b) between 1960 and 2000 in for regions of the fluvial St. Lawrence River.	77
Figure 29.	Frequency of water level decrease observed at Sorel during incubation and first growth for Northern pike and yellow perch between 1960 and 2000.	78
Figure 30.	Frequency distribution of the total amplitude (a, b), the rate (c, d) and the duration (e, f) of consecutive water level decreases measured at Sorel during Northern pike and yellow perch emigration from the spawning grounds in the fluvial St. Lawrence River. Data from the pre-regulation period (1917-1960 : a, c, e) and the regulated period (1960-2000 : b, d, f) are presented.	80
Figure 31.	Relationship between the rate and the duration of consecutive water level decreases measured at Sorel during Northern pike and yellow perch emigration from the spawning grounds in the fluvial St. Lawrence River. Data from the pre-regulation period (1917-1960 : $y = 4,5141\ln(x) + 3,6222$; $r^2 = 0,2913$; $n = 163$) and the regulated period (1960-2000 : $y = 3,6003\ln(x) + 3,9412$; $r^2 = 0,3362$; $n = 152$) are presented.	81

- Figure 32. Discharge measured at Sorel during fish spawning and water level decrease during incubation and first growth for the 1958DD regulation plan (with regulation; dashed line and open points) and the pre-project regulation plan (without regulation; black line and close points) between 1960 and 2000. The difference between regulation plans are also shown. Negative values mean that the 1958DD plan causes a decrease for a given variable. 83
- Figure 33. Weighted suitable area for Northern pike reproduction for the 1958DD regulation plan (with regulation; dashed line and open points) and the pre-project regulation plan (without regulation; black line and close points) between 1960 and 2000. The difference between regulation plans are also shown. Negative values mean that the 1958DD plan causes a decrease for a given variable. 85
- Figure 34. Weighted suitable area for yellow perch reproduction for the 1958DD regulation plan (with regulation; dashed line and open points) and the pre-project regulation plan (without regulation; black line and close points) between 1960 and 2000. The difference between regulation plans are also shown. Negative values mean that the 1958DD plan causes a decrease for a given variable. 86
- Figure 35. Relationship between habitat surface area and water discharge at Sorel. Dark curves indicate positive relationship with the hydrological regime, while curves in gray indicate a negative relationship and also a marked reduction for potential habitat at discharge $>9500 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. 103
- Figure 36. Example of detailed relationship between habitat surface area of a forage cyprinid (golden shiner) and water discharge at Sorel (m^3s^{-1}), for three individual regions of the fluvial St. Lawrence (lake Saint-Pierre, Montréal-Sorel and Sorel archipelago), and for the complete study area (TOTAL). Surface areas are expressed in %. 104
- Figure 37. Potential habitat of lake sturgeon (ACFU) in the St. Lawrence River based on samples collected in 2001 and 2002. Fish occurrence probabilities were mapped for three hydrological scenarios : 5 000, 8 000 et 12 000 m^3s^{-1} (see also Table 15). 107
- Figure 38. Potential habitat of Northern pike (ESLU) in the St. Lawrence River based on samples collected in 2001 and 2002. Fish occurrence probabilities were mapped for three hydrological scenarios : 5 000, 8 000 et 12 000 m^3s^{-1} (see also Table 15). 108
- Figure 39. Potential habitat of brown bullhead (ICNE) in the St. Lawrence River based on samples collected in 2001 and 2002. Fish occurrence probabilities were mapped for three hydrological scenarios : 5 000, 8 000 et 12 000 m^3s^{-1} (see also Table 15). 109
- Figure 40. Potential habitat of sunfish (LEGI) in the St. Lawrence River based on samples collected in 2001 and 2002. Fish occurrence probabilities were mapped for three hydrological scenarios : 5 000, 8 000 et 12 000 m^3s^{-1} (see also Table 15). 110
- Figure 41. Potential habitat of large mouth bass (MISA) in the St. Lawrence River based on samples collected in 2001 and 2002. Fish occurrence probabilities were mapped for three hydrological scenarios : 5 000, 8 000 et 12 000 m^3s^{-1} (see also Table 15). 111
- Figure 42. Potential habitat of golden shiner (NOCR) in the St. Lawrence River based on samples collected in 2001 and 2002. Fish occurrence probabilities were mapped for three hydrological scenarios : 5 000, 8 000 et 12 000 m^3s^{-1} (see also Table 15). 112
- Figure 43. Potential habitat of spottail shiner (NOHU) in the St. Lawrence River based on samples collected in 2001 and 2002. Fish occurrence probabilities were mapped for three hydrological scenarios : 5 000, 8 000 et 12 000 m^3s^{-1} (see also Table 15). 113
- Figure 44. Potential habitat of yellow perch (PEFL) in the St. Lawrence River based on samples collected in 2001 and 2002. Fish occurrence probabilities were mapped for three hydrological scenarios : 5 000, 8 000 et 12 000 m^3s^{-1} (see also Table 15). 114
- Figure 45. Potential habitat of sauger (STCA) in the St. Lawrence River based on samples collected in 2001 and 2002. Fish occurrence probabilities were mapped for three hydrological scenarios : 5 000, 8 000 et 12 000 m^3s^{-1} (see also Table 15). 115

- Figure 46. Potential habitat of walleye (STVI) in the St. Lawrence River based on samples collected in 2001 and 2002. Fish occurrence probabilities were mapped for three hydrological scenarios : 5 000, 8 000 et 12 000 m³s⁻¹ (see also Table 15). 116
- Figure 47. Exemple de reconstitution historique du potentiel d'habitat disponible dans le Saint-Laurent fluvial entre 1960 et 2000. On compare deux séries de débit moyen en septembre à Sorel, l'un régularisé selon le plan 1958-DD tel qu'il a été mesuré (trait pointillé) et l'autre naturel tel qu'il aurait été mesuré en absence de régularisation (trait plein). La figure présente (a) les deux débits et les superficies (SUP) correspondantes disponibles pour l'habitat estival (b) du doré jaune et (c) d'un cyprin (méné jaune) dans l'ensemble du fleuve Saint-Laurent. 118
- Figure 48. Différence entre les superficies d'habitat annuelles disponibles (SUP) calculées avec le débit régularisé tel qu'il a été mesuré pour la période 1960-2000, comparé avec le débit naturel tel qu'il aurait été mesuré en absence de régularisation. Les séries d'habitat de reproduction ont été calculées (a) pour le doré jaune et (b) le méné jaune dans les régions du lac Saint-Pierre, Montréal-Sorel, l'archipel et tout le Saint-Laurent fluvial. Une valeur négative indique une diminution de SUP attribuable à la régularisation du débit et une valeur positive signifie une augmentation. 119
- Figure 49. Preliminary recommendations based on results from marshes managed for fish and waterfowl nesting. 133

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.	Fonction des marais aménagés au lac Saint-Pierre et mode de contrôle du niveau d'eau.	11
Tableau 2.	Facteur de correction moyen (1960-2001) entre le niveau d'eau mesuré à Sorel et les aménagements, ainsi que leur distance par rapport à la station de Sorel.	13
Tableau 3.	Cotes d'élévation des marais aménagés au lac Saint-Pierre telles que mesurées à la station de Sorel et superficies en eau correspondantes (n. d. = donnée non disponible).	17
Tableau 4.	Nombre d'individus et date de la première capture dans les marais aménagés de Saint-Barthélemy, Saint-Eugène et l'Île du Moine aux printemps 2002 et 2003.	24
Tableau 5.	Coefficient des régressions multiples entre les PUE du grand brochet, le sexe et les variables environnementales (valeurs absolues et variation journalière) au printemps 2002 et 2003 (sans délai et avec délai de un et deux jours entre les variables environnementales et les PUE). Les coefficients d'autocorrélation du premier ordre (AR(1)) et de détermination (R^2) sont également présentés. Les valeurs en gras sont significatives selon une valeur de p ajustée de Bonferroni.	31
Tableau 6.	Coefficient des régressions multiples entre les PUE de la perchaude, le sexe et les variables environnementales (valeurs absolues et variation journalière) au printemps 2002 et 2003 (sans délai et avec délai de un et deux jours entre les variables environnementales et les PUE). Les coefficients d'autocorrélation du premier ordre (AR(1)) et de détermination (R^2) sont également présentés. Les valeurs en gras sont significatives selon une valeur de p ajustée de Bonferroni.	34
Tableau 7.	Moyenne et écart-type de la température de l'eau (moyenne et maximum) et des degrés-jours (supérieur à 0°C, 5°C et 10°C, calculés avec température moyenne et maximum) observées lors de l'atteinte du maximum de la reproduction du grand brochet et de la perchaude au printemps 2002 et 2003.	37
Tableau 8.	Classification of the variables used in the habitat quality index for Northern pike and yellow perch reproduction (modified from Casselman and Lewis 1996). Potential values for each variables are low (0), medium (1) or high (3).	53
Tableau 9.	Correspondence between the water level and the discharge at the Sorel gauging station, in the fluvial St. Lawrence.	54
Tableau 10.	Date et quart de mois du maximum de la reproduction du grand brochet prédite à partir du modèle modifié de Massé <i>et al.</i> (1988) (degrés-jours cumulatifs (Tmax air Dorval > 5°) ≥ 80 et Tmax Dorval ≥ 8°).	58
Tableau 11.	Date et quart de mois du maximum de la reproduction de la perchaude prédite à partir du modèle modifié de Massé <i>et al.</i> (1988) (degrés-jours (Tmax air Dorval > 5°C) ≥ 170 et Tmax Dorval ≥ 10°C).	59
Table 12.	Percentile of the total amplitude, the rate and the duration of consecutive water level decreases measured at Sorel during Northern pike and yellow perch emigration from the spawning in the fluvial St. Lawrence River. Data were calculated for the pre-regulation period (1917-1960).	81
Tableau 13.	Espèces vivant dans le Saint-Laurent fluvial qui ont été examinées dans l'analyse.	93
Tableau 14.	Habitat variables, vegetation density and probability of presence of VAAM, HEDU, POPE, PORI, ELCA, CEDE, MYSP and ALGR were computed with spatially explicit models and validated with field measurements; the substratum was sampled in the field.	95
Tableau 15.	Results of multivariate logit analyses between fish and habitat variables. Occurrences of acipenseridae (Lake sturgeon – ACFU), centrarchidae (sunfish – LEGI and large mouth bass – MISA), esocidae (Northern pike – ESLU), ictaluridae (brown bullhead – ICNE), cyprinidae (golden shiner – NOCR and spottail shiner –	

NOHU), percidae (yellow perch – PEFL, sauger – STCA and walleye – STVI) were analysed together in a global model. Habitat variables, vegetation density and probability of presence of *Vallisneria americana* (VAAM), *Heterentera dubia* (HEDU), *Potamogeton pectinatus* (POPE), *Potamogeton richardsoni* (PORI), *Elodea canadensis* (ELCA), *Ceratophyllum demersum* (CEDE), *Myriophyllum spicatum* (MYSP) and *Alisma graminea* (ALGR) were computed with spatially explicit models and validated with field measurements; the substratum corresponded to field observations. The sign of the relationship (+ and -) and the probability are presented (** = $p < 0.01$; * = $p < 0.05$). Those results were used in 2D models to compute relationship between suitable habitat and water discharge, and maps of fish occurrence probabilities (Figures 37-46) 100

- Table 16. Best fit curves (polynomial) of the relationships between fish habitat and discharge at Sorel (QS). Four regions and the total lower St. Lawrence River (lake St. Louis to lake St. Pierre) are presented for lake sturgeon, Northern pike, brown bullhead, pumpkinseed and largemouth bass (see also Table 15). Fish habitat available = $K_3 \cdot QS^3 + K_2 \cdot QS^2 + K_1 \cdot QS + K_0$ expressed in hectares. 105
- Table 17. Best fit curves (polynomial) of the relationships between fish habitat and discharge at Sorel (QS). Four regions and the total lower St. Lawrence River (lake St. Louis to lake St. Pierre) are presented for golden shiner, spottail shiner, yellow perch, sauger and walleye (see also Table 15). Fish habitat available = $K_3 \cdot QS^3 + K_2 \cdot QS^2 + K_1 \cdot QS + K_0$ expressed in hectares. 106

1. INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 CONTEXTE DE L'ÉTUDE

Depuis la fin du XIX^e siècle, des travaux majeurs ont été réalisés dans le bassin hydrographique des Grands Lacs et du Saint-Laurent. Le lit du Saint-Laurent fluvial a été dragué sur plusieurs mètres de profondeur (Morin et Côté 2003) et divers ouvrages de régularisation ont graduellement modifié son régime hydrologique naturel. Ces interventions physiques, qui ont favorisé le développement économique du bassin des Grands Lacs, ont aussi eu des conséquences sévères sur les écosystèmes que ce bassin hydrographique abrite. Mentionnons notamment que les principales voies de migration des poissons en amont de Montréal ont été coupées par des barrages, que l'extension des marais riverains du lac Ontario et du Saint-Laurent a été fortement réduite et que divers habitats en eau calme et en eau vive ont connu des pertes liées à l'aménagement du territoire (p. ex. remblais), à la stabilisation des niveaux d'eau (p. ex. lac Saint-François) et à la canalisation du Saint-Laurent (p. ex. barrages de roches dans les chenaux de l'archipel de Sorel).

Pour répondre à la pression exercée par divers groupes environnementalistes, la Commission mixte internationale (CMI) a obtenu en 2000 le soutien financier des gouvernements américain et canadien afin de conduire une étude quinquennale sur les impacts de la régularisation du débit des Grands Lacs au barrage Moses-Saunders de Cornwall sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent. Cette étude vise ultimement à produire un nouveau plan de régularisation du débit à Cornwall. La contribution financière de la CMI a eu pour effet d'accélérer une étude sur le même sujet initiée au Québec en 1998 dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent Vision 2000. Elle a aussi permis de créer un réseau d'experts s'intéressant au lac Ontario et au Saint-Laurent, qui travaillent sur des aspects aussi variés que l'environnement, l'hydrologie reliée aux changements climatiques, à l'érosion des berges ou encore à la navigation de plaisance. Le plan de régularisation actuel du débit, connu sous le nom de 1958D, ne tient aucunement compte de l'environnement. Depuis les années 1960, il vise exclusivement à réduire l'amplitude des crues printanières, à faciliter la navigation en été et à optimiser la production d'hydroélectricité. L'étude de la CMI représentait donc une opportunité

unique d'inclure au nouveau plan de gestion d'autres considérations telles que la santé de l'écosystème fluvial.

Les gouvernements fédéraux américain et canadien, les gouvernements provinciaux du Québec et de l'Ontario ainsi que plusieurs universités canadiennes et américaines sont impliqués dans le réseau d'experts formé dans le cadre de l'étude de la CMI (voir www.ijc.org). Au Québec, puisque la gestion de la pêche en eau douce est sous la juridiction provinciale, le Ministère des Ressources naturelles et de la faune (anciennement la Société de la faune et des parcs) a pris en charge d'étudier les poissons et leurs habitats dans la région fluviale entre Cornwall et Trois-Rivières. Ce défi de taille a été relevé grâce à une collaboration étroite et fructueuse entretenue depuis 1997 avec le Service météorologique du Canada, qui développe un système de modélisation de la physique du fleuve (p. ex. limites d'inondation, courants, vagues, masses d'eau) et aussi de la végétation émergente et submergée du Saint-Laurent (Morin *et al.* 2003).

1.2 JUSTIFICATION

Le débit des cours d'eau joue un rôle déterminant dans l'écologie des poissons, entre autres dans la répartition des habitats de reproduction et d'alimentation, la migration, la croissance, la survie, la composition des communautés et l'abondance des espèces (Stalnaker 1979, Petts et Calow 1996). Un grand fleuve comme le Saint-Laurent est influencé à divers degrés par les variations de débit (Vincent et Dodson 1999), qui dépendent principalement du climat. L'alternance d'épisodes de faible et de forte variabilité influe sur l'abondance de plusieurs espèces commerciales (Nilo *et al.* 1997, Fortin *et al.* 1990, Mingelbier *et al.* 2001). Il a aussi été démontré que le succès de la reproduction du grand brochet dans le Saint-Laurent est influencé par des niveaux d'eau printaniers élevés qui permettent entre autres aux géniteurs et aux jeunes de l'année d'avoir accès à des habitats de qualité (Armellin *et al.* 2003).

Le Saint-Laurent est caractérisé par une hydraulité hautement variable d'une année à l'autre, qui dépend principalement du climat. Les données historiques sur l'hydrologie des Grands Lacs et du Saint-Laurent montrent une alternance de cycles de fort et de faible débit dont la périodicité est d'environ 30 ans (Chanut *et al.* 1988). Ces cycles, combinés aux changements climatiques anticipés, pourraient entraîner une diminution

du débit de l'ordre de 40 % au cours du XXI^e siècle (Mortsch et Quinn 1996). Une telle diminution aurait un impact considérable sur l'accès aux habitats essentiels tels que les frayères naturelles et les marais aménagés le long du fleuve Saint-Laurent au printemps (Brodeur *et al.* 2003; Brodeur *et al.* 2004) et également sur la survie et la croissance des poissons (Mingelbier *et al.* 2004).

La régularisation du débit sortant du lac Ontario, le principal tributaire du fleuve Saint-Laurent, occasionne des variations hydrologiques à plusieurs échelles temporelles : (i) à l'échelle journalière, pour répondre à la demande d'hydroélectricité, (ii) hebdomadaire, pour faciliter le passage des navires et (iii) saisonnière, pour faciliter la prise de la glace au début de l'hiver et pour modérer les inondations printanières en écrêtant la crue. La régularisation permet aussi d'éviter les inondations printanières dans la région de Montréal en désynchronisant la crue des deux plus importants tributaires du fleuve, le lac Ontario et la rivière des Outaouais (Morin et Bouchard 2000).

Étant donné que la capacité de stockage du lac Ontario est faible, le plan de régularisation n'agit qu'à l'intérieur d'une année (tout au plus quelques mois) et force à considérer chaque année de façon indépendante. À l'échelle de l'année, nous avons ciblé les deux périodes aux cours desquelles les effets de la régularisation sont significatifs : il s'agit du printemps au cours duquel on note une diminution du débit et à la fin de l'été au cours duquel la régularisation génère une augmentation du débit (Morin et Bouchard 2000). Nous avons aussi étudié les effets de la régularisation à l'échelle de la semaine car le plan de régularisation, qui répond aussi à court terme aux demandes reliées à la production d'électricité, génère des variations hautes fréquences perceptibles jusqu'au lac Saint-Pierre et dont l'amplitude peut dépasser 30 cm dans la même journée.

Malgré les impacts connus des variations du débit sur les organismes vivants, les préoccupations environnementales n'ont jamais été prises en compte dans le plan de régularisation. L'actuelle révision du plan de gestion, qui vise à inclure de nouveaux critères dont la santé de l'écosystème fluvial, constituait une occasion unique de formuler des recommandations visant à protéger l'habitat des poissons du Saint-Laurent.

1.3 APPROCHE ET ORIGINALITÉ

Pour occuper un milieu où les conditions d'habitat sont hétérogènes, les poissons ont développé une grande diversité dans leurs morphologies et leurs stratégies de vie (e.g.

Stalnaker 1979, Bovee 1982, Souchon *et al.* 1989). La littérature scientifique indique que les poissons tendent à sélectionner des milieux compatibles avec leur activité et que leur présence dans ces endroits particuliers n'est pas fortuite (Mathur *et al.* 1983, deGraaf et Bain 1986, Morantz *et al.* 1987, Greenberg *et al.* 1996, Payne et Lapointe 1997). La répartition spatiale très hétérogène des poissons dans le Saint-Laurent fluvial reflète les conditions d'habitat très variables dans l'espace et dans le temps, reliées à un débit variable, une topographie complexe, des masses d'eau contrastées provenant des tributaires et autres effluents (c.-à-d. turbidité, conductivité, etc.), l'exposition aux courants et aux vagues, la présence et la densité de diverses espèces végétales ou encore les divers types de substrats (e.g. Lessard 1991, La Violette *et al.* 2003).

Si elles ont parfois été négligées (Leclerc *et al.* 1995), les préférences d'habitat des poissons sont de plus en plus souvent utilisées pour évaluer les surfaces d'habitats potentiels de reproduction de croissance et d'alimentation de plusieurs espèces de poissons. La composante spatiale de l'habitat du poisson a été développée au début des années 1980 par le *U.S. Fish and Wildlife Service* de Fort Collins, dans la méthode connue aux États-Unis sous le nom de *IFIM* ou *Instream Flow Incremental Methodology* (Stalnaker 1979, Bovee 1982) et en France sous le nom de *Méthode des microhabitats* (Souchon *et al.* 1989). La complexité des modèles a longtemps été limitée par des contraintes telles que la faible capacité de calcul des ordinateurs et aussi par les coûts élevés des échantillonnages. Aujourd'hui, il est possible d'utiliser des modèles 2D explicites, qui intègrent une description très précise de la topographie pour prédire à une haute résolution spatiale des variables d'habitat déterminantes pour les poissons, telles que la vitesse du courant, la profondeur, les vagues, la température, la végétation émergente et submergée, le type de substrats (Morin *et al.* 2003, Hardy et Addley 2003, Parasievicz 2003). [...] *La force des modèles spatiaux explicites réside dans leur capacité à représenter en détail les habitats déterminants à protéger. Dans le contexte des pressions croissantes reliées à l'exploitation des populations de poissons et aussi de la destruction de leurs habitats localement et globalement, cet attribut n'est pas trivial [...]* (Boisclair 2001).

Dans le Saint-Laurent, les premières informations concernant les préférences d'habitat ont été collectées au début des années 1980, dans le cadre de l'étude de faisabilité du projet d'aménagement des eaux de l'archipel de Montréal. Une *approche globale*

extensive par habitat avait été préconisée pour identifier les principaux facteurs limitant la présence des poissons (Bureau et Gravel 1981). Ces informations avaient servi à élaborer des clés de potentiels et des taux d'utilisation (Leclerc 1984) pour les espèces représentatives de la communauté de poissons, très utiles pour une évaluation globale des potentiels du territoire à l'étude (Gravel et Dubé 1983, Leclerc et Vallières 1983). Par ailleurs, il est pensable d'utiliser les résultats de ces travaux pour valider une partie des études actuelles.

La modélisation à haute résolution spatiale des variables physiques dans le Saint-Laurent fluvial (Morin *et al.* 2003) a ouvert un nouveau champ de recherche. À notre connaissance, la plupart des modèles numériques d'habitat ont été développés dans des cours d'eau de débit relativement faible ou alors dans des régions relativement réduites (e.g. Boudreau *et al.* 1996, Leclerc *et al.* 1996, Lamouroux *et al.* 1998, Guay *et al.* 2000). L'originalité de l'étude provient du fait que cette modélisation numérique des habitats n'a jamais été entreprise dans un réseau hydrographique de l'ampleur du Saint-Laurent, en raison des contraintes logistiques, de sorte que la littérature scientifique est très réduite à cet égard. Le modèle de terrain couvre avec une haute résolution spatiale un domaine d'étude très large, entre Cornwall et Trois-Rivières. Une autre originalité réside dans les nombreux liens qui ont été créés entre l'habitat physique, la végétation émergente et submergée et plusieurs groupes fauniques tels que poissons, oiseaux et mammifères aquatiques, ce qui est pour l'instant unique (p. ex. Turgeon *et al.* 2004).

1.4 OBJECTIFS

Le principal objectif de notre étude était de réaliser une évaluation spatiale précise des impacts du débit sortant du lac Ontario et de sa gestion sur l'habitat des poissons du Saint-Laurent. Étant donné qu'un grand nombre de facteurs influencent la dynamique de population des poissons, que le temps imparti fut raccourci d'un an en cours d'étude et que les données disponibles étaient limitées, seuls les stades de vie susceptibles d'être touchés directement par la régularisation ont été documentés. Nous avons opté pour une approche par habitat en étudiant un élément relié à leur accès et deux autres éléments reliés à leur disponibilité en terme de surface :

- (i) au printemps sur l'accès des poissons aux habitats aménagés dans la plaine d'inondation du Saint-Laurent (section 2; critères de régularisation);
- (ii) au printemps sur les habitats de reproduction et la mortalité potentielle du grand brochet (*Esox lucius*) et de la perchaude (*Perca flavescens*) en milieu aménagé et naturel (section 3; indicateurs de performance);
- (iii) à la fin de l'été sur les habitats de vie (croissance et alimentation) de dix espèces de poissons adultes (section 4; indicateurs de performance).

Pour ce faire, des modèles prédictifs probabilistes de l'habitat des poissons ont été élaborés et ont été couplés à un modèle numérique 2D des habitats du fleuve afin de prédire les superficies d'habitat utiles selon plusieurs scénarios de débit réalistes. Le modèle 2D se devait d'être très précis pour produire des mesures fiables de surfaces d'habitat. Les relations entre la superficie d'habitat et le débit ont été établies de façon à recréer la série historique des superficies d'habitat potentiel entre 1960 et 2000, avec la topographie actuelle du Saint-Laurent comme état de référence. Les superficies d'habitats utiles printanières et estivales furent utilisées comme indicateur de performance pour quantifier l'effet de la régularisation du débit.

La section 5 présente les prémisses reliées à la construction des indicateurs de performance, leurs limites d'application et une analyse de leur sensibilité. Dans cette section, on rappelle un point important : la présente étude met un accent précis sur la quantification des impacts de la régularisation sur l'habitat du poisson. Même si plusieurs fonctions écologiques sont invoquées, les résultats ne reflètent en aucun cas un portrait complet de la dynamique de population des poissons du Saint-Laurent. Il sera toujours difficile de prédire l'abondance des poissons car de nombreux facteurs confondants brouillent l'interprétation ou sont ardues à quantifier (par ex. surpêche, pertes d'habitats, interactions biologiques, impacts des rejets toxiques et de l'agriculture, etc.). Par contre, les valeurs des superficies des habitats potentiels qui ont été produites sont très précises et adéquates pour comparer des plans de régularisation. Il est vraisemblable que les résultats ou les outils développés ici soient utilisés ultérieurement pour mieux comprendre l'écosystème fluvial et en modéliser une partie.

La section 6 est une synthèse des recommandations, colligeant tous les éléments significatifs utilisables pour la régularisation du Saint-Laurent.

2. IMPACTS SUR LES HABITATS AMÉNAGÉS

2.1 INTRODUCTION

L'étude des facteurs qui influencent la chronologie de la migration et de la reproduction des poissons est nécessaire à la compréhension des stratégies du cycle vital des poissons (Brenkman *et al.* 2001) et aussi à une saine gestion de l'hydrologie des réservoirs hydroélectriques (Paragamian et Kruse 2001) et des pêcheries et des ensemencements (Merritt et Roberson 1986, Springborn *et al.* 1998). Ceci s'applique plus particulièrement à des systèmes hydriques fortement régulés, dans lesquels les phénomènes biologiques peuvent être sévèrement altérés par des interventions anthropiques (Farrell 2001, Paragamian et Kruse 2001). Il existe une littérature imposante concernant les facteurs environnementaux qui contrôlent la migration et la reproduction de plusieurs espèces de poissons (Jonsson 1991, Trépanier *et al.* 1996). Il a été rapporté que la température de l'eau, le débit, la phase lunaire et/ou la photopériode sont des variables susceptibles de contrôler la chronologie et l'intensité du mouvement des poissons (Witkowski et Kowalewski 1988, Jonsson 1991, Rodriguez-Ruiz et Granado-Lorencio 1992, Garrett et Bennett 1995, Brenkman *et al.* 2001, Paragamian et Kruse 2001). Pour sa part, la reproduction est influencée par une panoplie d'interactions entre des facteurs environnementaux, endocriniens et sociaux (Dabrowski *et al.* 1996). En zone tempérée, la température de l'eau et la photopériode sont considérées comme étant les principaux stimuli déclenchant la reproduction des poissons (Dabrowski *et al.* 1996).

Durant la période 1987-2001, 14 marais (2000 ha) ont été aménagés au lac Saint-Pierre pour les poissons et/ou la sauvagine dans le but de compenser des pertes d'habitat. Dans cette région, les marais aménagés représentent une portion non négligeable de la superficie totale des milieux humides, soit ~10 % de la plaine inondable lors des crues à récurrence de deux ans. Plusieurs études montrent que les marais aménagés constituent des sites de reproduction et d'alevinage productifs, particulièrement pour les espèces à fraye hâtive, dont le grand brochet et la perchaude (Mingelbier et Douguet 1999, Lepage et Lalumière 2003). Des résultats récents tendent à démontrer que la croissance des jeunes perchaudes de l'année dans les milieux aménagés est plus élevée que dans les milieux naturels, ce qui pourrait améliorer leur taux de survie et le succès de

reproduction (Glémet *et al.* 2003). La hausse printanière du niveau d'eau du fleuve Saint-Laurent permet généralement aux poissons de se rendre dans les marais aménagés et les caractéristiques spécifiques à cette crue se répercutent sur leur écologie. La durée et la chronologie de la crue influencent la longueur de la période d'accès pour les poissons alors que sa hauteur détermine la superficie d'habitat disponible. Des niveaux d'eau trop bas lors de la migration et de la reproduction empêcheraient les marais aménagés de jouer leur rôle compensatoire en bloquant l'accès des poissons à des habitats de qualité. La révision du plan de gestion de la Commission mixte internationale était une occasion unique de quantifier l'impact des variations hydrologiques sur les marais et de formuler des recommandations pour la régularisation du système lac Ontario - fleuve Saint-Laurent. Le grand brochet et la perchaude ont été retenus comme principales espèces indicatrices en raison de la coïncidence de leur période de reproduction avec la crue printanière et de l'utilisation de la plaine d'inondation comme habitat de fraye (Fortin *et al.* 1982; Craig 2000).

Les objectifs étaient (i) de quantifier l'accessibilité printanière des marais aménagés aux populations de poissons en fonction du niveau de l'eau du Saint-Laurent et (ii) de déterminer l'influence du niveau de l'eau et de la température sur la chronologie et la durée des processus biologiques (migration : toutes les espèces; reproduction : grand brochet et perchaude) dans les marais aménagés et naturels. Les résultats relatifs aux processus biologiques ont servi de base au développement du modèle des habitats de reproduction du grand brochet et de la perchaude qui a été appliqué à l'ensemble du système fluvial (voir section 3).

2.2 MÉTHODOLOGIE

2.2.1 Approche expérimentale

Accessibilité des aménagements. Les cotes d'opération, assurant le fonctionnement optimal de chaque aménagement, ont été colligées et associées à une superficie inondée. Les niveaux d'eau historiques du Saint-Laurent (1960-2002) ont été mis en relation avec les cotes d'opération dans le but de quantifier l'accessibilité des différents sites en terme de durée de contact et de superficie d'habitat disponible (indicateurs de l'accessibilité).

Processus biologiques. Des poissons ont été capturés et des mesures d'habitat ont été réalisées dans trois marais aménagés et deux marais naturels situés dans la région du lac Saint-Pierre. La chronologie de la migration et de la reproduction mesurée *in situ* a été exprimée en fonction du niveau et de la température de l'eau. Ces indicateurs biologiques, couplés aux indicateurs d'accessibilité, permettront de proposer des niveaux d'eau visant à optimiser la diversité et l'abondance des poissons dans les marais.

2.2.2 Sites à l'étude

La présente étude a été réalisée dans la région du lac Saint-Pierre, située sur le cours du fleuve Saint-Laurent. Le Saint-Laurent prend sa source à l'exutoire des Grands Lacs, au lac Ontario. Le débit à la sortie des Grands Lacs varie annuellement entre 6 000 et 9 000 m³/s, ce qui représente approximativement 60 % du débit entrant dans le lac Saint-Pierre au printemps (Morin *et al.* 2003). Le lac Saint-Pierre est un lac fluvial typique qui a été qualifié de réserve écologique de la biosphère par l'UNESCO. Il a une superficie d'environ 31 500 ha, une profondeur moyenne de 3,17 m au débit moyen et une imposante plaine d'inondation atteignant 14 000 ha durant cinq à neuf semaines lors des crues à récurrence de deux ans (Frenette *et al.* 2003, Lessard 1991). Le lac Saint-Pierre supporte plus de 40 espèces de poissons et sa communauté est dominée par la perchaude (La Violette *et al.* 2003).

Accessibilité des aménagements. Les marais aménagés situés dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre ont été considérés dans la présente étude (Tableau 1, figure 1). Ceux-ci présentent des fonctions très variées. Certains d'entre eux sont conçus et gérés pour les poissons, d'autres pour la sauvagine, d'autres encore ont des fonctions mixtes. Les marais dédiés uniquement à la sauvagine ne sont accessibles aux poissons que lors des crues exceptionnelles et leur gestion n'est pas adaptée à la faune ichtyenne. Dans la présente étude, seuls les marais aménagés situés dans la zone des crues à récurrence comprise entre 1 et 5 ans ont été considérés. Les sites localisés plus haut dans la plaine d'inondation sont dédiés uniquement à la sauvagine et leur gestion n'est pas adaptée à la faune ichtyologique.

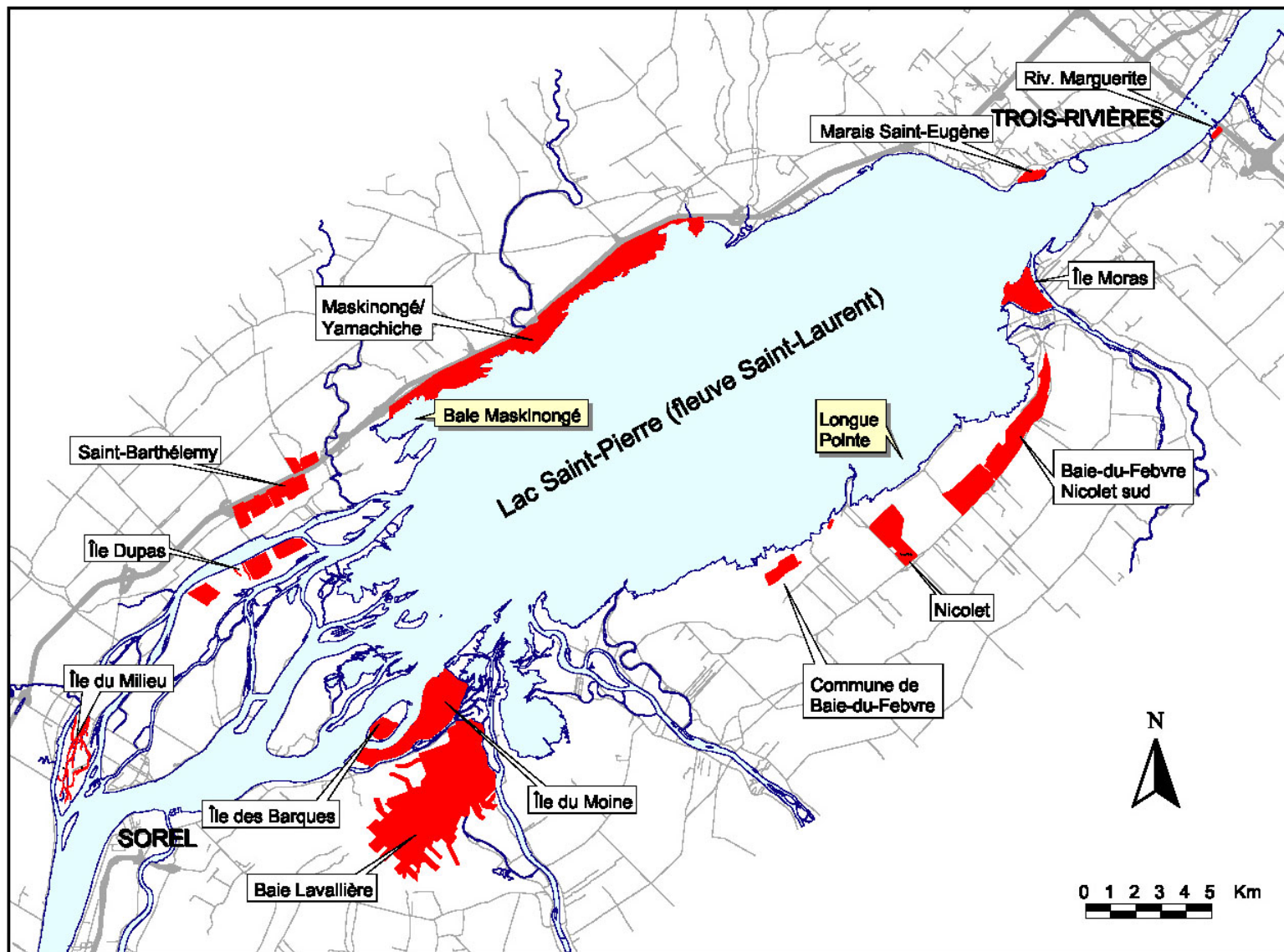


Figure 1. Localisation des marais aménagés au lac Saint-Pierre.

Tableau 1. Fonction des marais aménagés au lac Saint-Pierre et mode de contrôle du niveau d'eau.

Contrôle	Aménagement	Fonction
<i>Habitat exclusif au poisson</i>		
Non	Commune de Baie-du-Febvre (segment 4)	Fossés piscicoles
	Yamachiche	Fossés piscicoles
Oui	Rivière Marguerite	Fossés piscicoles
	Saint-Barthélemy (segment 4)	Marais endigué
<i>Habitat accessible à la sauvagine et aux poissons</i>		
Non	Étangs de Baie-du-Febvre	Étangs aménagés
	Île Moras	Étangs aménagés
	Louiseville (Porte de la Mauricie)	Îlots de nidification
	Maskinongé-Yamachiche	Îlots de nidification et étangs
Oui	Baie Lavallière	Marais endigué, îlots nidification
	Commune de Baie-du-Febvre (segments 2 et 3)	Rigoles et planches agricoles
	Île du Moine	Marais endigué
	Île Dupas (segment 1)	Rigoles et planches agricoles
	Marais Saint-Eugène	Marais endigué

Le niveau d'eau des marais aménagés peut être partiellement contrôlé ou en phase avec le Saint-Laurent. Les sites où le niveau d'eau est contrôlé sont entourés par des digues qui retiennent les eaux de la fonte des neiges, de la crue printanière et du ruissellement. Les ouvrages de contrôle permettent de maintenir un niveau d'eau stable et élevé dans le marais et de l'abaisser au moment opportun afin d'évacuer les poissons avant l'hiver suivant pour éviter une mortalité massive. Dans d'autres cas, les marais aménagés sont constitués par des fossés piscicoles ou des étangs qui ne présentent aucun ouvrage de contrôle (niveau en phase avec le Saint-Laurent). Plus de détails sur la gestion actuelle des aménagements sont disponibles dans Lepage et Lalumière (2003).

Processus biologiques. Au cours des saisons 2002 et 2003, la température de l'eau a été mesurée dans trois marais aménagés (marais Saint-Eugène (46°17'N, 72°39'O), segment 4 du complexe d'aménagement de Saint-Barthélemy (46°10'N, 73°00'O) et marais de l'Île du Moine (46°06'N, 72°57'O) et dans deux marais naturels situés au lac Saint-Pierre (Baie de Maskinongé (46°12'N, 72°58'O) et région de Longue Pointe (46°11'N, 72°45'O) (figure 1). Les processus biologiques (marais aménagés : chronologie de la migration chez toutes les espèces, chronologie de la reproduction chez le brochet et la perchaude; marais naturels : chronologie de

la migration et de la reproduction chez la perchaude) ont été mesurés dans les deux marais aménagés (2002 : Saint-Eugène et Saint-Barthélemy; 2003 : Saint-Barthélemy et Île du Moine) ainsi que dans les deux marais naturels.

2.2.3 Accessibilité des aménagements

2.1.1.1 2.2.3.1. *Cote d'élévation et superficie d'habitat*

Dans le but d'évaluer la sensibilité des marais aménagés aux variations des niveaux d'eau du Saint-Laurent, une caractérisation physique des sites a été réalisée. Pour ce faire, les informations du répertoire synthèse des aménagements fauniques de la plaine inondable du lac Saint-Pierre ont été mises à jour (Mingelbier et Douguet 1999). Les cotes d'opération assurant le fonctionnement optimal de chaque aménagement ont été colligées et associées à une superficie inondée.

Chaque site est caractérisé par deux cotes : une cote d'opération minimum (op_{min}) et une cote d'opération maximum (op_{max}). Les niveaux d'eau situés entre les cotes op_{min} et op_{max} permettent le fonctionnement optimal de l'aménagement. La cote op_{min} correspond au niveau d'eau au-dessus duquel un contact est établi entre le fleuve et le marais, rendant disponible un minimum de superficie favorable pour les poissons. Lorsque l'inondation atteint la cote op_{max} , la surface de milieu disponible dans le marais est à son maximum. Pour les marais qui ne présentent pas d'ouvrage de contrôle, les cotes op_{min} et op_{max} correspondent respectivement au niveau d'eau donnant accès à 80 % et 100 % de leur superficie totale. Les poissons ont accès au marais lorsque le niveau du fleuve est supérieur à la cote d' op_{min} .

2.1.1.2 2.2.3.2. *Analyse des niveaux d'eau historiques*

Une analyse des crues printanières historiques (1960-2003) visant à évaluer la sensibilité des marais aménagés aux différentes conditions hydrologiques observées suite à la régularisation du système lac Ontario – fleuve Saint-Laurent a été réalisée. Les niveaux d'eau historiques du Saint-Laurent mesurés à Sorel entre le 1^{er} mars et le 30 juin ont été mis en relation avec les cotes d'opération pour quantifier annuellement l'accessibilité des marais aménagés pour les poissons. Pour chaque année, les durées de contact et les superficies inondées correspondant aux niveaux d'eau mesurés ont été calculées. Étant donné que les marais aménagés sont situés à des altitudes différentes, il a été nécessaire de calculer un facteur de correction par rapport à une station de référence (Sorel). Ce facteur a été établi chaque jour à partir de la pente du niveau d'eau entre Sorel et Trois-Rivières et à partir de la distance du marais par rapport à la

station limnimétrique de Sorel (interpolation linéaire au centre du couloir fluvial entre Sorel et Trois-Rivières). À titre indicatif, les moyennes des facteurs de correction sont présentées au Tableau 2. Une fois la correction apportée, il devenait possible, à chaque jour et pour chaque aménagement, de savoir si le niveau du Saint-Laurent atteignait ou non la cote d' op_{min} .

De plus, la série de mesures à Sorel entre 1960 et 2001 a été analysée pour identifier le niveau d'eau maximum atteint durant 1, 3, 5, 7, 14, 21, 28, 35, 42, 49, 54 et 60 jours consécutifs et pour lui associer une récurrence (Log Pearson 3; 1, 2, 5, 10, 20, 50 et 100 ans). Ces derniers résultats ont été mis en relation avec la durée moyenne d'inondation des marais aménagés pour l'année 2002 et 2003.

Tableau 2. Facteur de correction moyen (1960-2001) entre le niveau d'eau mesuré à Sorel et les aménagements, ainsi que leur distance par rapport à la station de Sorel.

Aménagement	Distance à Sorel	Correction (m)
Île Dupas segment 1	10,6	-0,15
Baie Lavallière	12,0	-0,17
Île du Moine	12,6	-0,18
St-Barthélémy segment 4	13,1	-0,18
Louiseville (porte de la Mauricie)	25,1	-0,35
Maskinongé-Yamachiche	25,1	-0,35
Yamachiche	25,1	-0,35
Commune de Baie-du-Febvre segment 2	28,6	-0,40
segment 3	28,6	-0,40
segment 4	28,6	-0,40
Étangs de Baie-du-Febvre	28,6	-0,40
Ile Moras	43,1	-0,60
Marais Saint-Eugène	45,6	-0,64
Rivière Marguerite	52,6	-0,74

2.2.4 Processus biologiques

2.2.4.1 Échantillonnage des poissons et mesures abiotiques

Dans le but d'estimer les processus biologiques, un échantillonnage a eu lieu en milieu aménagé et naturel (marais aménagés : chronologie de la migration pour toutes les espèces; chronologie de reproduction pour le brochet et la perchaude; marais naturels : chronologie de migration et de reproduction pour la perchaude). Les pêches expérimentales en milieu aménagé ont été

réalisées au printemps dans les marais de Saint-Barthélemy (2002 et 2003), de Saint-Eugène (2002) et de l'Île du Moine (2003). L'échantillonnage s'est déroulé de la débâcle à la fin de la période d'accès des poissons aux aménagements. Des engins de pêche ont été installés entre le 4-11 avril et sont demeurés opérationnels jusqu'au 1-9 mai, selon le site et l'année. Une trappe Alaska (mailles étirées : 1,5 cm) a été positionnée au niveau du point de contact entre le marais aménagé et le fleuve de façon à déterminer la chronologie de la migration des poissons dans le marais. Puisqu'aucun contact entre le fleuve et le marais n'a été observé à l'Île du Moine en 2003, la trappe Alaska a été positionnée à l'extérieur de l'aménagement (côté fleuve), dans le panache d'eau s'écoulant de l'aménagement vers l'extérieur. Selon le site, entre 7 et 11 verveux (mailles étirées : 4,5 et 4,8 cm) ont été disposés aléatoirement dans le marais aménagé dans le but de suivre l'évolution de la maturité sexuelle du grand brochet et de la perchaude et d'évaluer la chronologie de la reproduction. Au marais Saint-Eugène, deux verveux ont été installés à l'extérieur de l'aménagement, avant et après la période de contact entre le fleuve et le marais afin de documenter le mouvement des poissons durant cette période (Saint-Eugène : 8-15 avril et 2-9 mai). Les engins de pêche ont été visités une fois par jour entre 9 h 00 et 10 h 00 jusqu'à la fin de la période de reproduction du grand brochet et de la perchaude, et ensuite aux deux ou trois jours. Tous les grands brochets et les perchaudes ont été pesés ($\pm 0,1$ g), mesurés ($\pm 0,1$ mm LT) et leur stade de maturité sexuelle a été évalué par pression abdominale et extrusion partielle des gamètes selon l'échelle de Nikolsky (Nikolsky 1963). Les perchaudes (LT supérieure à 125 mm) et les brochets étaient marqués à l'aide d'une étiquette à ancrage en T disposée sous la nageoire dorsale. Les grands brochets ont été anesthésiés avant les manipulations à l'aide d'une solution d'huile de clou de girofle à 0,005 %. Chez les espèces autres que le grand brochet et la perchaude, tous les individus ont été identifiés et 30 spécimens provenant d'un sous-échantillon aléatoire ont été mesurés et pesés à chaque jour. Après les manipulations, les poissons ont été relâchés dans l'aménagement, à au moins 200 m du lieu de capture.

Pour chaque marais naturel, le contenu de trois verveux de pêche commerciale (mailles étirées de 4,5 et 4,8 cm) choisis aléatoirement dans les sites de reproduction de la perchaude ont été analysés en 2002, à raison d'un site par jour. L'échantillonnage a débuté le 11 avril à Maskinongé et le 13 avril à Longue Pointe. Les perchaudes ont été dénombrées, mesurées et leur stade de maturité sexuelle a été évalué selon la méthode décrite précédemment.

La température de l'eau a été mesurée en milieu aménagé et naturel, du début avril à la fin juillet, à l'aide de deux thermographes (Minilog-T de Vemco; $\pm 0,1^{\circ}\text{C}$) par site. Les thermographes ont été protégés des radiations solaires directes et ont été placés à 0,2 m du fond, dans une colonne d'eau d'environ 1 m. Afin de respecter la gamme de profondeur choisie pour les mesures, les thermographes placés dans les marais naturels ont dû être déplacés régulièrement en raison des variations du niveau d'eau observées dans ce type de milieu.

2.2.4.2 *Structure des communautés*

Pour déterminer l'évolution de la diversité au sein de la communauté de poissons en migration dans le marais de Saint-Barthélemy (2002 et 2003) et de l'Île du Moine (2003), la richesse spécifique et l'indice de diversité de Shannon-Weiner ont été calculés pour chaque jour de suivi (Legendre et Legendre 1984). Il a été impossible de considérer l'évolution de la diversité au marais Saint-Eugène (2002) puisque de nombreux poissons ont échappé à la trappe Alaska qui constituait l'engin le moins sélectif.

2.2.4.3 *Chronologie et durée de la migration*

Afin d'évaluer la chronologie de la migration des grands brochets et des perchaudes, les prises par unité d'effort (PUE) des mâles et des femelles ont été estimées. À Saint-Barthélemy et l'Île du Moine, les PUE ont été calculées à partir des échantillons recueillis avec la trappe Alaska située à l'entrée de l'aménagement. À Saint-Eugène, les PUE moyennes ont été calculées à l'aide de tous les engins de pêche (incluant les engins installés à l'extérieur de l'aménagement) puisque de nombreux poissons ont échappé à la trappe Alaska. En milieu naturel, les PUE moyennes des trois verveux analysés quotidiennement ont été présentées mais n'ont fait l'objet d'aucune analyse statistique en raison de la faible fréquence d'échantillonnage.

Des régressions multiples ont été utilisées pour quantifier l'influence des variables environnementales sur la migration du grand brochet et de la perchaude entre le début des pêches et le maximum de la fraye (défini comme étant la date où 50 % des femelles se sont reproduites dans un site donné). Les PUE ont été exprimées en valeur quotidienne relative par rapport au maximum observé pour un site donné et ont été utilisées comme variable dépendante dans les modèles.

Dans une première série d'analyses, les variables indépendantes considérées étaient le sexe (S) et les valeurs moyennes journalières de la température de l'eau (T), du niveau d'eau du fleuve

(W; station limnimétrique de Sorel) et de la luminosité lunaire (L) estimée par l'équation suivante :

$$L = \left(\cos \left(2 \cdot \pi \cdot \frac{NJ}{29.53} \right) + 1 \right) \cdot (1-NE) \quad \text{eq. (1)}$$

où NJ représente le nombre de jours depuis la dernière pleine lune et NE la nébulosité moyenne durant les heures d'obscurité (estimée de façon horaire sur une échelle de 0 à 10 en fonction de la fraction du ciel qui est ennuagé et de l'opacité des nuages; Service météorologique du Canada). Les modèles ont également été estimés avec les valeurs journalières minimum et maximum de la température et du niveau d'eau sans amélioration du niveau de signification. Pour cette raison, seuls les résultats obtenus avec les valeurs moyennes ont été présentés.

Dans un deuxième temps, les analyses ont été réalisées en utilisant les variations quotidiennes de la température ($\Delta T = T_t - T_{t-1}$), du niveau d'eau ($W = W_t - W_{t-1}$) et de la luminosité ($\Delta L = L_t - L_{t-1}$) puisque les poissons sont susceptibles de répondre davantage à la variation des conditions environnementales plutôt qu'à de fortes valeurs absolues (Trépanier *et al.* 1996).

Troisièmement, les modèles (avec valeurs absolues et relatives) ont été estimés en introduisant un laps de temps de 1 et 2 jours entre les variables environnementales et les PUE afin de déterminer le délai avec la réponse des poissons.

Les régressions multiples ont été estimées sous la forme suivante, en incluant l'interaction entre chacune des variables :

$$PUE = c_0 + c_1 \cdot S + c_2 \cdot T + c_3 \cdot W + c_4 \cdot L + c_5 \cdot S \cdot T + c_6 \cdot S \cdot W + c_7 \cdot S \cdot L + c_8 \cdot T \cdot W + c_9 \cdot S \cdot T \cdot W \quad \text{eq. (7)}$$

Un modèle linéaire (GLM; ang; general linear model) avec autocorrélation du premier ordre (AR(1)) a été appliqué aux données afin de tenir compte de la dépendance des données recueillies au cours d'une série chronologique (Trépanier *et al.* 1996). Les variables indépendantes ont été centrées dans le but d'éviter la colinéarité dans les termes d'interaction et une transformation du type $\log(X+1)$ a été appliquée aux PUE afin de respecter les conditions de normalité et d'homoscédaticité. La signification statistique des coefficients des régressions a été testée selon une valeur de p de Bonferroni ajustée à 0,0056 (0,05/9).

Il était impossible d'inclure l'effet du site et de l'année puisqu'ils auraient été confondus en raison du changement des sites expérimentaux au cours de l'étude. Pour tester l'effet de l'année, les analyses ont été réalisées indépendamment pour 2002 et 2003. Pour tester l'effet du

site, le sexe (puisque non significatif dans tous les cas) a été remplacé par le site dans les analyses réalisées pour chacune des années. Une analyse globale utilisant les données des deux années a également été présentée.

2.2.4.4 *Chronologie et durée de la reproduction*

La chronologie de la reproduction a été estimée à partir des mesures quotidiennes de maturité sexuelle effectuées à l'intérieur des marais aménagés (brochet et perchaude) et naturels (perchaude). Dans le but de décrire l'influence de la température sur la chronologie de la reproduction, la proportion quotidienne de femelles qui se sont reproduites (% de femelles de stade 6 selon l'échelle de Nikolsky) a été mise en relation avec la température de l'eau. Les valeurs journalières de la température moyenne et maximum ainsi que les degrés-jours au dessus de 0 °C, 5 °C et 10 °C (calculés à partir de la température moyenne et maximum) ont été considérées. En zone tempérée, la température et la photopériode sont reconnues comme étant les principaux stimuli déclenchant la reproduction des poissons (Dabrowski *et al.* 1996). Puisque la photopériode est constante pour une date donnée, d'une année à l'autre, ce facteur ne peut expliquer les variations interannuelles dans la date de fraye. Cette variable n'a donc pas été considérée (Vollestad *et al.* 1986).

2.3 RÉSULTATS ET DISCUSSION

2.3.1 Accessibilité des aménagements

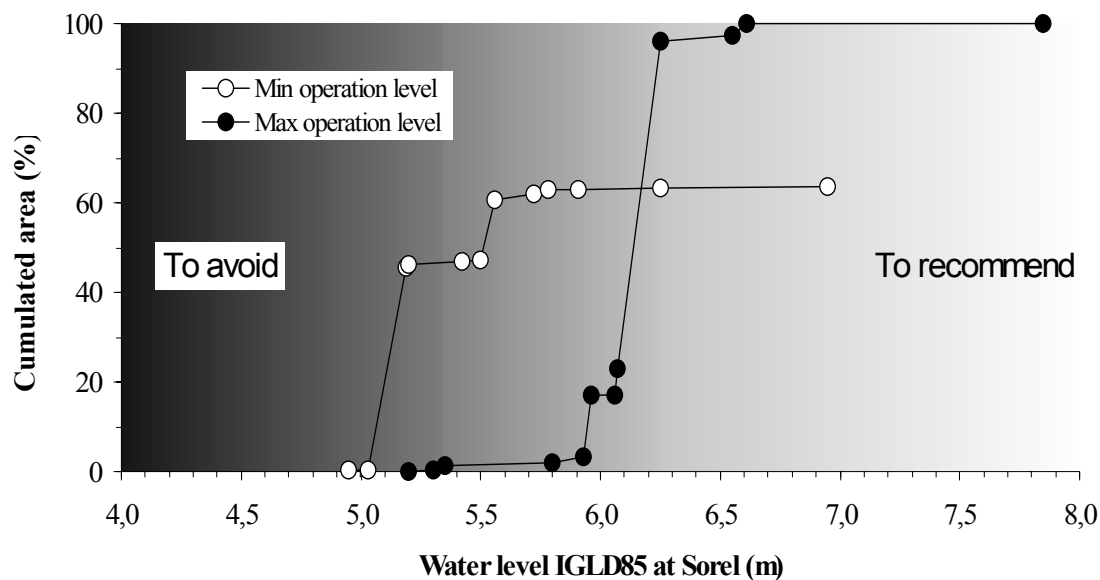
2.3.1.1 *Cote d'élévation et superficie d'habitat*

Les cotes d'opération des marais aménagés et les superficies accessibles aux poissons varient considérablement d'un site à l'autre (Tableau 3 et figure 2). Les cotes op_{min} varient entre 4,95 m et 6,95 m, les cotes op_{max} entre 5,20 m et 7,85 m et les superficies d'habitat entre 0,4 ha et 968,0 ha. En terme de superficie, les trois sites les plus importants sont la Baie Lavallière, l'Île du Moine et Saint-Barthélemy segment 4. À partir de la cote op_{min} , une augmentation du niveau de l'eau du fleuve provoque généralement une hausse de la superficie inondée dans le marais aménagé (Tableau 3 et figure 2). Pour assurer une mise en eau minimale, le niveau de l'eau du fleuve devrait atteindre la cote 5,6 m à Sorel, ce qui permettrait aux poissons d'avoir accès à 60 % (805,9 ha) de la superficie d'habitat potentielle. À l'opposé, un niveau d'eau > 6,7 m

Tableau 3. Cotes d'élévation des marais aménagés au lac Saint-Pierre telles que mesurées à la station de Sorel et superficies en eau correspondantes (n. d. = donnée non disponible).

Aménagement	Cote op_{min}		Cote op_{max}		
	Cote	Superficie	Cote	Superficie	
Baie Lavallière	5,19	600,0	6,25	968,0	
Commune de Baie-du-Febvre	segment 2	4,2	6,55	19,2	
	segment 3	5,50	3,2	5,80	11,1
	segment 4	5,03	0,9	5,20	1,2
Étangs de Baie-du-Febvre	4,95	2,3	5,30	2,8	
Île du Moine	5,56	180,0	5,96	180,0	
Île Dupas segment 1	5,78	14,7	5,93	17,5	
Île Moras	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	
Louiseville (porte de la Mauricie)	5,20	11,6	5,35	11,6	
Marais Saint-Eugène	5,72	15,1	6,61	33,3	
Maskinongé-Yamachiche	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	
Rivière Marguerite	5,91	0,9	6,06	0,9	
Saint-Barthélemy segment 4	5,42	8,0	6,07	80,0	
Yamachiche	6,95	0,4	7,85	0,5	
Total		841,3	1 326,1		

Figure 2. Superficie de marais aménagés accessible aux poissons en fonction des cotes d'opération.



Chaque point représente la cote d'un marais aménagé.

durant une longue période assurerait une superficie d'habitat maximale mais risquerait d'altérer le régime thermique et le succès de reproduction dans les marais aménagés. Ce point nécessiterait d'être documenté ultérieurement. Il a été rapporté chez le grand brochet qu'un refroidissement prolongé retarde et/ou prolonge la reproduction, ralentit l'incubation des œufs et diminue le succès d'éclosion (Fortin *et al.* 1982).

2.3.1.2 *Analyse des niveaux d'eau historiques*

Depuis 1960, la durée moyenne de l'accès printanier pour tous les aménagements a été de 43 ± 36 jours et elle a varié d'un site à l'autre en fonction de l'élévation du marais dans la plaine d'inondation (figure 3). Il existe effectivement une relation négative entre la durée d'accès pour la période 1960-2003 et l'élévation dans la plaine d'inondation (durée = $-41 \cdot \text{niveau Sorel} + 274$; $r^2 = 0,39$; $p < 0,001$; figure 3). En 2002, la durée du contact printanier pour toute la période d'étude (mars - juin) a été inférieure à la moyenne de la période 1960-2001 pour les marais les plus hauts dans la plaine d'inondation. Lorsqu'on exclut de l'analyse les niveaux d'eau mesurés en juin 2002, qui étaient anormalement élevés pour cette période de l'année (niveau moyen en juin : 4,89 m pour la période 1960-2001; 5,41 m en 2002), l'écart par rapport à la moyenne augmente considérablement pour les sites à basse élévation. La hauteur et la durée de la crue de 2002 ont donc été faibles pour les poissons qui frayent tôt au printemps, mais les hauts niveaux du mois de juin ont pu favoriser l'accès d'espèces frayant en eau chaude. Ces résultats soulignent l'importance de considérer l'élévation des sites dans la plaine d'inondation ainsi que la chronologie des processus biologiques pour estimer l'impact des niveaux d'eau du Saint-Laurent. En 2003, la faible crue printanière a eu des répercussions marquées sur tous les aménagements du lac Saint-Pierre, en bloquant l'accès à la majorité d'entre eux (figure 3).

Pour dresser un portrait de l'influence du niveau d'eau sur l'ensemble des sites aménagés au lac Saint-Pierre, les variations interannuelles de la durée de contact et de la superficie disponible ont été examinées pour la période 1960-2003. Trois périodes distinctes se dégagent de l'analyse historique (figure 4). Premièrement, le milieu des années 1960 a été caractérisé par de courtes durées de contact et des surfaces disponibles toujours inférieures à la superficie potentielle. La faible hydraulité mesurée en 1965 aurait empêché les poissons d'accéder aux marais aménagés du lac Saint-Pierre, entraînant une perte d'habitat potentiel estimée à 1 326,1 ha.

Historical mean flood duration for each managed marsh between 1960-2003

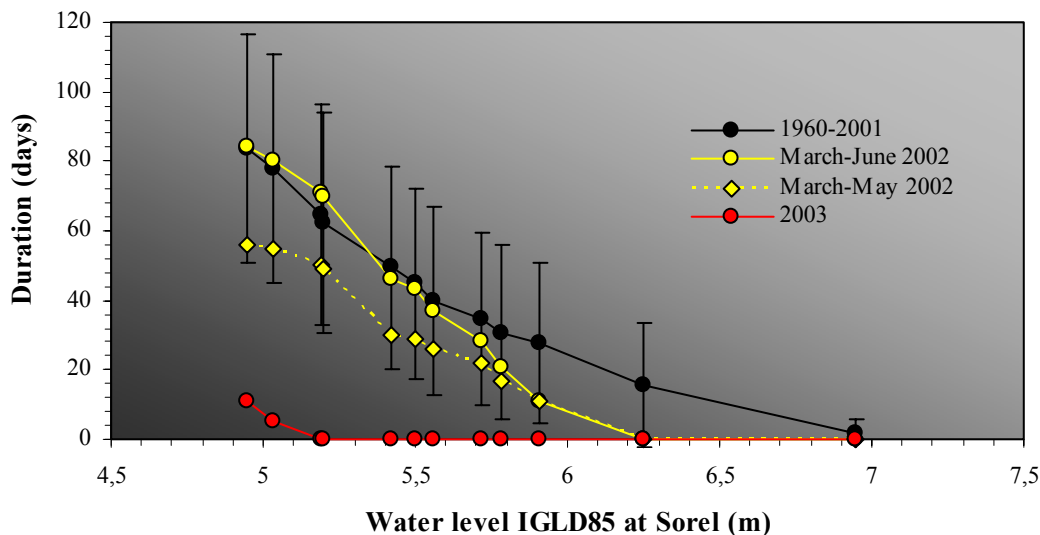


Figure 3. Durée de l'inondation printanière pour chaque marais aménagé, calculée pour la période 1960-2003.

Deuxièmement, à partir du début des années 1970, l'augmentation de la durée et de la hauteur des crues printanières a provoqué une hausse des durées de contact et des superficies disponibles pour les poissons. Les conditions hydrologiques seraient demeurées favorables jusqu'au milieu des années 1980. Troisièmement, une tendance à la baisse de la durée moyenne de l'accès aux aménagements ($1,3 \text{ jour} \cdot \text{année}^{-1}$) a été observée depuis 1975 (durée = $-1,3 \cdot \text{année} + 62,8$; $R^2 = 0,26$; $p < 0,01$). Même si le régime hydrologique du bassin Grands Lacs–Saint-Laurent montre une cyclicité d'environ 30 ans, il faut s'attendre dans un futur proche à observer une baisse des apports en eau reliée aux changements climatiques (Mortsch et Quinn 1996, Mingelbier *et al.* 2001), qui pourrait se traduire par une diminution de la diversité spécifique et de l'abondance totale des géniteurs dans les marais aménagés (voir plus loin).

Lors des pêches expérimentales en 2002, la hauteur de la crue n'a pas été suffisante pour rendre disponible toute la superficie potentiellement utilisable par les poissons (figure 4). Tout au plus 69 % de la surface d'habitat totale a été utilisée par les poissons. Les conditions hydrologiques ont également été défavorables à l'accessibilité des marais aménagés en 2003. Au même titre qu'en 1965, la faible amplitude de la crue printanière a entraîné une perte d'habitat potentiellement utilisable par les poissons évaluée à 1321,5 ha. Uniquement 0,3 % de

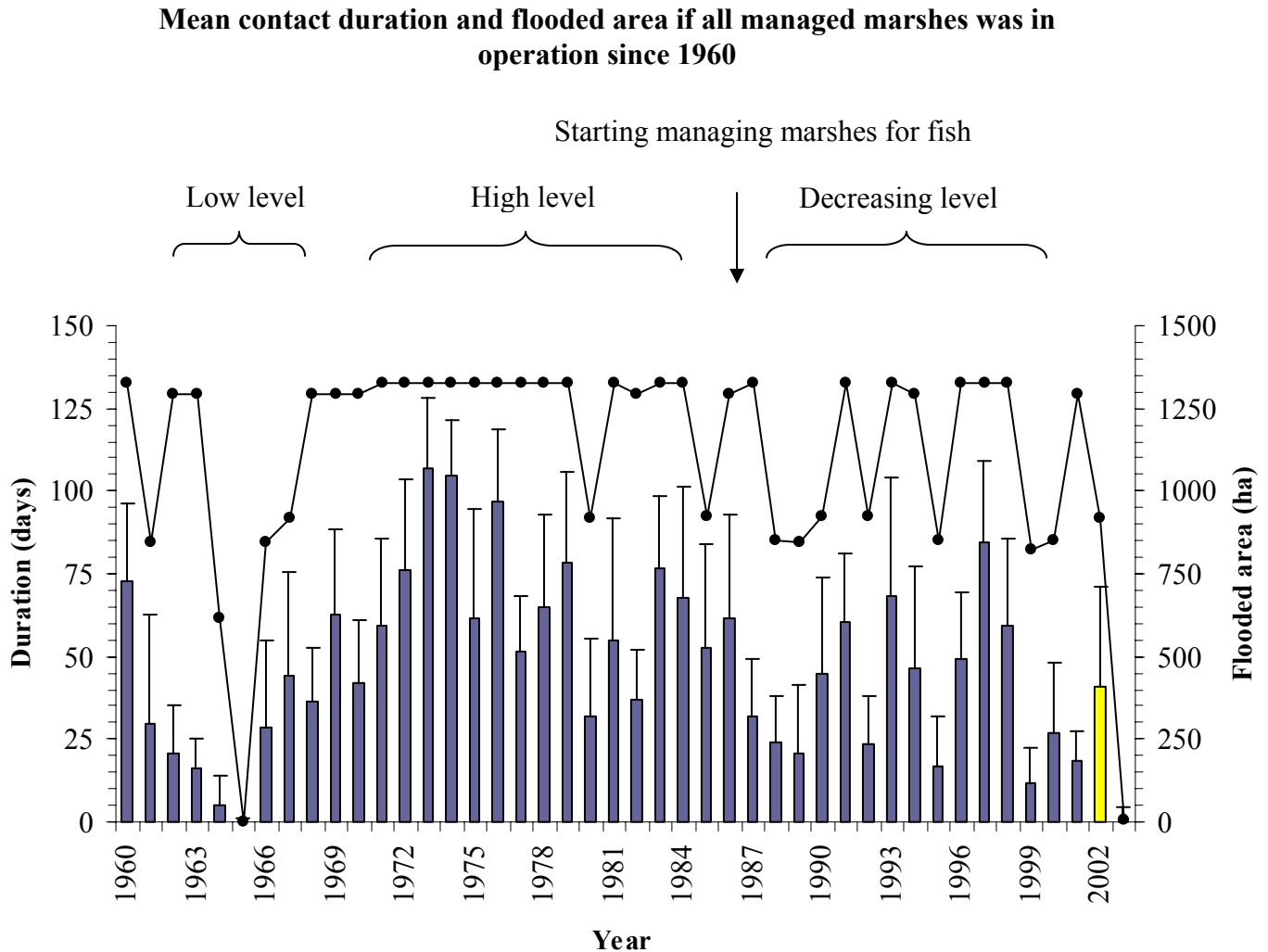


Figure 4. Durée de contact moyenne au printemps entre le fleuve et les marais aménagés (histogramme) et superficie (courbe) qui aurait été disponible annuellement si tous les marais aménagés au lac Saint-Pierre avaient été mis en opération en 1960.

la superficie potentielle a été accessible pour les poissons durant une très courte période variant entre 5 et 11 jours selon le site (figure 4).

La durée de l'accès peut également être exprimée en terme de récurrence (figure 5). Une inondation de 30 jours à la cote 5,6 m à Sorel (maxima consécutifs), qui permettrait aux poissons d'avoir accès à une portion significative de la superficie aménagée, survient au moins une fois tous les deux ans. De plus, il est rare que les niveaux dépassent la cote maximum de 6,7 m (récurrence 5-10 ans). Ces derniers résultats montrent un portrait plutôt encourageant quant à la fréquence de l'accès des poissons aux marais aménagés depuis le début de la régularisation. Cependant, on doit garder en tête qu'une tendance à la baisse de la durée d'accès a été observée depuis 1975, tendance qui s'est particulièrement fait sentir durant les

deux dernières années. En 2002 et 2003, les crues printanières ont été inférieures à la récurrence deux ans.

Il est important de considérer avec précaution les résultats présentés dans cette section du document puisqu'ils correspondent à des potentiels calculés et qu'ils ne tiennent compte d'aucune considération biologique. Par exemple, une durée d'accès prolongée, mais non synchrone avec la migration de certaines espèces pourrait s'avérer très défavorable. Ces estimations de la durée d'accès et de la superficie disponible sont donc très conservatrices.

Consecutive maxima (Log Pearson 3) during the spring time at Sorel (1960-2003)



Figure 5. Maxima consécutifs mesurés au printemps (1^{er} mars au 30 juin) à Sorel entre 1960 et 2001. Les récurrences 1, 2, 5, 10, 20, 50 et 100 ans ainsi que les données de 2002 (jaune) et 2003 (rouge) ont également été représentées.

2.3.2 Processus biologiques

2.3.2.1 Structure des communautés

Du début avril au début mai 2002 et 2003, 37 espèces de poissons ont été répertoriées dont 11 (30 %) étaient communes à tous les sites durant les deux années (Tableau 4). La Violette *et al.* (2003) rapportent une diversité variant entre 16 et 38 espèces de poissons pour les différentes régions naturelles du lac Saint-Pierre et de son archipel. Ces résultats suggèrent qu'une portion non négligeable de la communauté de poissons locale utilise les marais aménagés. En général, les espèces les mieux représentées dans les pêches sont reconnues pour compléter une portion

de leur cycle vital (reproduction, alevinage et/ou alimentation; Scott et Crossman 1974) à l'intérieur des milieux humides (Tableau 4). Les espèces les plus abondantes dans les trois sites durant les deux années étaient le méné d'argent, la perchaude, la barbotte brune, le méné jaune, le queue à tache noire et le grand brochet.

Le niveau d'équilibre entre les espèces au sein de la communauté en migration dans les aménagements, comme en témoigne l'indice de Shannon-Weiner, a montré une grande variabilité en fonction du temps au cours des deux années d'étude (figure 6a). Ce résultat reflète le caractère séquentiel du mouvement des différentes espèces vers la plaine d'inondation. À l'opposé, l'équilibre à l'intérieur même des sites d'étude a montré une certaine stabilité tout au long du suivi, mises à part deux diminutions prononcées observées en 2003, qui sont attribuables à la migration massive du méné d'argent et de la perchaude au marais de Saint-Barthélemy et de l'Île du Moine respectivement (figure 6b). Cette stabilité indique que les espèces qui migrent tôt au début de la période d'accès (surtout perchaude, grand brochet et cyprinidés; données non présentées) sont celles qui fixent le niveau d'équilibre en dominant la communauté.

La richesse spécifique à l'intérieur des marais à l'étude a augmenté au cours des 20 premiers jours d'accès (18-20 jours selon le site et l'année; figure 6b) pour ensuite se stabiliser. Ce patron résulte de la réponse des différentes espèces à la température de l'eau. En effet, il existe une relation significative entre la richesse spécifique au sein de la communauté en migration vers la plaine d'inondation et les degrés-jours de l'eau (température moyenne de l'eau > 0 °C) ($p < 0,05$; figure 7). On remarque que la richesse spécifique augmente annuellement jusqu'à l'accumulation de 75-100 degrés-jours et diminue ensuite graduellement (figure 7). L'augmentation de la richesse spécifique dans les marais aménagés en fonction du temps s'expliquerait donc par le maintien de l'accès au cours de la séquence de migration des différentes espèces vers la plaine d'inondation. Il importe de mentionner qu'un contact plus long entre le fleuve et les sites expérimentaux aurait sans doute permis une migration plus importante d'espèces qui migrent généralement à des températures plus élevées, au mois de mai (c.-à-d. achigan à grande bouche, crapet-soleil et barbotte brune; Massé *et al.* 1988). Les relations établies avec la température ne sont applicables qu'à la première période de migration généralement observée en avril.

Tableau 4. Nombre d'individus et date de la première capture dans les marais aménagés de Saint-Barthélemy, Saint-Eugène et l'Île du Moine aux printemps 2002 et 2003.

Espèces	Saint-Barthélemy				St-Eugène		Île du Moine	
	2002		2003		2002	2003		
	n	Date	n	Date	n	n	Date	
Barbotte brune	1 909	04 avril	932	11 avril	606	788	12 avril	
Carpe allemande	55	04 avril	1	26 avril	2	2	13 avril	
Crapet-soleil	30	04 avril	8	13 avril	2	3	16 avril	
Grand brochet	127	04 avril	140	12 avril	82	252	11 avril	
Méné d'argent	3 919	04 avril	49 548	11 avril	7	21 687	16 avril	
Méné d'herbe	104	04 avril						
Méné émeraude	59	04 avril	4	27 avril	6	47	26 avril	
Meunier noir	81	04 avril	62	4 avril	7	6	16 avril	
Perchaude	1 408	04 avril	1 366	4 avril	673	11 153	11 avril	
Umbre de vase	30	04 avril	147	4 avril	4	39	16 avril	
Fondule barré	12	05 avril						
Méné jaune	104	05 avril	438	4 avril	39	997	15 avril	
Queue à tache noire	207	05 avril	429	11 avril	4	13	25 avril	
Épinoche à cinq épines	58	12 avril			11			
Lamproie argentée	5	14 avril				1	23 avril	
Omisco	18	14 avril	44	23 avril		6	24 avril	
Lotte	7	15 avril			1			
Marigane noire	9	15 avril			5	4	15 avril	
Doré jaune	23	16 avril						
Naseux de rapides	1	16 avril						
Crayon d'argent	3	17 avril			1			
Chat-fou brun	4	19 avril	7	27 avril	8	2	01 juin	
Couette	9	19 avril			1			
Barbue de rivière	3	20 avril						
Meunier rouge	1	20 avril			1			
Suceur blanc	3	20 avril			2			
Malachigan	1	22 avril						
Poisson-castor	5	22 avril			10	95	15 avril	
Achigan à grande bouche					1			
Brochet d'Amérique					1			
Crapet de roche					6	2	15 avril	
Doré noir					1			
Méné laiton					2			
Méné pâle					1			
Ouitouche					65			
Achigan à petite bouche						1	30 avril	
Laquaiche argentée						1	13 avril	
Total	8 195		5 3126		1 549	3 5099		

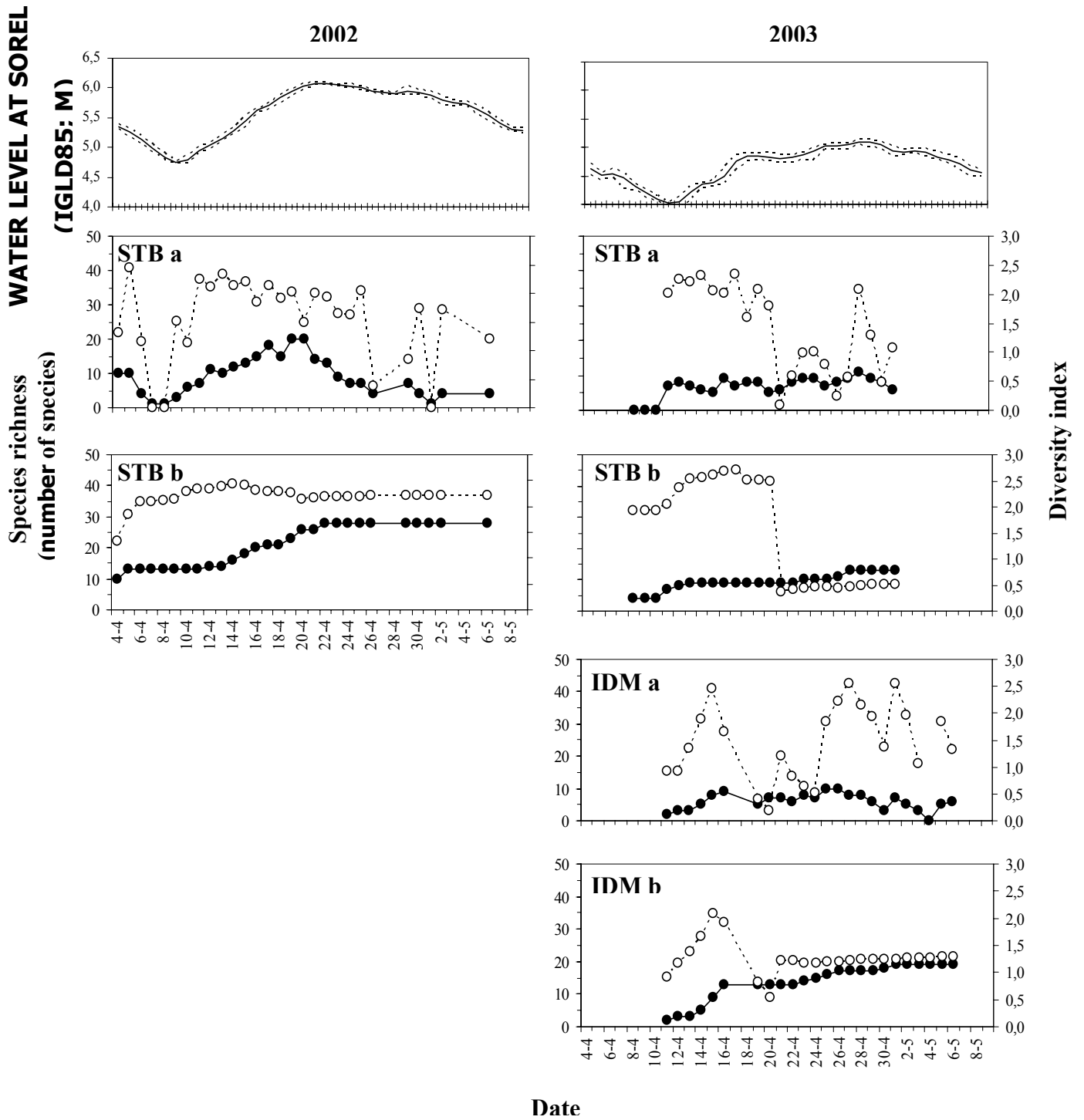


Figure 6. Variation quotidienne du nombre d'espèces (trait plein) et de l'indice de diversité de Shannon-Weiner (trait pointillé) au sein de la communauté de poissons en migration (a) et déjà présente (b) dans deux marais aménagés (Saint-Barthélemy : STB; Île du Moine : IDM) au printemps 2002.et 2003.

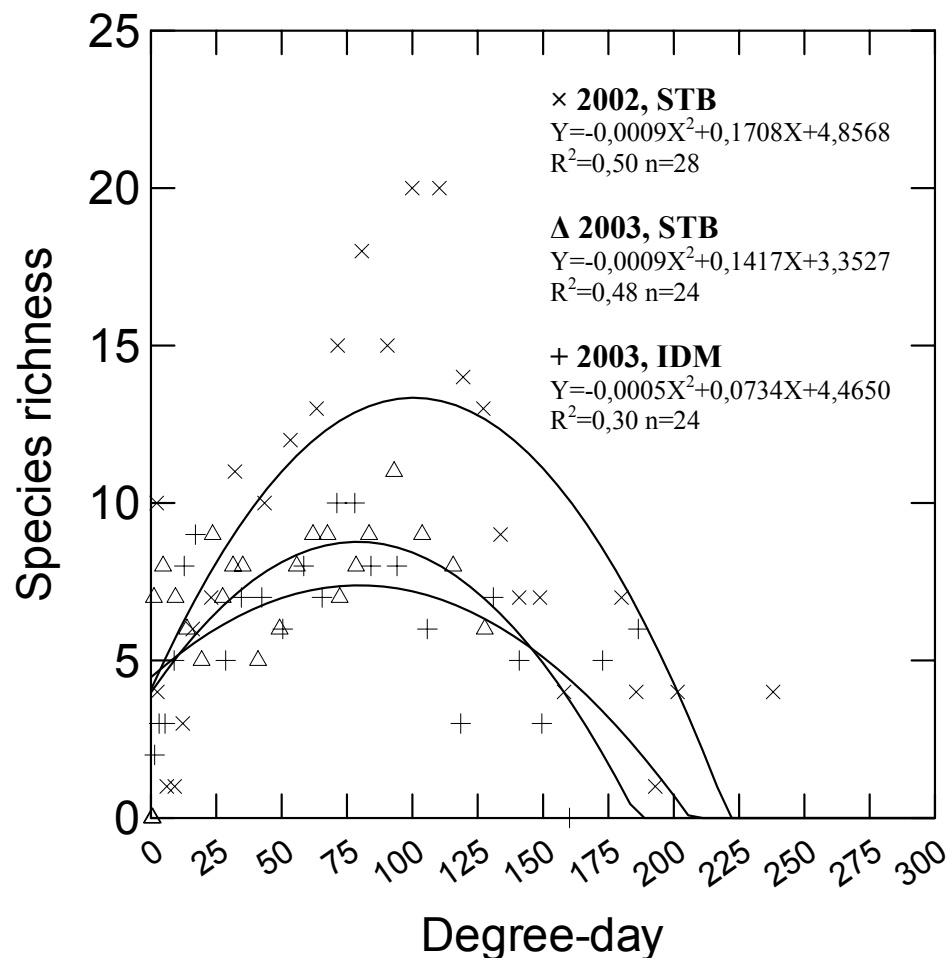


Figure 7. Richesse spécifique au sein de la communauté en migration dans deux marais aménagés (Saint-Barthélemy : STB; Île du Moine : IDM) en fonction des degrés-jours de l'eau (température moy > 0 °C) au cours du printemps 2002 et 2003.

En 2002, 28 et 27 espèces de poissons ont été répertoriées dans les deux sites d'étude comparativement à 13 et 19 en 2003, ce qui représente une diminution de 54 % pour le marais de Saint-Barthélemy (figure 6b). Cette variation interannuelle de la diversité de poissons pourrait s'expliquer par la hauteur plus importante de la crue en 2002. Il existe effectivement une relation positive entre le nombre d'espèces présentes dans les marais et le niveau d'eau du fleuve ($p < 0,001$; figure 8). Malgré l'absence de relation causale entre les deux variables, ce résultat suggère que le niveau d'eau pourrait agir comme un stimuli à la migration des poissons vers la plaine d'inondation. La durée de la période d'accès ainsi que la hauteur de la crue ont donc une importance particulière pour assurer une richesse spécifique optimale dans les marais aménagés.

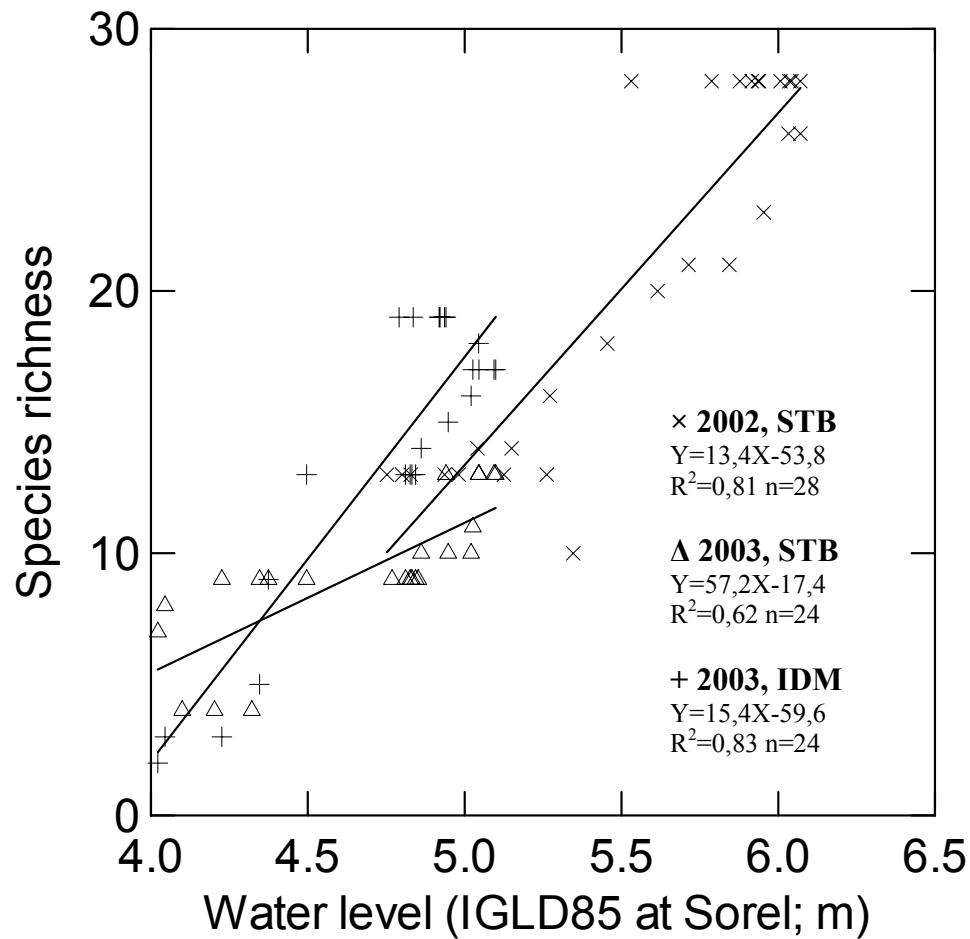


Figure 8. Richesse spécifique au sein de la communauté présente dans deux marais aménagés (Saint-Barthélemy : STB; Île du Moine : IDM) en fonction du niveau d'eau du Saint-Laurent au cours du printemps 2002 et 2003.

2.3.2.2 *Chronologie de la migration*

Les conditions hydrologiques et thermiques ont été relativement différentes au cours des deux années d'étude (figure 9). En 2003, la hauteur de la crue et son taux d'augmentation ont été beaucoup plus faibles qu'en 2002, malgré que la date du début de la crue ait été similaire entre les deux années. Pour sa part, la température de l'eau a augmenté plus rapidement en 2002 qu'en 2003. Ces conditions ont entraîné des modifications dans la chronologie de la migration du grand brochet et de la perchaude.

Grand brochet. L'évolution temporelle des PUE révèle que la migration du brochet s'est produite entre la débâcle, qui a résulté en une augmentation de la température moyenne de l'eau au dessus de $2,5 \pm 0,8$ °C (max : $4,8 \pm 2,7$ °C), et le maximum de la reproduction, qui s'est produit à une température moyenne de $8,7 \pm 1,8$ °C (max : $11,2 \pm 2,5$ °C; figure 9). Le début de la migration a été observé environ une semaine plus tard en 2003 qu'en 2002, résultat qui s'expliquerait par des températures plus faibles et une débâcle plus tardive en 2003. L'examen visuel des données révèle également qu'un retard dans le déclenchement de la reproduction, tel qu'observé en 2003, influence la durée de la période principale de migration (2002 : 8 ± 6 jours; 2003 : 16 ± 1 jour; figure 9). La durée de la migration ainsi que la température de l'eau à laquelle elle se produit sont très similaires à ce qui est présenté dans la littérature. On rapporte que la migration survient à des températures inférieures à 8 °C (voir rétrospective de littérature dans Brodeur *et al.* 2004b) et Massé *et al.* (1991) révèlent que durant deux années consécutives, plus de 70 % des géniteurs ont accédé à la frayère de la rivière aux Pins (tributaire du Saint-Laurent) en 8 et 12 jours après le début de la crue printanière. Franklin et Smith (1963) mentionnent que la majeure partie de la migration s'effectue en moins d'une semaine si aucune baisse soudaine de la température n'est observée.

Les régressions multiples révèlent que le sexe et le site ($p > 0,0056$; données non présentées) n'avaient pas d'effet significatif sur les PUE du brochet, ce qui témoigne de la similarité des patrons de migration dans l'espace et entre les sexes (Tableau 5). La luminosité lunaire (valeur absolue et variation journalière) de même que les valeurs absolues de niveau d'eau et de température n'avaient pas d'effet significatif sur les PUE. Les variations journalières du niveau d'eau du fleuve ainsi que l'interaction entre les variations du niveau et de la température avaient un effet positif sur la migration du grand brochet, effet qui n'a vraisemblablement été ressenti qu'en 2002 (Tableau 5). Avec un laps de temps d'une journée entre les variables environnementales et la migration, un effet négatif de l'interaction entre les variations du niveau

d'eau et de la température sur les PUE a été observé en 2002. Avec un laps de deux jours, il n'y avait pas d'amélioration marquée des modèles, comme en témoignent les coefficients de détermination. L'intensité des mouvements du grand brochet dépend donc de l'effet combiné des variations du niveau d'eau et de la température et ce, uniquement les années où de fortes augmentations sont enregistrées. En absence de telles augmentations, comme observé en 2003, la migration débuterait au moment de la débâcle et s'effectuerait jusqu'au maximum de la reproduction, sans patron clair quant aux variables environnementales considérées dans la présente étude. D'après le nombre de géniteurs capturés au marais Saint-Barthélemy, qui était similaire entre les deux années d'étude et même légèrement supérieur en 2003 dans le cas du brochet, l'absence de patron de migration n'aurait pas d'impact sur le nombre total de géniteurs d'un site donné, à condition qu'un contact soit établi entre le fleuve et le marais durant toute la période de migration, comme ce fut le cas à Saint-Barthélemy en raison de l'ouverture des structures de contrôle pour les fins de l'étude (tableau 4). En absence de contact entre le fleuve et le marais, comme ce fut le cas durant tout le printemps 2003 au marais de l'Île du Moine, l'accès aux habitats de qualité devient impossible pour un nombre important de géniteurs (250 brochets et 11 153 perchaudes; Tableau 4).

Une analyse de l'influence de plusieurs variables hydrologiques et climatiques sur la migration du grand brochet à la rivière aux Pins a été réalisée lors d'une période de niveaux d'eau élevés (1975 et 1976; Massé *et al.* 1991). Même si cette dernière étude n'a permis de documenter qu'une faible proportion du processus de migration, c'est-à-dire chez seulement 30 % de la quantité totale de géniteurs ayant migré dans le site d'étude, la hausse du niveau d'eau semblait constituer un déterminant majeur de la montaison vers la frayère. Dans les analyses qui concernent la migration, la photopériode n'a pas été incluse puisque cette dernière est constante pour une journée donnée, d'une année à l'autre. Ce facteur ne peut donc pas expliquer les variations interannuelles dans la chronologie de la migration (Vollestad *et al.* 1986).

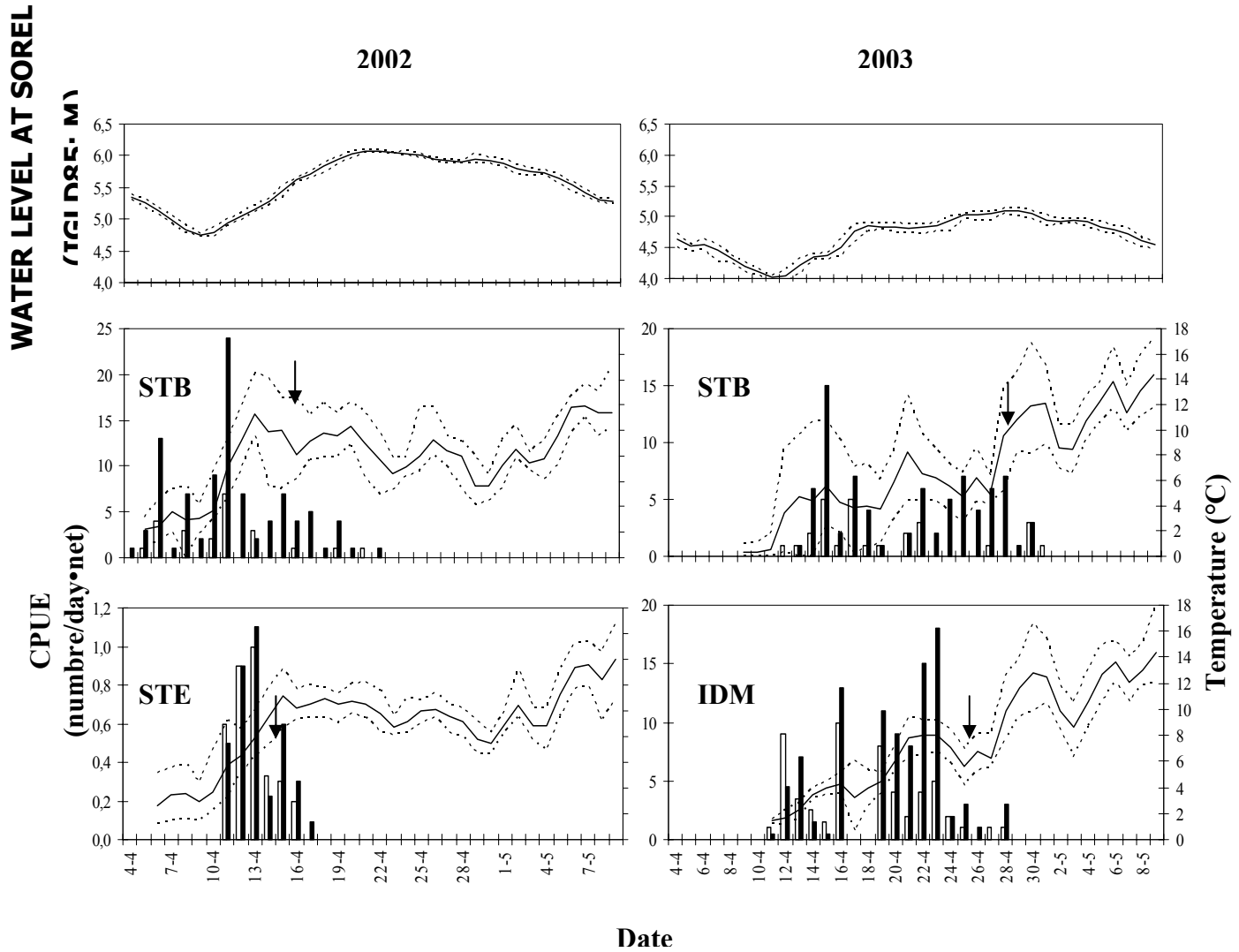


Figure 9. Prises par unité d'effort des grands brochets mâles (blanc) et femelles (noir) dans trois marais aménagés (Saint-Barthélemy : STB; Saint-Eugène : STE; Île du Moine : IDM) durant le printemps 2002 et 2003. Les dates du maximum de la reproduction (flèche) ainsi que les valeurs maximum, minimum et moyenne du niveau d'eau du Saint-Laurent et la température de l'eau ont été représentées.

Tableau 5. Coefficient des régressions multiples entre les PUE du grand brochet, le sexe et les variables environnementales (valeurs absolues et variation journalière) au printemps 2002 et 2003 (sans délai et avec délai de un et deux jours entre les variables environnementales et les PUE). Les coefficients d'autocorrélation du premier ordre (AR(1)) et de détermination (R^2) sont également présentés. Les valeurs en gras sont significatives selon une valeur de p ajustée de Bonferroni.

Variables indépendantes	Pas de délai			Délai d'un jour			Délai de deux jours		
	2002-2003	2002	2003	2002-2003	2002	2003	2002-2003	2002	2003
Origine	1,248	1,293	1,343	1,259	1,232	1,131	1,272	1,063	1,405
Sexe (S)	-0,022	0,084	-0,098	0,092	0,143	0,178	0,115	0,218	0,030
Température (T)	0,071	-0,099	0,061	0,074	0,010	0,216	0,044	-0,032	0,062
Niveau d'eau (W)	-0,230	2,848	-0,546	-0,635	0,188	-0,789	-1,046	0,281	-1,292
Luminosité lune (L)	0,092	-2,766	0,144	0,093	0,223	0,040	-0,048	-0,468	0,018
S · T	0,002	-0,040	0,014	0,007	-0,035	-0,069	0,058	0,055	0,118
S · W	0,594	0,834	0,822	0,334	1,147	0,428	0,362	0,683	0,310
S · L	0,012	-0,578	0,028	-0,161	-1,149	-0,125	-0,056	0,411	-0,068
T · W	-0,246	-0,740	-0,321	-0,224	-0,228	0,138	-0,281	0,471	-0,462
S · T · W	0,164	0,077	0,229	0,002	0,004	-0,181	0,095	0,393	0,192
AR(1)	0,691	0,381	0,536	0,265	0,287	0,578	0,200	0,195	0,306
R^2	0,208	0,316	0,275	0,172	0,025	0,170	0,222	0,111	0,052
n	97	27	61	89	23	57	81	19	53
Origine	1,080	0,948	1,112	1,191	1,364	1,121	1,209	1,259	1,252
Sexe (S)	0,073	0,160	0,095	0,084	0,118	0,043	0,121	0,311	0,071
Δ Température (ΔT)	-0,047	-0,247	-0,045	0,171	0,353	0,165	0,070	-0,441	0,186
Δ Niveau d'eau (ΔW)	3,306	5,734	2,888	1,367	-1,118	1,924	0,673	5,791	1,791
Δ Luminosité lune (ΔL)	0,035	1,888	0,016	-0,184	-1,307	-0,188	-0,101	1,713	-0,188
S · ΔT	0,045	0,001	0,073	-0,084	-0,148	-0,111	0,067	0,033	0,065
S · ΔW	0,342	0,053	0,002	1,499	3,134	0,358	0,222	0,018	-0,105
S · ΔL	-0,043	-0,568	0,004	-0,175	0,378	-0,173	-0,183	-1,105	-0,160
$\Delta T \cdot \Delta W$	2,231	4,070	0,679	-3,071	-4,336	-2,604	1,192	2,928	1,542
S · $\Delta T \cdot \Delta W$	-1,181	-1,676	0,376	0,935	1,765	-0,229	-1,071	-2,425	-0,730
AR(1)	0,500	0,505	0,527	0,462	0,657	0,365	0,316	0,342	0,275
R^2	0,111	0,270	0,078	0,361	0,484	0,336	0,095	0,370	0,398
n	91	25	57	83	21	53	75	17	49

Perchaude. L'évolution temporelle des PUE révèle que la migration de la perchaude a succédé à celle du brochet (figures 9 et 10). Le début de la migration a été observé lorsque la température moyenne de l'eau était de $4,6 \pm 0,9$ °C (max : $7,8 \pm 2,1$ °C). Une diminution du nombre de poissons en migration est survenue après le maximum de la reproduction, alors que la température moyenne était de $10,8 \pm 1,4$ °C (max : $13,5 \pm 2,5$ °C) (figure 10). L'examen visuel des données révèle également qu'un retard dans le déclenchement de la reproduction, tel qu'observé en 2003, influence la durée de la période principale de migration (2002 : 9 ± 2 jours; 2003 : 16 ± 1 jours; figure 10). Le processus de la migration n'a pu être documenté en entier en milieu naturel (Maskinongé et Longue Pointe situés au lac Saint-Pierre) en raison du début tardif de l'échantillonnage et de sa faible fréquence. Cependant, les données disponibles permettent de confirmer que le début de la migration s'effectue à des températures inférieures à 13,0 °C (Maskinongé : 12,6 °C; Longue Pointe : 12,4 °C) (figure 10). Selon Craig (2000) et Thorpe (1977), les migrations de fraye de la perchaude, entre les habitats d'hivernation en eau profonde et des sites de fraye en eau peu profonde, surviennent seulement quelques jours avant la reproduction. La température à laquelle ces mouvements sont initiés et leur durée sont cependant très peu documentées dans la littérature.

Les régressions multiples révèlent que le sexe et le site ($p > 0,0056$; données non présentées) n'avaient pas d'effet significatif sur les PUE de la perchaude, ce qui témoigne de la similarité des patrons de migration dans l'espace et entre les sexes (Tableau 6). La luminosité lunaire (valeur absolue et variation journalière) de même que les valeurs absolues et les variations journalières de la température n'avaient pas d'effet significatif sur les PUE. Les valeurs absolues du niveau ainsi que l'interaction entre le niveau et la température avaient une influence sur la migration qui est difficilement interprétable en raison de l'absence de patron claire quant à l'influence de l'année et du délai de réponse par rapport à ces effets. Les variations journalières du niveau d'eau avaient une influence sur la migration et ce, jusqu'à deux jours après. Comme dans le cas du grand brochet, l'effet des variations du niveau n'a été observé qu'en 2002, alors que l'augmentation lors de la crue avait été plus rapide. L'intensité des mouvements de la perchaude dépend donc de l'effet des variations du niveau d'eau et ce, uniquement les années où de fortes augmentations sont enregistrées. En absence de telles augmentations, comme observé en 2003, la migration débiterait au moment où la température moyenne de l'eau atteint $4,6 \pm 0,9$ °C

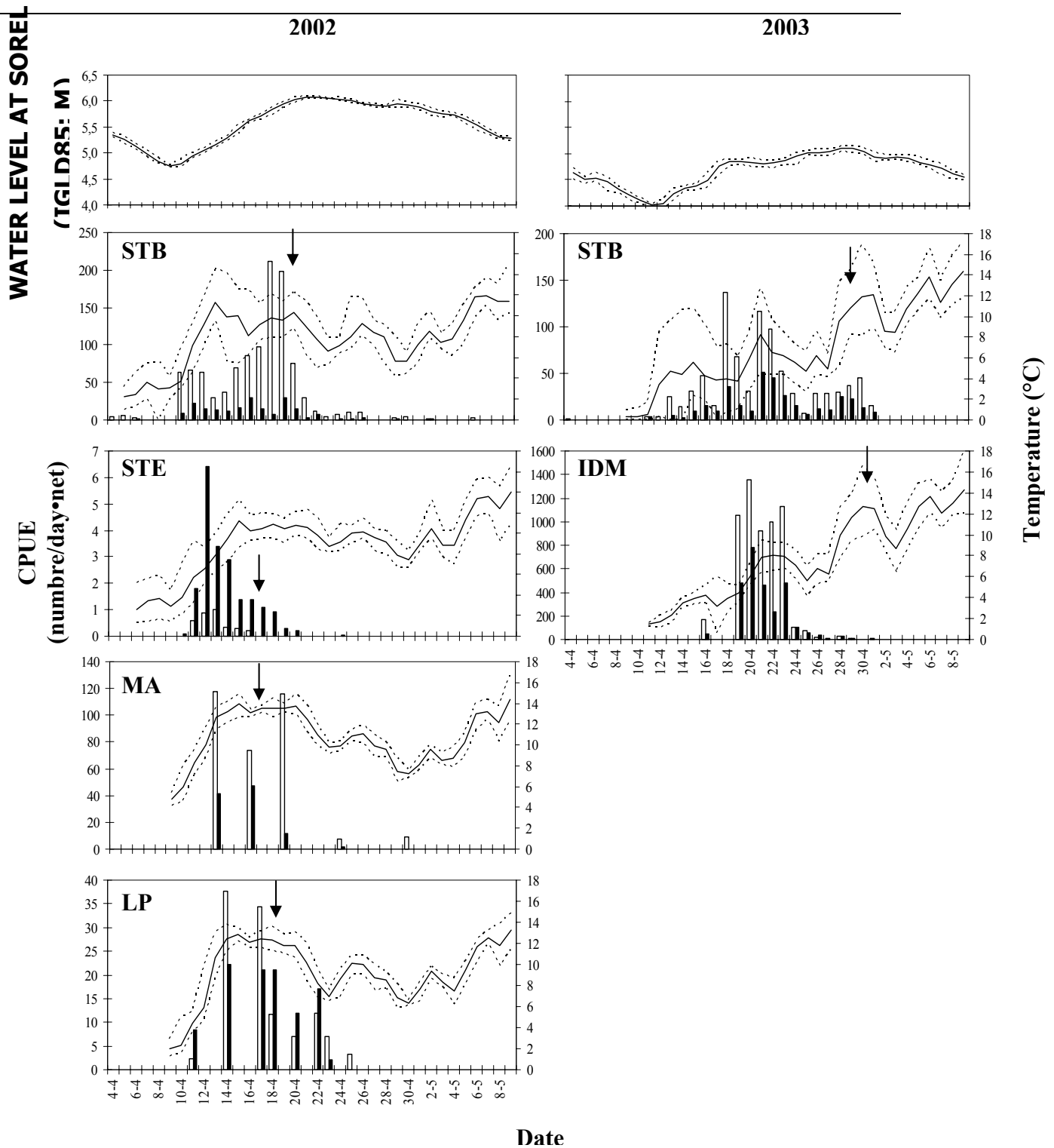


Figure 10. Prises par unité d'effort des perchaudes mâles (blanc) et femelles (noir) dans trois marais aménagés (Saint-Barthélemy : STB; Saint-Eugène : STE; Île du Moine : IDM) et deux marais naturels (Maskinongé : MA; Longue Pointe : LP) durant le printemps 2002 et 2003. Les dates du maximum de la reproduction (flèche) ainsi que les valeurs maximum, minimum et moyenne du niveau d'eau du Saint-Laurent et la température de l'eau ont été représentées.

Tableau 6. Coefficient des régressions multiples entre les PUE de la perchaude, le sexe et les variables environnementales (valeurs absolues et variation journalière) au printemps 2002 et 2003 (sans délai et avec délai de un et deux jours entre les variables environnementales et les PUE). Les coefficients d'autocorrélation du premier ordre (AR(1)) et de détermination (R^2) sont également présentés. Les valeurs en gras sont significatives selon une valeur de p ajustée de Bonferroni.

Variables indépendantes	Pas de délai			Délai d'un jour			Délai de deux jours		
	2002-2003	2002	2003	2002-2003	2002	2003	2002-2003	2002	2003
Origine	1,151	1,386	0,755	1,218	1,237	1,249	1,201	1,193	1,186
Sexe (S)	-0,146	-0,051	-0,538	-0,075	0,031	-0,068	-0,129	-0,084	-0,177
Température (T)	0,044	0,041	0,044	0,054	0,067	0,072	0,038	0,087	0,001
Niveau d'eau (W)	0,958	1,412	0,868	0,896	1,033	0,135	0,789	0,876	0,400
Luminosité lune (L)	0,016	-0,791	-0,043	0,028	-0,415	0,027	-0,123	-1,248	-0,101
S · T	0,024	0,036	-0,012	0,001	-0,009	-0,005	0,017	0,057	0,019
S · W	-0,104	-0,040	0,279	-0,086	0,153	0,115	-0,075	-0,453	-0,042
S · L	0,011	-0,021	0,020	-0,021	-0,490	-0,006	-0,071	0,423	-0,052
T · W	-0,134	-0,276	0,038	-0,110	0,122	-0,283	0,037	0,489	-0,121
S · T · W	0,066	-0,002	0,077	-0,022	-0,100	-0,038	0,059	0,087	-0,005
AR(1)	0,694	0,488	0,919	0,738	0,660	0,741	0,790	0,703	0,787
R^2	0,368	0,642	0,094	0,167	0,343	0,249	0,014	0,415	0,024
n	115	39	67	107	35	63	99	31	59
Origine	1,115	1,241	1,014	1,157	1,321	1,102	1,259	1,423	1,120
Sexe (S)	-0,027	-0,041	0,041	-0,035	-0,025	-0,095	-0,012	0,016	-0,035
Δ Température (ΔT)	0,025	0,001	0,023	0,063	-0,010	0,055	-0,015	-0,178	-0,044
Δ Niveau d'eau (ΔW)	2,230	5,243	-0,970	2,713	5,631	-0,214	1,430	4,448	-1,552
Δ Luminosité lune (ΔL)	-0,210	0,554	-0,068	-0,229	0,142	-0,136	-0,195	-0,265	-0,100
S · ΔT	0,008	-0,004	0,012	-0,006	0,065	-0,008	0,013	0,004	0,014
S · ΔW	0,712	0,742	-0,047	0,319	-0,318	0,314	0,701	0,686	0,310
S · ΔL	-0,012	-0,073	0,007	-0,041	-0,629	-0,058	-0,074	0,175	-0,071
$\Delta T \cdot \Delta W$	-0,406	-0,091	1,350	-0,627	-0,189	-1,313	0,251	1,502	-1,605
S · $\Delta T \cdot \Delta W$	0,135	0,140	-0,083	-0,317	-0,581	-0,342	0,253	0,323	0,262
AR(1)	0,571	0,198	0,799	0,652	0,491	0,707	0,571	0,477	0,722
R^2	0,226	0,755	0,001	0,255	0,787	0,095	0,087	0,582	0,039
n	109	37	63	101	33	59	93	29	55

(max : $7,8 \pm 2,1$ °C) et s'effectuerait jusqu'au maximum de la reproduction, sans patron clair quant aux variables environnementales considérées dans la présente étude. L'absence de patron de migration clair n'aurait pas d'impact sur le nombre total de géniteurs d'un site donné, à condition qu'un contact soit établi entre le fleuve et le marais durant toute la durée de la migration (Tableau 4). La plupart des études menées sur la période de reproduction de la perchaude ont porté principalement sur la chronologie du dépôt des œufs et peu d'informations sont disponibles à propos du processus de migration de fraye.

2.3.2.3 Chronologie et durée de la reproduction

Grand brochet. En 2003, la reproduction du grand brochet s'est échelonnée sur une plus longue période qu'en 2002 (12-17 et 5 jours respectivement; figure 11), mais les valeurs observées durant les deux années sont comparables à ce qui est rapporté dans la littérature. En milieu naturel, la durée de la période de reproduction serait de 10-20 jours, les plus longues valeurs ayant été observées lorsqu'une diminution prolongée (4 jours) de la température de l'eau sous 5 °C a ralenti la reproduction (Fortin *et al.* 1982). Massé *et al.* (1991) rapportent que la majorité des brochets se reproduisent dans les dix premiers jours suivant l'observation des premiers actes de fraye.

Le maximum de fraye a été observé environ 12 jours plus tard en 2003 comparativement à 2002 (figure 11). Ces différences interannuelles dans la chronologie de la reproduction seraient principalement attribuables aux plus faibles températures observées en 2003. Ce résultat souligne l'importance de considérer la chronologie des processus biologiques pour définir les critères annuels de régularisation du Saint-Laurent. Le maximum de la reproduction survient lorsque la température moyenne de l'eau est située entre 6 et 10 °C (tableau 7), ce qui est comparable aux seuils retrouvés dans la littérature (6 - 8 °C; voir rétrospective de littérature dans Brodeur *et al.* 2004b). Il peut également être exprimé en fonction des degrés-jours supérieurs à 5°C ($17,1 \pm 5,5$ avec t moy; tableau 7).

Il a été rapporté que le déclenchement de la reproduction du grand brochet est influencé par l'effet combiné de la température et de l'accessibilité d'un substrat de fraye adéquat (Fabricius et Gustafson 1958, Massé *et al.* 1988). Le brochet est reconnu pour déposer ses œufs sur des amas d'herbacées ou de végétation aquatique qui les isolent du substrat sous-jacent, où des conditions d'anoxie peuvent se développer (Fortin *et al.* 1982; Casselman et Lewis 1996; Farrell 2001). Il a été démontré que la fraye à la rivière aux Pins, tributaire du fleuve Saint-Laurent,

début lorsque le niveau de l'eau dans la frayère atteint 7,2 m, que les degrés-jours de l'air (>5 °C) sont de 20 et que la température maximum de l'air atteint 8 °C. Ces conditions sont susceptibles de varier d'une région à l'autre du Québec en fonction de la dynamique thermique locale, de l'élévation du site dans la plaine d'inondation et de la composition de la communauté végétale.

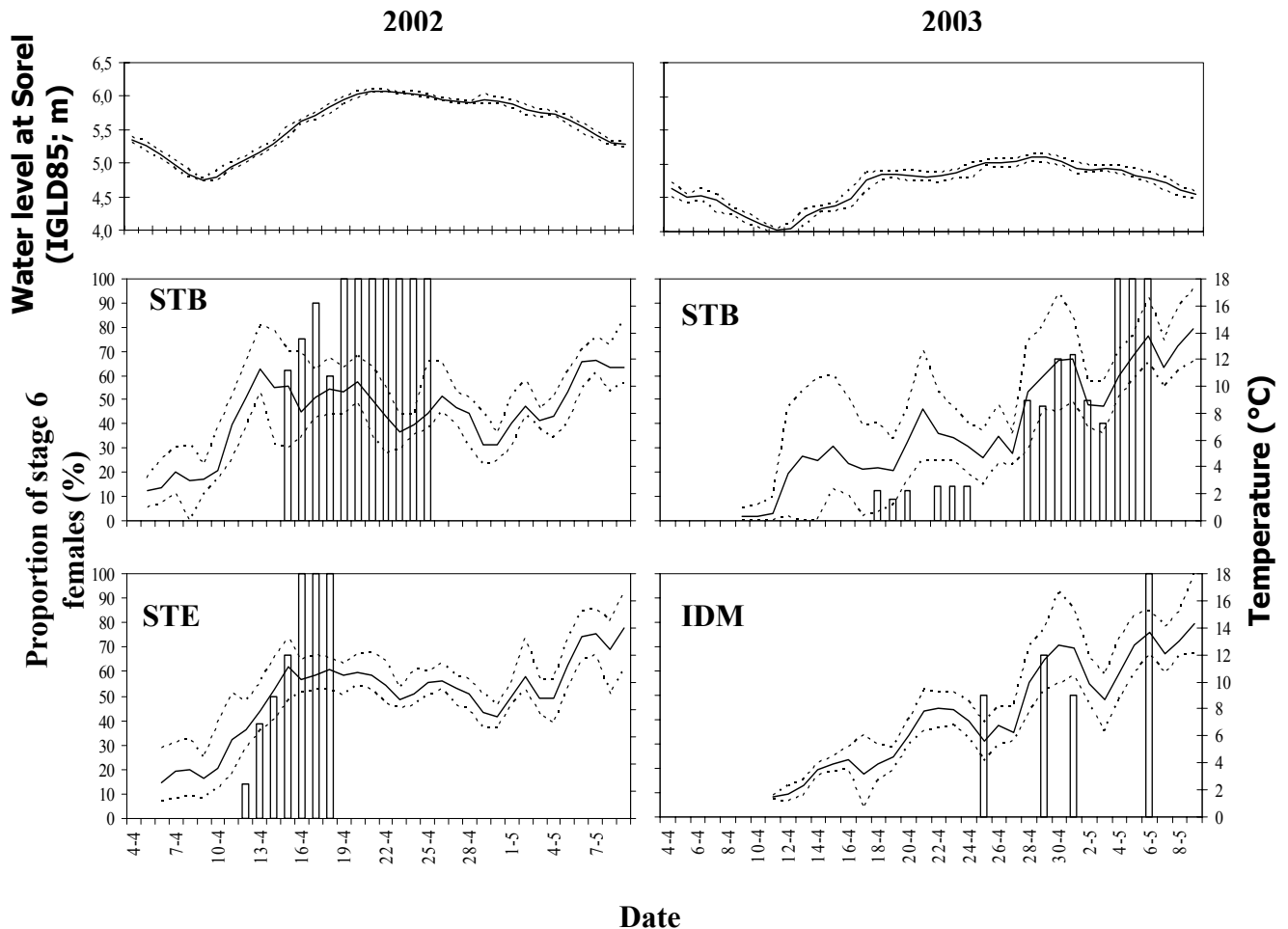


Figure 11. Évolution de la proportion de femelles de grand brochet qui se sont reproduites dans trois marais aménagés (Saint-Barthélemy : STB, Saint-Eugène : STE; Île du Moine : IDM) durant le printemps 2002 et 2003. Les valeurs maximum, minimum et moyenne du niveau d'eau du Saint-Laurent et la température de l'eau ont été représentées.

Tableau 7. Moyenne et écart-type de la température de l'eau (moyenne et maximum) et des degrés-jours (supérieure à 0°C, 5°C et 10°C, calculés avec température moyenne et maximum) observés lors de l'atteinte du maximum de la reproduction du grand brochet et de la perchaude au printemps 2002 et 2003.

Espèce	Température				Degrés-jours					
	Tmoy	Tmax	>0 °C	>0 °C	Tmoy	Tmax	>5 °C	>5 °C	>10 °C	>10 °C
Grand brochet	Moy	7,9	10,0	63,4	90,9	17,1	36,9	2,1	7,1	
	ÉT	2,0	2,9	21,7	40,7	5,5	20,0	0,7	5,9	
Perchaude	Moy	11,5	13,5	92,3	121,5	33,4	57,2	5,6	14,9	
	ÉT	1,5	1,9	19,6	34,4	10,6	12,7	5,7	5,2	

Perchaude. La reproduction de la perchaude s'est échelonnée sur une période de sept à neuf jours consécutifs, sans différence marquée entre les années et les milieux aménagés et naturels (figure 12). Massé *et al.* (1988) et Craig (2000) rapportent respectivement que la fraye se déroule durant une période de 13 à 20 jours à la rivière aux Pins et durant environ deux semaines au lac Michigan. Selon Aalto et Newsome (1989), la reproduction dans un lac de 500 ha a eu lieu annuellement entre 1978 et 1987 durant un maximum de 14 jours. Thorpe (1977) rapporte cependant que la reproduction de la perchaude se déroule durant une semaine en étang comparativement à un mois en lac, différence qui serait attribuable au réchauffement plus rapide de l'eau en milieu peu profond. Une série de données recueillies de 1986 et 2000 sur l'évolution de la maturité sexuelle des perchaudes femelles au lac Saint-Pierre révèle que la majorité de la reproduction se déroule en 8-10 jours entre le 15 avril et le 5 mai, selon les années (Guénette *et al.* 1994; G.V.L. Environnement Inc. 1999 et 2001). Ces valeurs sont similaires à ce qui a été rapporté dans la présente étude. On rapporte également qu'une interruption du réchauffement de l'eau par une période de froid peut allonger la période de reproduction (Gillet et Dubois 1995, Gillet *et al.* 1995, Sandström *et al.* 1997).

Il est généralement reconnu que le déclenchement de la reproduction chez la perchaude et la perche est contrôlé par une augmentation de la température de l'eau (Thorpe 1977; Dabrowski *et al.* 1996; Ciereszko *et al.* 1997; Sandström *et al.* 1997, Craig 2000; Fitzgerald *et al.* 2001).

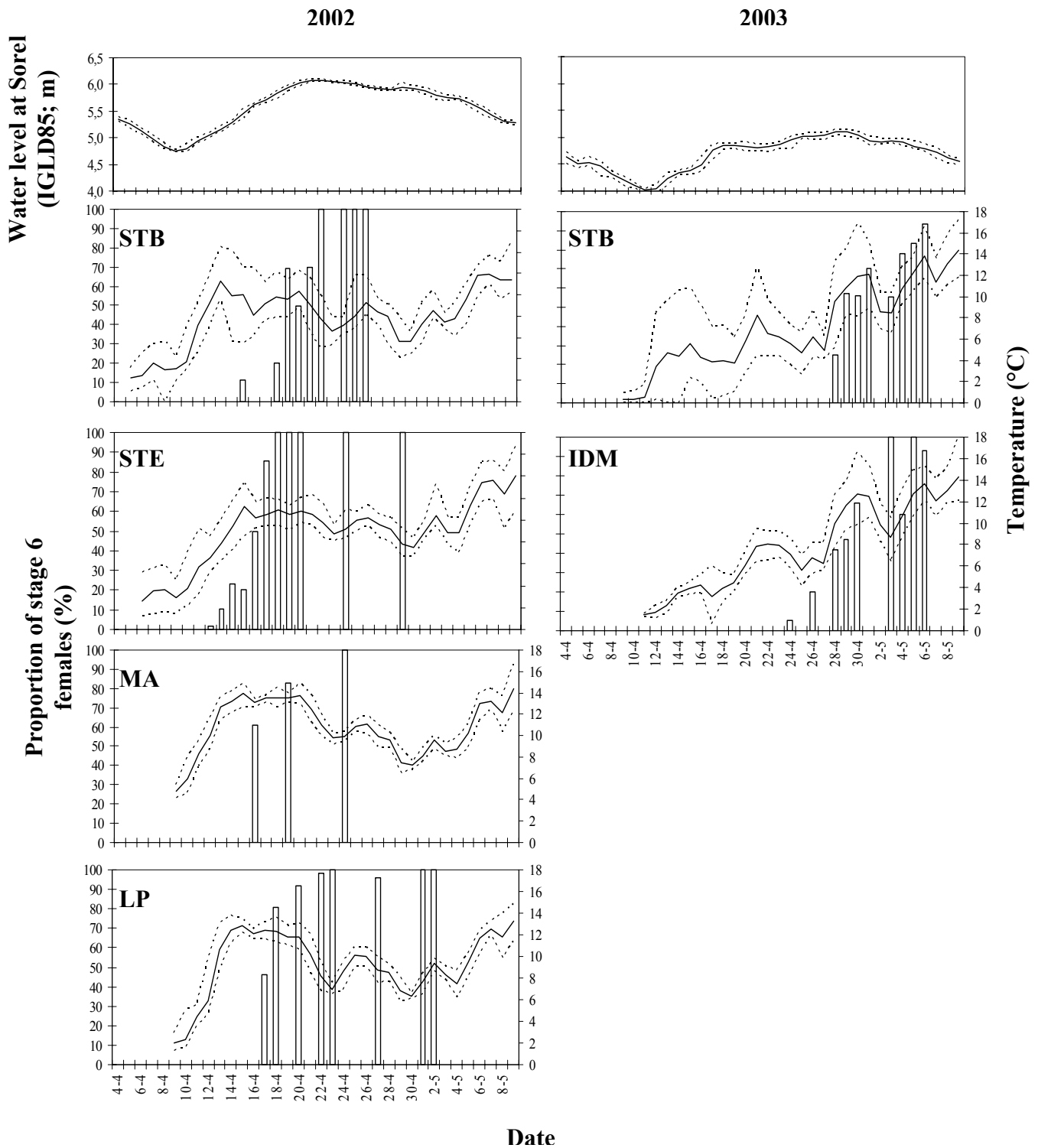


Figure 12. Évolution de la proportion de femelles de la perchaude qui se sont reproduites dans trois marais aménagés (Saint-Barthélemy : STB, Saint-Eugène : STE; Île du Moine : IDM) et deux marais naturels (Maskinongé : MA; Longue Pointe : LP) durant le printemps 2002 et 2003. Les valeurs maximum, minimum et moyenne du niveau d'eau du Saint-Laurent et la température de l'eau ont été représentées.

L'influence de la température sur le déclenchement de la fraye est très similaire chez la perche et la perchaude (Thorpe 1977; Craig 2000). Thorpe (1977) rapporte aussi qu'il existe une relation négative entre la latitude et la température observée au début de la reproduction et que la variabilité dans le seuil de température déclenchant la fraye est à son maximum au sud de l'aire de répartition de l'espèce. Selon ces études, on devrait s'attendre à ce que la perchaude commence à se reproduire dans le fleuve Saint-Laurent (45°N-47°N) à des températures entre 7 °C et 14 °C, ce qui est en accord avec les seuils de température observés dans la présente étude (tableau 7). Cette forte variabilité pourrait s'expliquer par le fait qu'une panoplie de conditions environnementales autres que la température sont susceptibles d'influencer le cycle reproducteur de la perchaude : niveau d'eau, vitesse du courant et interactions sociales (c.-à-d. phéromones; Craig 2000).

À Saint-Barthélemy en 2002, le maximum de la fraye est survenu deux à trois jours après celle du marais Saint-Eugène et du milieu naturel (figure 12). La température moyenne du marais de Saint-Barthélemy, qui est demeurée sous 10 °C durant quelques jours après l'entrée des premières femelles dans l'aménagement, semble avoir retardé le début de la reproduction. L'analyse visuelle des données suggère donc qu'une quantité de degrés-jours supérieurs à 10 °C doivent être accumulés avant que le maximum d'activité de reproduction soit atteint ($5,6 \pm 5,7$ avec t moy et $14,9 \pm 5,2$ avec t max; tableau 7). Ce seuil de température est en accord avec l'étude de Gillet et Dubois (1995) qui révèle que l'intensité de la reproduction de la perche (*Perca fluviatilis*) est ralentie par une diminution de la température sous un seuil de 10 °C.

2.4 CONCLUSION

La présente étude indique que les variations hydrologiques du fleuve Saint-Laurent peuvent avoir un impact significatif sur l'accès des marais aménagés pour les poissons, en terme de superficie disponible et de durée. Nos résultats montrent que la durée d'accès n'a fait que diminuer graduellement depuis le milieu des années 1970 jusqu'à aujourd'hui. Même si on reconnaît une cyclicité d'environ trente ans dans le régime hydrologique du bassin Grands Lacs-Saint-Laurent, la baisse des apports en eau reliée au changement climatique, dont la tendance est déjà amorcée, laisse présager une diminution de la fréquentation des sites aménagés par les poissons. Pour assurer une mise en eau minimale, le niveau de l'eau du fleuve devrait atteindre au moins la cote 5,6 m à Sorel, ce qui permettrait aux poissons d'avoir accès à 60 % (805,9 ha) de la superficie d'habitat potentielle. À l'opposé, un niveau d'eau supérieur à 6,7 m durant une

longue période assurerait une superficie d'habitat maximale mais risquerait d'altérer le régime thermique et le succès de reproduction dans les marais aménagés.

Nos résultats tendent à démontrer que les variations du niveau d'eau et de la température n'auraient pas d'influence sur le nombre total de perchaudes et de grands brochets dans un site donné, à condition qu'un contact soit établi entre le fleuve et le marais durant toute la durée de la migration. La période d'accès pour les poissons, qui est influencée par la hauteur et la durée de la crue, doit donc être synchronisée avec la migration des différentes espèces afin d'optimiser l'abondance des géniteurs dans les marais. En absence de contact entre le fleuve et l'aménagement, comme ce fut le cas durant tout le printemps 2003 au marais de l'Île du Moine, l'accès devient impossible pour un nombre important de géniteurs. Une durée d'accès de plus de 20 jours (113 ± 26 degrés-jours; température moyenne) couplée à un niveau d'eau supérieur à 5,6 m à Sorel favorisent une diversité optimale dans les marais. La chronologie des processus biologiques, qui est principalement fonction de la température, est donc importante à considérer dans l'établissement de critère de gestion des niveaux d'eau. La migration des brochets vers la plaine d'inondation s'effectue entre la débâcle (température moy : $2,5 \pm 0,8$ °C; température max : $4,8 \pm 2,7$ °C) et le maximum de la reproduction (degrés-jours > 5 °C = $17,1 \pm 5,5$ avec t moy) alors que chez la perchaude, elle s'amorce lorsque la température moyenne de l'eau est de $4,6 \pm 0,9$ °C (température max : $7,8 \pm 2,1$ °C) et se poursuit jusqu'au maximum de fraye (degrés-jours > 10 : $5,6 \pm 5,7$ avec t moy et $14,9 \pm 5,2$ avec t max). Ces critères pourraient être utilisés dans le cadre d'une gestion prédictive du niveau d'eau. Ils permettraient d'ajuster en temps réel la gestion des niveaux du fleuve et/ou des aménagements en fonction de la chronologie de plusieurs processus biologiques dans le but d'optimiser l'accès pour les poissons. Les aspects de la dynamique biologique mesurés dans cette portion de l'étude ont servi au développement d'un modèle des habitats de reproduction du grand brochet de la perchaude qui ont servi à quantifier l'impact de la régularisation du système à Cornwall.

3. INDICATEURS DE PERFORMANCE : HABITATS DE REPRODUCTION ET MORTALITÉ POTENTIELLE AU PRINTEMPS

3.1. INTRODUCTION

Les variations du débit des cours d'eau ont des impacts majeurs sur les habitats aquatiques (Stalnaker *et al.* 1989). Elles influencent, entre autres, la quantité et la qualité des habitats disponibles pour tous les stades de vie des poissons. Un faible débit a des impacts sur la disponibilité des frayères et des zones d'alevinage, qui constituent des habitats clés dont la conservation est essentielle à la pérennité des populations de poissons et des ressources halieutiques (Fortin *et al.* 1982; Robillard et Marsden 2001; Minns *et al.* 2001). L'habitat de reproduction disponible pour les espèces à fraye printanière est directement fonction de la superficie inondée et de la qualité du terrain. Ce sont les hauts niveaux d'eau qui permettent aux géniteurs d'accéder aux frayères localisées dans la plaine d'inondation du fleuve Saint-Laurent. Un faible niveau, durant la migration des adultes vers les frayères et pendant la fraye subséquente, peut limiter ou même empêcher l'accès aux marais et affecter la composition de la communauté de poissons ainsi que la production piscicole dans ces habitats (voir section 2). On rapporte que le succès de la reproduction du grand brochet au printemps est favorisé par de hauts niveaux d'eau pendant la reproduction et par des niveaux stables au cours de l'incubation des œufs (Johnson 1957; Casselman et Lewis 1996; Armellin *et al.* 2003). Au début du cycle vital, les variations du niveau de l'eau peuvent entraîner une mortalité élevée, par l'assèchement des œufs ou le piégeage des jeunes de l'année dans les dépressions de la plaine d'inondation (Dumont et Fortin 1977; présente étude). L'accessibilité des différents types de marais (aménagé et naturel) et le patron de retrait de la crue revêtent donc une importance particulière dans la dynamique des communautés de poissons du Saint-Laurent.

L'actuelle révision des critères de régularisation du système Grands Lacs – Saint-Laurent par la Commission mixte internationale était une occasion unique de quantifier l'impact des variations hydrologiques sur la disponibilité des habitats de reproduction et de formuler des recommandations pour protéger ces milieux. Le grand brochet (*Esox lucius*) et la perchaude (*Perca flavescens*) ont été retenus comme espèces indicatrices en raison de l'utilisation de la plaine d'inondation comme habitat de fraye et de la coïncidence de leur période de reproduction avec la crue printanière (Fortin *et al.* 1982; Craig 2000), l'une des périodes de l'année les plus affectées par la régularisation du débit. La perchaude et le grand brochet occupent des niveaux

trophiques importants dans l'écosystème fluvial et ils représentent des intérêts récréatifs et économiques majeurs.

Les objectifs de cette portion de l'étude étaient de :

- (1) caractériser l'habitat de reproduction du grand brochet et de la perchaude;
- (2) quantifier l'impact du débit sur la disponibilité des habitats de reproduction du grand brochet et de la perchaude dans la plaine d'inondation du fleuve Saint-Laurent (aménagée et naturelle);
- (3) comparer la disponibilité des habitats de reproduction des deux espèces dans quatre régions du fleuve et leur réponse aux variations du débit;
- (4) quantifier l'impact de la régularisation du débit sur la disponibilité des habitats de reproduction des deux espèces.

Pour ce faire, des indices de la qualité de l'habitat de reproduction (IQH) et de la mortalité potentielle (IMP) ont été élaborés. Ils ont ensuite été combinés avec un modèle numérique 2 D des habitats du fleuve afin de prédire les superficies d'habitat utiles selon huit scénarios de débit réalistes. Pour quantifier l'effet de la régularisation du débit, la relation entre la superficie d'habitat et le débit a été utilisée de façon à reconstituer la série historique (1960 – 2000) des superficies d'habitat.

3.2. DESCRIPTION DES INDICATEURS DE PERFORMANCE

La prémisse générale du projet était que les variations de niveau d'eau du Saint-Laurent ont des impacts significatifs sur les populations de poissons, par l'entremise de la modification de leurs habitats et de la mortalité qu'elles peuvent entraîner au cours des premiers stades de vie. L'objectif était donc de développer des outils, ou indicateurs de performance, qui nous permettraient de quantifier l'impact de la régularisation du débit sur les habitats de reproduction au printemps. La modélisation de l'habitat du poisson a été utilisée pour quantifier ses effets. Les surfaces d'habitats favorables au dépôt des œufs ainsi que les surfaces où une mortalité élevée peut survenir suite à l'exondation des frayères ont été choisies pour représenter les indicateurs de performance. Par leur structure, les indicateurs devaient permettre de prioriser les plans de gestion optimisant les superficies d'habitat de reproduction au printemps, tout en évitant les mortalités élevées causées par l'assèchement des sites de fraye.

Les indicateurs intègrent les processus biologiques, dont la chronologie est dictée par la température, à la dimension physique des habitats, grâce à un modèle spatial 2D développé par le Service météorologique du Canada (SMC) (Morin *et al.* 2005). La température de l'air a été

utilisée comme intrant pour prédire la chronologie de la reproduction, ce qui nous a permis d'estimer, sur une base annuelle, la période au cours de laquelle les habitats sont utilisés (figure 13). Des durées fixes entre les différents stades de développement ont servi à évaluer la chronologie de la période au cours de laquelle les jeunes de l'année sont peu mobiles et vulnérables à l'assèchement des frayères. Les superficies utiles (SU; anglais : suitable area; SA) pour le dépôt des oeufs ainsi que les superficies perdues (SP : anglais : lost area; LA) par exondation ont été calculées. La différence entre les SU et les SP, qualifiée ici de superficies utiles pondérées (SUP; anglais : weighted suitable area; WSA), a été sélectionnée pour représenter l'indicateur de performance. Pour déterminer l'impact de la régularisation du Saint-Laurent, les SU et les SP ont été estimées selon huit scénarios de débits, trois états de milieux humides, cinq scénarios de baisse de niveau d'eau et testées sur plusieurs séries reconstituées de débit du fleuve. Puisque les poissons ont accès aux habitats aménagés uniquement à partir d'une certaine cote fixe (voir section 2), un critère particulier a été inclus dans le modèle pour tenir compte de cette dynamique (figure 13). Les calculs d'habitat ont été réalisés à l'échelle du quart de mois, qui est l'échelle de temps utilisée pour la régularisation à Cornwall.

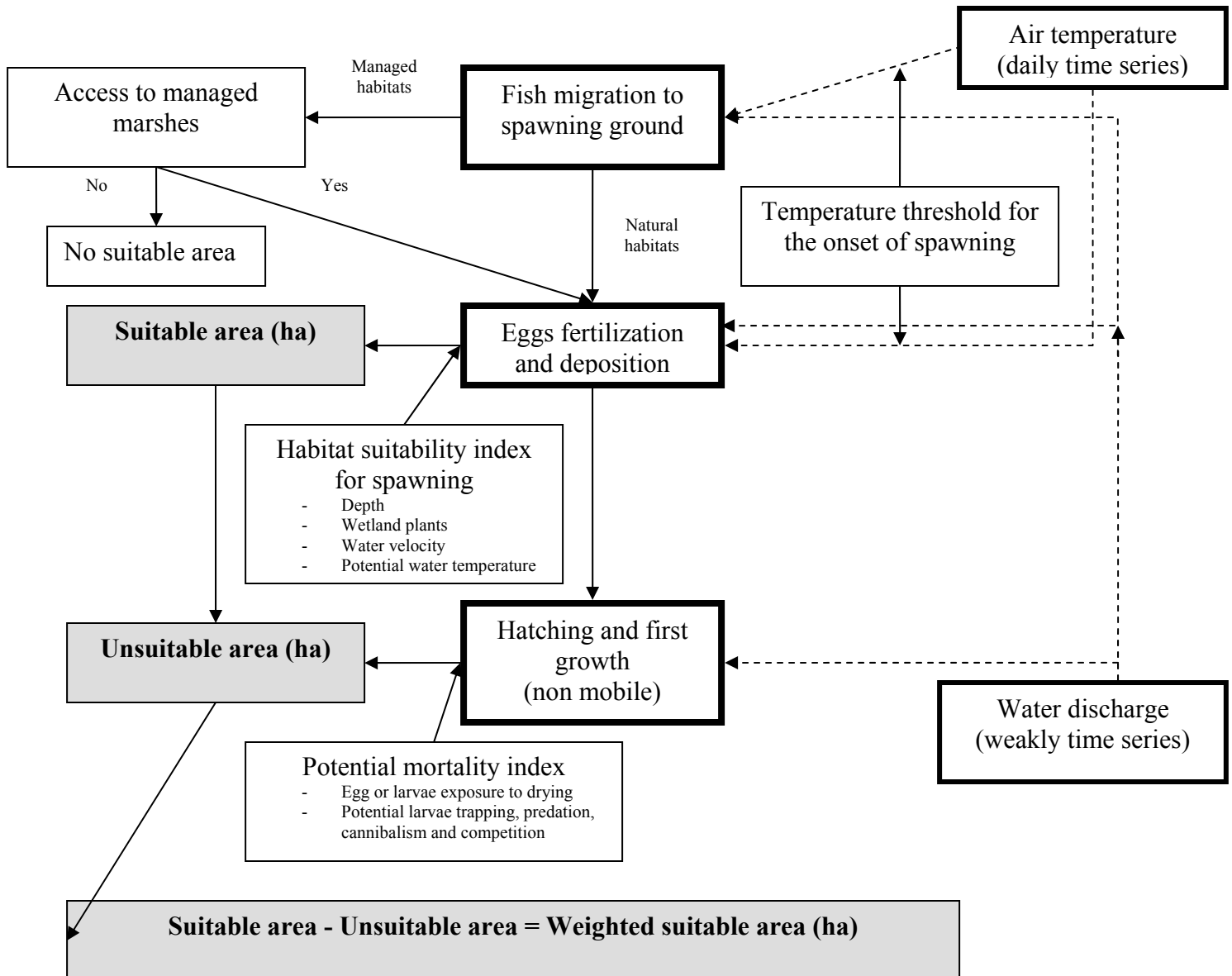


Figure 13. Performance indicators (bold characters) developed for Northern pike and yellow perch spring habitats in the lower St. Lawrence River.

3.3. MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.3.1. Site à l'étude

Le fleuve Saint-Laurent constitue l'un des plus grands cours d'eau en Amérique du Nord. Il présente plus de 2 500 km² d'habitats aquatiques divers qui supportent plus de 100 espèces de poissons (La Violette *et al.* 2003). Le couloir fluvial entre Cornwall et Trois-Rivières a été considéré dans la présente étude puisque les variations de niveaux d'eau attribuables au débit sont directement mesurables dans la région d'eau douce sans marée (figure 14). Le lac Saint-François a été exclu, car ses niveaux d'eau sont fortement régularisés (marnage annuel d'environ 20 cm), et le tronçon situé entre les rapides de Lachine et le bassin de La Prairie n'a pas été considéré puisqu'il n'est pas couvert par le modèle numérique de terrain. Le fleuve Saint-Laurent affiche une grande hétérogénéité spatiale, qui influence à la fois la distribution et la composition de la communauté ichthyologique (La Violette *et al.* 2003). C'est pourquoi l'aire d'étude a été subdivisée en quatre régions présentant des caractéristiques hydrographiques différentes (Mingelbier et Morin 2003a; La Violette *et al.* 2003) : deux lacs fluviaux (les lacs Saint-Louis et Saint-Pierre), une région lotique entre Montréal et Sorel et l'archipel de Sorel (figure 14).

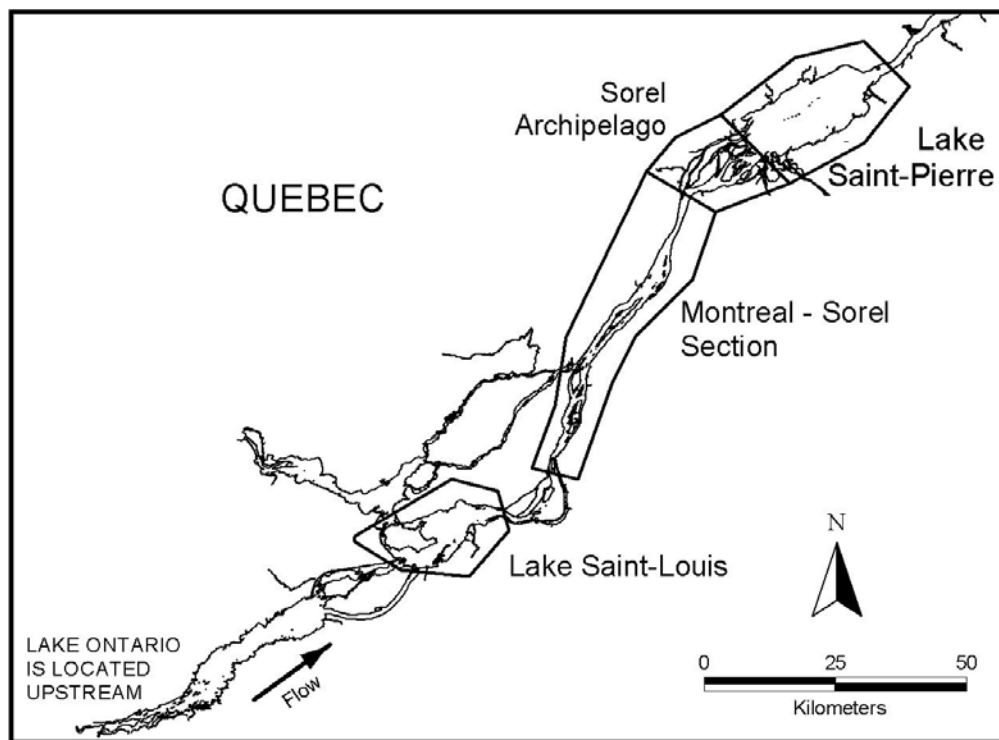


Figure 14. Study area : four regions located in the fluvial St. Lawrence River.

La plaine d'inondation du fleuve Saint-Laurent comprend des milliers d'hectares de milieux humides qui sont susceptibles d'être utilisés pour la reproduction du grand brochet et de la perchaude. La plupart sont naturels, mais certains ont été aménagés depuis les années 1980 pour compenser des pertes d'habitats du poisson et de la sauvagine. Dans la région du lac Saint-Pierre, 14 marais ont été aménagés pour un total de 1 326 ha. Ces marais sont entourés de digues et leur niveau d'eau est régularisé manuellement (voir section 2; Lepage et Lalumière 2003; Brodeur *et al.* 2004a). Les travaux visant à caractériser les sites de reproduction du grand brochet et de la perchaude ont eu lieu dans deux marais aménagés : le marais de la rivière aux Pins (45°38'N, 72°26'O) et le marais de l'Île du Moine (46°06'N, 72°57'O). La rivière aux Pins est un petit tributaire du fleuve Saint-Laurent situé à Boucherville, sur la rive sud du fleuve (figure 15). La plaine inondable de la rivière s'étend sur une superficie de 150 ha lors des crues à récurrence de 20 ans. La majeure partie des basses terres inondables est composée de végétation typique de la prairie humide (graminées) et du marais peu profond (végétation émergente). Le marais de l'Île du Moine est situé dans l'archipel de Sorel (figure 1). Il possède une superficie de 180 ha au printemps et sa végétation est typique de la prairie humide, du marais peu profond et du marais profond (Turgeon *et al.* 2004). Les deux marais comportent un réseau de canaux piscicoles d'une profondeur variant de 1 à 2 m qui permettent l'accès des géniteurs aux zones peu profondes et leur niveau d'eau est maintenu stable grâce à des structures de contrôle.

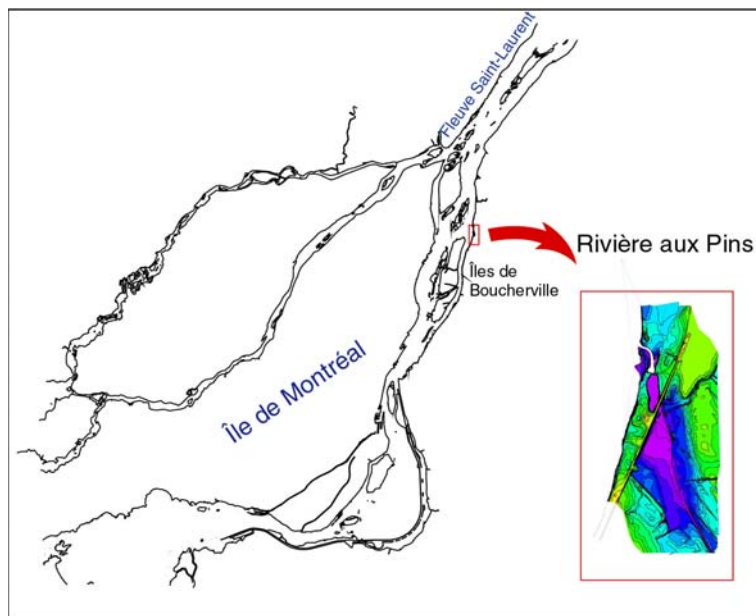


Figure 15. Study area : managed marsh of Rivière aux Pins (modified from Rioux and Morin 2001).

3.3.2. Chronologie de la reproduction

Pour chacune des deux espèces à l'étude, un modèle a été développé dans le but de prédire annuellement le quart de mois au cours duquel survient la reproduction. Le calcul subséquent des superficies d'habitats disponibles pour le dépôt des œufs a été basé sur ce quart de temps. Puisqu'il existe un délai d'environ 3 – 4 jours entre le lac Saint-Louis et le lac Saint-Pierre dans la reproduction du grand brochet et de la perchaude (Yves Mailhot, biologiste au MRNF, comm. pers.) et que le calcul des superficies d'habitats est réalisé à l'échelle du quart de mois, un seul modèle prédictif a été appliqué à l'ensemble de l'aire d'étude.

En zone tempérée, la température et la photopériode sont reconnues comme étant les principaux stimuli déclenchant la reproduction des poissons (Dabrowski *et al.* 1996). Puisque la photopériode est constante pour une date donnée, d'une année à l'autre, ce facteur ne peut expliquer les variations interannuelles dans la date de fraye pour une espèce donnée (Vollestad *et al.* 1986). La température de l'air a donc été utilisée comme seul intrant au modèle. Les données journalières de température provenaient de la station météorologique située à Dorval, qui représente la série de données la plus longue (1953-2003) et la plus complète dans l'aire d'étude (Morin *et al.* 2004). Les variables indépendantes considérées pour construire le modèle étaient les suivantes : température journalière moyenne, température journalière maximum, degrés-jours cumulatifs supérieurs à 5 °C calculés à partir de la température moyenne et de la température maximum, degrés-jours cumulatifs supérieurs à 10 °C calculés à partir de la température moyenne et de la température maximum. Ces variables ont été mises en relation avec la date du maximum de la reproduction mesurée *in situ*, c'est-à-dire la date où 50 % des femelles se sont reproduites. Les données de chronologie de la reproduction de la perchaude proviennent de mesures de terrain effectuées dans les marais aménagés et naturels du lac Saint-Pierre (voir section 2.2.4.4.). Puisqu'il est reconnu que l'accès à un substrat de fraye particulier joue un rôle dans le déclenchement de la reproduction du grand brochet (voir section 2.3.2.3.), nous avons préféré bâtir le modèle prédictif à partir des mesures effectuées à la rivière aux Pins de 1975 à 1977, période d'hydraulicité élevée au cours de laquelle l'accès à un substrat de fraye n'était pas limitant. L'équation de Massé *et al.* (1988), développée pour prédire la date de la reproduction du grand brochet à la rivière aux Pins, a servi de base à la construction des modèles. Les meilleures combinaisons de variables indépendantes, déterminées par l'examen visuel des données, ont été retenues pour représenter la date de la reproduction

(Massé *et al.* 1988; Hamel *et al.* 1997). Au total, trois modèles ont été testés pour le grand brochet et six pour la perchaude.

Les modèles ont ensuite été validés à partir de données provenant de la littérature. Ces mesures couvrent la période 1974-2003 et proviennent du tronçon fluvial entre Montréal et Sorel, du lac Saint-Pierre ou de la rivière Richelieu (grand brochet seulement). Les données provenant de la rivière Richelieu ont été incluses puisque l'analyse des données communes au Saint-Laurent et à ce tributaire, pour les mêmes années, montrent des résultats très similaires. Lorsque les dates décrites dans la littérature correspondaient au début de la fraye, trois jours ont été ajoutés pour estimer la date du maximum de la reproduction, ce qui correspond au délai généralement observé au lac Saint-Pierre (voir section 2.3.2.3). Lorsqu'une plage de dates étaient mentionnée par les auteurs pour décrire le maximum de la fraye, le milieu de la plage a été considéré. La différence moyenne entre les dates et les quarts de mois prédits et observés a été utilisée pour juger de la précision des modèles. Seul le meilleur modèle pour chaque espèce a été présenté.

3.3.3. Caractérisation des habitats de reproduction

Pour quantifier les superficies disponibles pour la reproduction, il était nécessaire de développer un modèle d'habitat. Après l'analyse des données de la littérature sur le sujet, certains manques d'informations ont été identifiés concernant les préférences thermiques des deux espèces au printemps ainsi que l'habitat (profondeur, végétation et accessibilité) utilisé par la perchaude pour le dépôt des œufs. Afin de combler ces lacunes et de bonifier les données de la littérature, deux campagnes de terrain ont été réalisées.

3.3.3.1 Préférences thermiques chez le grand brochet

Les premiers travaux d'échantillonnage avaient pour objectif de quantifier les préférences thermiques du grand brochet lors de la reproduction. La perchaude a été exclue de cette portion de l'étude puisque aucun spécimen ne s'est présenté au site d'étude. L'expérimentation s'est déroulée au marais aménagé de la rivière aux Pins. Après la débâcle, le 5 avril 2004, une trappe Alaska (trappe : longueur : 6,2 m; hauteur : 1,3 m; mailles étirées : première section : 2 cm; deuxième section : 1 cm; ailes : mailles étirées : 0,5 cm) a été installée au niveau du point de contact entre le Saint-Laurent et l'aménagement, de façon à capturer tous les poissons en montaison dans la frayère. La trappe Alaska a été visitée une fois par jour vers 9 h 00. Tous les grands brochets ont été pesés ($\pm 0,1$ g), mesurés ($\pm 0,1$ mm LT) et leur stade de maturité sexuelle a été évalué par pression abdominale et extrusion partielle des gamètes selon l'échelle

de Nikolsky (Nikolsky 1963). Entre le 8 et le 27 avril 2004, 18 grands brochets adultes de stade 4 (9 mâles et 9 femelles), répartis dans toutes les classes de 10 cm (50 - 90 cm), ont été marqués à l'aide d'un thermographe (IB Tag™, modèle IB Bass; $4,7 \pm 0,2$ g et 1 g sous l'eau; $\pm 0,1^\circ\text{C}$). Ce dispositif mesure la température de l'eau à l'endroit où se trouvait le poisson et ce, aux 15 minutes. L'appareil a été positionné sous la nageoire dorsale des poissons à l'aide d'un fil d'acier inoxydable inséré à travers le dos en utilisant une aiguille chirurgicale. La peau du poisson a été protégée de l'abrasion occasionnée par l'appareil à l'aide d'une bande de néoprène. Les grands brochets ont été anesthésiés avant les manipulations à l'aide d'une solution d'huile de clou de girofle à 0,005 %. Suite au marquage, les poissons ont été placés dans un vivier pour une période d'environ 16 heures, après quoi les poissons étaient relâchés dans l'aménagement. Aucune mortalité n'a été observée suite au marquage.

Le 16 avril 2004, une trappe Alaska munie de longues ailes (trappe : longueur : 5,2 m; hauteur : 1,45 m; mailles étirées : première section : 2 cm; deuxième section : 1 cm; ailes : mailles étirées : 0,5 cm) a été disposée directement en amont de la structure de contrôle afin de capturer tous les poissons en avalaison. Trois verveux minis d'ailes (verveux : longueur : 3 m; hauteur : 1 m; mailles étirées : 2 cm; ailes : longueur : 5 m; hauteur : 1 m; mailles étirées : 2,5 cm) ont également été disposés aléatoirement dans le marais. Les engins ont été visités une fois par jour, jusqu'au 11 mai. À chaque levée, les données des spécimens marqués ont été sauvegardées, le numéro du poisson a été noté et leur stade de maturité sexuelle a été évalué. Les spécimens capturés à l'intérieur du marais ont été remis à l'eau à 100 m du lieu de capture alors que ceux capturés dans l'engin d'avalaison ont été remis à l'eau au fleuve en prenant soin de récupérer l'appareil.

La température de l'eau sur la frayère a été mesurée à l'aide de thermographes (Minilog-T de Vemco; $\pm 0,1^\circ\text{C}$), à huit stations différentes. Les mesures ont été réalisées aux 15 minutes. L'échantillonnage des températures sur la frayère a été stratifié en fonction de trois types d'habitats : cours principal de la rivière aux Pins, fossés piscicoles secondaires et prairie humide inondée. Dans ces trois types d'habitat, la végétation, la vitesse du courant et la profondeur étaient jugées adéquates pour la reproduction du grand brochet, du moins à l'emplacement des thermographes. Les thermographes ont été protégés des radiations solaires directes et ont été placés à 0,2 m du fond, dans une colonne d'eau de 0,5 à 1 m, dépendamment du niveau d'eau. Afin de respecter la gamme de profondeur choisie pour les mesures, les thermographes ont été déplacés occasionnellement en raison des variations du niveau d'eau.

Puisque la fréquence des levées des engins de pêche était d'un maximum de 24 heures, les données enregistrées 24 heures avant la capture ont été retranchées des analyses car les poissons présentaient une forte probabilité d'avoir alors été captifs. Pour éliminer la variabilité journalière dans les patrons de température et ainsi représenter l'échelle de temps à laquelle les simulations de température sont effectuées dans le cadre de la modélisation (Morin *et al.* 2004), les analyses ont été réalisées à l'aide de la moyenne journalière de chaque poisson et de chaque thermographe localisé sur la frayère. Dans le but de déterminer si les grands brochets se distribuaient selon une température préférentielle, une régression linéaire simple a été utilisée entre la température moyenne mesurée quotidiennement par les brochets et celle mesurée sur la frayère (valeurs moyennes et maximum). La procédure GLM (General Linear Model) a été utilisée pour comparer la pente de la relation avec celle d'une relation hypothétique de pente égale à 1. Lorsque les pentes n'étaient pas différentes, une analyse de covariance a été utilisée pour comparer leur ordonnée à l'origine. L'hypothèse était que plus la pente et l'ordonnée à l'origine de la relation mesurée entre la température des poissons et celle de la frayère s'approche de celle d'une relation dont la pente est de 1 et l'ordonnée à l'origine de 0, plus les poissons ont sélectionné cette température. Pour les besoins de la modélisation, il était nécessaire de décrire le potentiel thermique d'un habitat donné au moment de la reproduction. Puisque les préférences thermiques des brochets variaient d'une journée à l'autre en fonction de la température disponible dans le milieu, il était nécessaire d'exprimer la température sélectionnée par chaque poisson en fonction des valeurs disponibles. C'est pourquoi le rang percentile de la température moyenne quotidienne de chaque individu a été calculé par rapport à celles du milieu ambiant. Ensuite, la fréquence relative des rangs percentiles (classes de 10 %) pour toute la période d'étude a été calculée. C'est cette dernière relation qui a servi à décrire le potentiel thermique des habitats dans le modèle du grand brochet (voir section 3.3.4.). Elle représente une mesure de la probabilité de retrouver des géniteurs à une température donnée.

3.3.3.2 Description des habitats de reproduction de la perchaude

Une deuxième expérimentation a été réalisée dans le but de décrire les habitats préférentiels de la perchaude lors du dépôt des œufs sur les frayères. Les travaux de terrain ont eu lieu au marais aménagé de l'Île du Moine durant la période d'incubation des œufs, le 10 mai 2003 et les 29 et 30 avril 2004. La perchaude dépose ses œufs sous forme d'une seule masse gélatineuse que l'on peut distinguer à l'oeil nu. Des stations d'échantillonnage ont été distribuées le long de

cinq transects parallèles. Les transects ont été positionnés de façon à représenter tous les types d'habitats disponibles en terme de profondeur, d'accessibilité pour les géniteurs, de type et de densité de végétation. Chaque transect était parcouru lentement ($< 10 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$) par deux observateurs situés aux deux extrémités d'une embarcation. Chaque observateur balayait du regard les deux côtés de l'embarcation, sur une distance de 5 m, à la recherche de rubans d'oeufs. Dans les zones de profondeur supérieure à 1,5 m, les rubans n'étaient pas visibles à l'œil nu et un bathyscope a dû être utilisé. Lorsque des rubans étaient localisés, un quadrat d'échantillonnage de 1 m^2 était déposé autour des oeufs. Pour chaque quadrat, plusieurs variables ont été mesurées : profondeur (moyenne de trois mesures; $\pm 1 \text{ cm}$), nombre de rubans d'oeufs, architecture de la végétation (1 : tapis végétal; 2 : tapis dominant avec présence de tiges verticales submergées; 3 : tiges verticales submergées dominantes avec présence d'un tapis; 4 : tiges verticales flottantes ou émergeantes), densité de la végétation (0 : absence; 1 : présence de végétation mais substrat inorganique à découvert; 2 : substrat inorganique complètement recouvert et couverture $< 50 \%$ par des tiges verticales; 3 : substrat inorganique complètement recouvert et couverture de 50-80 % par des tiges verticales; 4 : substrat inorganique complètement recouvert et couverture $> 80 \%$ par des tiges verticales) et accessibilité pour les géniteurs (distance par rapport à une zone de profondeur supérieure à 1 m, exempte de végétation dense). Une station était considérée comme ayant été sélectionnée par la perchaude lorsqu'elle comprenait au moins un ruban d'oeufs. Des stations non sélectionnées ont également été caractérisées dans le but de représenter la gamme des habitats disponibles lors de la reproduction. La vitesse du courant était considérée comme étant nulle et non limitante dans tout le site à l'étude.

3.3.4. Modèles d'habitats de reproduction

Pour évaluer la disponibilité des habitats de reproduction du grand brochet et de la perchaude, un indice de la qualité de l'habitat (IQH) a été élaboré à partir du système de classification des variables pondérées proposé par Casselman et Lewis (1996) pour le grand brochet. Il a été adapté à la perchaude et modifié pour tenir compte des besoins des deux espèces dans le contexte particulier du fleuve Saint-Laurent. L'IQH du grand brochet (équation 1) et de la perchaude (équation 2) ont été exprimés par les équations de produit pondéré suivantes (Leclerc *et al.* 1995, Vadas et Orth 2001) :

$$\text{IQH brochet} = \frac{S^{Rs} \cdot T^{Rt} \cdot VI^{Rvi}}{C} \quad \text{eq. 1}$$

$$\text{IQH perchaude} = \frac{S^{Rs} \cdot P^{Rp} \cdot VI^{Rvi}}{C} \quad \text{eq. 2}$$

où S , T , P et VI sont les valeurs respectives du potentiel du substrat (inorganique ou organique), de la température, de la profondeur et de la vitesse du courant, Rs , Rt , Rp et Rvi désignent leur rang et C est une constante utilisée pour mettre l'IQH à l'échelle entre 0 et 1 ($C_{\text{brochet}} = 9$; $C_{\text{perchaude}} = 6,633$). En raison de l'absence de données concernant les préférences thermiques de la perchaude, la température a été remplacée par la profondeur. Le choix des variables, des classes de potentiel et des rangs a été réalisé en fonction des variables disponibles dans le modèle d'habitat 2D et des facteurs déterminant le choix des sites de fraye et le succès de la reproduction des deux espèces. Une rétrospective de la littérature a d'abord été réalisée (Herman *et al.* 1959, Noble 1970, Machniak 1975, Nelson 1978, Chapleau et Thellen 1980, Inskip 1982, Fortin *et al.* 1982, Ménard 1983, Treasurer 1983, Lavoie et Talbot 1984, Verret et Savignac 1985, Leclerc 1984, Henderson 1985, Massé *et al.* 1988, Anderson 1992, Casselman et Lewis 1996, Farrell *et al.* 1996, Farrell 2001, Craig 2000, Robillard et Marsden 2001) et des compléments d'informations ont été recueillis dans les marais du fleuve Saint-Laurent (voir section 3.4.2.). Les valeurs du potentiel et du rang de chaque variable sont présentées au tableau 8.

Tableau 8. Classification of the variables used in the habitat quality index for Northern pike and yellow perch reproduction (modified from Casselman and Lewis 1996). Potential values for each variables are low (0), medium (1) or high (3).

Variable	Rank	Potential	Description
Northern pike			
Vegetation	1,00	0	Absence
		1	Tree swamp or <i>Thypha sp.</i> Dominant
		3	Deep or shallow marsh or Shrub marsh or Meadow
Potential temperature	0,78	0-3	See suitability curve at section 3.4.2.
Current velocity	0,22	0	> 20 cm s ⁻¹
		1	10 - 20 cm s ⁻¹
		3	< 10 cm s ⁻¹
Yellow perch			
Substrat and vegetation	0,50	0	Absence of vegetation with sand, silt or clay dominant
		1	Tree swamp or <i>Thypha sp.</i> dominant or Absence of vegetation with boulder, cobble, pebble or gravel
		3	Deep or shallow marsh or Shrub marsh or Meadow
Depth	1,00	0	0 cm
		1	< 30 cm or > 100 cm
		3	30-100 cm
Current velocity	0,22	0	> 20 cm s ⁻¹
		1	10 - 20 cm s ⁻¹
		3	< 10 cm s ⁻¹

3.3.5. Superficie d'habitat de reproduction et débit

L'IQH a été combiné avec un modèle numérique 2 D à haute résolution spatiale de façon à attribuer une valeur d'IQH pour chaque nœud du modèle de terrain, selon huit scénarios plausibles de débit mesurés à Sorel au printemps, variant de 5 000 m³s⁻¹ à 20 500 m³s⁻¹. Pour faciliter la compréhension par rapport aux cotes de niveau d'eau mentionnées dans la section précédente, la correspondance entre les scénarios de débit et le niveau d'eau à Sorel a été présentée au tableau 9. Les nœuds du modèle 2 D, qui couvrent l'ensemble de l'aire d'étude, possèdent un diamètre variant entre 10 m dans les petits chenaux et 100 m dans les régions uniformes de la plaine d'inondation, pour un diamètre moyen de 40 m (Morin *et al.* 2003). Pour les besoins de la présente étude, le modèle 2 D simule les variables suivantes de façon précise, pour chaque nœud, chaque scénario de débit et trois états de milieux humides (état en hydraulicité faible, moyenne et élevée) : température, vitesse du courant, profondeur de l'eau, type de substrat inorganique et type de milieu humide. Ces simulations ont été validées par des mesures de terrain (Morin *et al.* 2003; Morin *et al.* 2004; Turgeon *et al.* 2004; Morin *et al.* 2005). Le modèle calcule ensuite à chaque nœud, une valeur d'IQH grâce à la méthode présentée à la section précédente. Pendant les faibles crues printanières, lorsque la différence entre le niveau d'eau local du fleuve et celui de chaque marais aménagé était supérieure à 15 cm, nous avons considéré qu'il y avait absence de géniteurs dans le site par manque d'accès entre les deux types d'habitats. Une valeur d'IQH nulle a donc été attribuée à l'ensemble des nœuds de ce marais. Les cotes fixes de niveau d'eau de chaque marais aménagé au lac Saint-Pierre sont présentées à la section 2.3.1.1. Les calculs d'habitat en 2 D ont été réalisés à l'aide du logiciel MODELER (Secretan et Leclerc 1998).

Tableau 9. Correspondence between the water level and the discharge at the Sorel gauging station, in the fluvial St. Lawrence.

Water level (m; IGLD85)	Discharge (m ³ ·s ⁻¹)
2,96	5 000
3,56	6 500
4,17	8 000
4,74	9 500
5,42	12 000
6,22	14 500
6,92	17 500
8,01	20 500

La superficie utile (SU) a été calculée comme la somme des produits de la superficie de chaque nœud inondé et de l'IQH. Pour illustrer l'impact du débit sur la superficie des habitats de reproduction, la SU a été estimée pour deux années contrastées (1998 et 2000) et huit scénarios de débit. Pendant la fraye du grand brochet les débits étaient de $14\,453\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ (1998) et de $9\,582\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ (2000) et pendant la fraye de la perchaude de $14\,699\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ (1998) et de $10\,068\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ (2000). Dans le but de représenter l'hétérogénéité des habitats présente dans le couloir fluvial, la relation entre la SU et le débit a été calculée individuellement pour les quatre régions du fleuve. Les SU ont été exprimées en valeur absolue (ha) et relative (% par rapport à la valeur maximale observée dans chaque région) afin de déterminer la région la plus affectée par les variations du débit.

3.3.6. Mortalité potentielle

3.3.6.1 Indice de mortalité lors de l'incubation et de la première croissance

Un potentiel de mortalité a été estimé pour la période critique du cycle vital du grand brochet et de la perchaude correspondant au moment où les jeunes de l'année montrent une capacité natatoire très faible, soit l'incubation des œufs et la première croissance. Les jeunes de l'année sont alors considérés comme étant associés aux frayères. Le potentiel tient compte du risque cumulé d'assèchement des œufs et de captivité des jeunes de l'année dans la plaine d'inondation. Il intègre également le potentiel de prédation, de cannibalisme et de compétition qui augmente en présence d'une restriction des superficies d'habitat au cours des premiers stades de vie (Casselman et Lewis 1996, Fortin *et al.* 1982).

Pour quantifier ces effets, un indice de mortalité potentielle (IMP) a été développé et correspond à la superficie des frayères potentielles (SU; voir section précédente), qui se retrouve exondée lors de l'incubation et de la première croissance. En étant exprimé en fonction des SU, la superficie d'habitat exondée est pondérée en fonction de l'IQH et tient compte du potentiel des frayères. L'IMP a été combiné avec le modèle numérique 2 D de façon à estimer, pour chacun des huit scénarios de débit, la valeur des superficies perdues (SP) selon cinq scénarios de diminution du niveau d'eau à Sorel : 0,14 m, 0,28 m, 0,5 m, 1,0 m et 3,0 m. La diminution du niveau d'eau est toujours calculée par rapport à la valeur observée au moment de la reproduction. Chez le grand brochet, l'IMP a été calculé annuellement en considérant une période de quatre quarts de mois après l'observation du maximum de la reproduction, tel que déterminé par le modèle prédictif (voir section 3.3.2.). Il s'agit de la période de temps

généralement requise pour que les jeunes brochets atteignent 20 mm, taille à laquelle ils commencent à être mobiles (Dumont et Fortin 1977, Massé *et al.* 1988). Chez la perchaude, l'IMP a été calculé sur une période de trois quarts de temps après l'observation du maximum de fraye. Cette période inclut l'incubation des œufs et la résorption du sac vitellin, jusqu'à ce que les larves puissent effectuer des migrations passives (Massé *et al.* 1988; données non présentées). Pour illustrer les différences entre les diverses régions du Saint-Laurent dans leur réponse à la régularisation, le calcul des SP a été réalisé pour les quatre régions du fleuve. L'IMP n'a pas été appliqué aux milieux aménagés puisque les variations du niveau d'eau y sont gérées par le MRNF en tenant compte des besoins particuliers des poissons dans ce type de milieu (Lepage et Lalumière 2003).

3.3.6.2 Analyse des décrues historiques

Afin d'établir des recommandations concernant le retrait de la crue, nous avons réalisé une analyse des décrues historiques (1917-2002) observées annuellement à la station de Sorel entre le 17 mai et le 30 juin. C'est durant cette période que les jeunes de l'année du brochet et de la perchaude montrent une taille suffisante pour quitter les zones de reproduction, si la décrue est suffisamment graduelle. La décrue a été définie comme étant une période durant laquelle le niveau d'eau était à la baisse durant au moins deux jours consécutifs. Chaque période de décrue a été caractérisée par son amplitude totale, son taux d'abaissement journalier et sa durée. L'amplitude, le taux d'abaissement et la durée moyenne ont été comparés entre la période pré-régularisée (1917-1959) et la période régularisée (1960-2002) à l'aide d'une analyse de variance (ANOVA). Ces comparaisons ont été réalisées pour des durées de décrue supérieures à 2 jours, de 2 à 7 jours et supérieures à 7 jours pour prendre en compte les différentes échelles de temps à laquelle la régularisation peut agir. Les données ont été transformées en log ou à l'aide de la racine carrée afin de respecter les conditions de normalité. Puisqu'il existait une interaction significative entre la vitesse des décrues et leur durée, la procédure GLM a été utilisée en vue de comparer les pentes de cette relation, entre la période pré-régularisée et la période régularisée. Préalablement à l'analyse, les données ont été transformées en log afin de linéariser la relation. Les percentiles 5%, 10 %, 25%, 50 %, 75%, 90 % et 95% ont été calculés sur les taux d'abaissement journaliers de la période pré-régularisée afin d'identifier les conditions de retrait de la crue qui prévalaient avant que le système soit régularisé à Cornwall.

3.3.7. Reconstitution du potentiel d'habitat historique et impact de la régularisation

Pour quantifier l'impact des variations naturelles du débit d'une année à l'autre et l'effet annuel de la régularisation du Saint-Laurent sur l'habitat de reproduction du brochet et de la perchaude, les SU et les SP ont été estimées annuellement selon deux séries reconstituées de débit hebdomadaire du fleuve pour la période 1960-2000 : la série pré-projet (débit sans régularisation) et la série 1958DD (débit régularisé) (Morin et Bouchard 2000). Pour ce faire, les relations établies entre les SU et les SP et le débit ont été combinées avec le débit observé lors des quarts de mois identifiés pour chacune des deux étapes critiques, le dépôt des œufs pour les SU et l'incubation et la première croissance pour les SP. Finalement, les superficies utiles pondérées (SUP) ont été estimées en soustrayant les SP au SU. Pour illustrer les différences entre les diverses régions du Saint-Laurent dans leur réponse à la régularisation, le calcul des SUP a été réalisé séparément pour les quatre régions du fleuve. Les traitements statistiques ont été réalisés à l'aide de la version 10,0 du logiciel SYSTAT pour Windows.

3.4. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.4.1. Chronologie de la reproduction

Afin de prédire annuellement la chronologie de la reproduction, un modèle a été développé pour chaque espèce en fonction de la température de l'air mesurée à la station de Dorval. Les modèles et les dates du maximum de fraye prédites, qui ont été utilisés dans le calcul des superficies d'habitat de reproduction, sont présentés aux tableaux 10 et 11 pour le grand brochet et la perchaude respectivement. Le modèle du grand brochet affiche une très bonne précision. On observe une différence moyenne de $3,3 \pm 3,8$ jours ($n = 18$) entre les dates du maximum de fraye prédites et observées dans la littérature (Fortin *et al.* 1982, Dumont et Fortin 1977, Massé *et al.* 1988, Breton 1978, Cadieux et Villeneuve 1981, section 2.3.2.3 du présent rapport). À l'échelle temporelle où la gestion du système est réalisée, c'est-à-dire au quart de mois, la différence moyenne entre les valeurs prédites et observées est de $0,4 \pm 0,6$ quart de mois ($n = 18$). Les données utilisées pour la validation couvrent les années 1974-1978 et 2002-2003 et sont donc représentatives de périodes hydrographiques contrastées. Au lac Saint-Pierre en 2003, un refroidissement semble avoir entraîné un arrêt de la reproduction, suivi d'une reprise des activités de fraye après plusieurs jours (section 2.3.2.3.). Ce refroidissement local semble avoir été très peu perceptible à la station de Dorval, ce qui a occasionné de fortes différences entre les valeurs prédites et observées. Cependant, les prédictions nous donnent une

estimation précoce de la reproduction, ce qui indique que la période de reproduction a vraisemblablement été considérée dans nos estimations. Lorsqu'on exclut ces données des analyses, on observe une très nette amélioration des différences entre les valeurs prédites et observées : $1,7 \pm 0,2$ jours et $0,2 \pm 0,4$ quarts de mois ($n = 16$).

Tableau 10. Date et quart de mois du maximum de la reproduction du grand brochet prédite à partir du modèle modifié de Massé *et al.* (1988) (degrés-jours cumulatifs (T_{\max} air Dorval $> 5^\circ$) ≥ 80 et T_{\max} Dorval $\geq 8^\circ$).

Année	Date de fraye			Année	Date de fraye		
	Mois	Jour	Quart de mois		Mois	Jour	Quart de mois
1953	4	2	13	1979	4	11	14
1954	4	19	15	1980	4	7	13
1955	4	17	15	1981	3	29	12
1956	4	27	16	1982	4	18	15
1957	4	19	15	1983	4	15	14
1958	4	15	14	1984	4	12	14
1959	4	16	15	1985	4	21	15
1960	4	21	15	1986	4	2	13
1961	4	21	15	1987	3	31	12
1962	4	12	14	1988	4	4	13
1963	4	16	15	1989	4	15	14
1964	4	13	14	1990	4	19	15
1965	4	15	14	1991	4	8	13
1966	4	15	14	1992	4	21	15
1967	4	15	14	1993	4	13	14
1968	4	4	13	1994	4	18	15
1969	4	16	15	1995	4	4	13
1970	4	21	15	1996	4	12	14
1971	4	30	16	1997	4	21	15
1972	4	30	16	1998	4	10	14
1973	4	15	14	1999	4	8	13
1974	4	21	15	2000	3	26	12
1975	4	25	16	2001	4	20	15
1976	4	10	14	2002	4	11	14
1977	4	11	14	2003	4	12	14
1978	4	26	16				

Tableau 11. Maximum de la reproduction de la perchaude prédite à partir du modèle modifié de Massé et al. (1988) (degrés-jours (Tmax air Dorval > 5°C) ≥ 170 et Tmax Dorval ≥ 10°C).

Année	Date de fraie			Année	Date de fraie		
	Mois	Jour	Quart de mois		Mois	Jour	Quart de mois
1953	4	17	15	1979	4	24	16
1954	4	29	16	1980	4	24	16
1955	4	28	16	1981	4	8	13
1956	5	10	18	1982	4	29	16
1957	4	25	16	1983	5	2	17
1958	4	21	15	1984	4	26	16
1959	4	26	16	1985	4	28	16
1960	5	2	17	1986	4	18	15
1961	5	4	17	1987	4	15	14
1962	4	28	16	1988	4	17	15
1963	4	29	16	1989	4	30	16
1964	4	27	16	1990	4	27	16
1965	5	1	17	1991	4	24	16
1966	4	25	16	1992	5	2	17
1967	5	1	17	1993	4	28	16
1968	4	14	14	1994	4	30	16
1969	5	2	17	1995	4	24	16
1970	4	30	16	1996	4	26	16
1971	5	10	18	1997	4	30	16
1972	5	12	18	1998	4	18	15
1973	4	21	16	1999	4	22	15
1974	4	30	16	2000	4	20	15
1975	5	5	17	2001	4	27	16
1976	4	18	15	2002	4	17	15
1977	4	19	15	2003	4	27	16
1978	5	7	17				

Le modèle prédisant la date de reproduction de la perchaude montre une précision supérieure à celui du grand brochet. On observe une différence moyenne de $2,0 \pm 1,7$ jours et $0,04 \pm 0,20$ quart de mois ($n = 23$) entre les valeurs prédites et observées dans la littérature (Massé *et al.* 1988, Clady 1976, Guénette *et al.* 1994, GVL Env. Inc 1999, 2001; section 2.3.2.3. du présent rapport). Ces données couvrent les années 1975-1976, 1984-1991 et 1999-2003 et les secteurs de Montréal-Sorel et du lac Saint-Pierre. La précision des modèles du grand brochet et de la perchaude est considérée comme étant très satisfaisante puisque l'incertitude sur la prédiction est inférieure à la variabilité interannuelle d'environ trois semaines que l'on peut observer dans le système (tableaux 10 et 11). Puisque la période antérieure à 1953 n'était pas couverte par la station de Dorval, la moyenne des quarts de mois correspondant à la reproduction, pour la période 1953-2000, a été appliquée annuellement pour la période 1900-1952 (quarts de mois 14 et 16 pour le grand brochet et la perchaude respectivement).

3.4.2. Caractérisation des habitats de reproduction

3.4.2.1 Préférences thermiques chez le grand brochet

Pour déterminer les préférences thermiques des grands brochets au moment de la reproduction, la température mesurée sur les grands brochets a été comparée à celle mesurée à certaines stations fixes situées directement sur la frayère. Les données de température considérées dans les analyses ont été récoltées du 8 avril 2004 au 4 mai 2004, période au cours de laquelle se serait déroulée la reproduction du grand brochet (figure 16). Cette période inclut à la fois la recherche des sites de reproduction et le dépôt des œufs sur la frayère. Le profil thermique de la rivière aux Pins montre une forte hétérogénéité qui peut atteindre près de 7 °C entre les zones froides et les zones chaudes. Entre 4 et 11 brochets étaient présents quotidiennement sur la frayère (moyenne quotidienne : 9 ± 2 individus; $n = 27$).

Une relation linéaire significative a été observée entre la température mesurée quotidiennement sur les brochets et celle mesurée sur la frayère (figure 17). Ce résultat suggère que la température sélectionnée par le brochet est relative à ce qui est disponible à chaque jour et que les brochets ne se distribuent pas selon une température optimale constante tout au long de la reproduction. La pente de la relation entre la température moyenne mesurée sur les

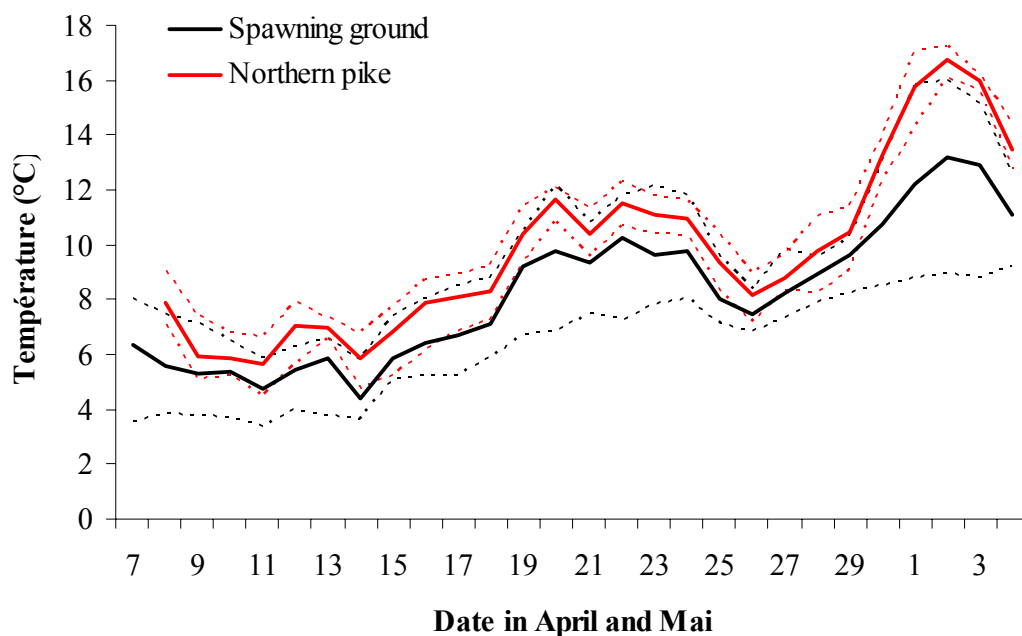


Figure 16. Daily water temperature (mean, min and max) measured using thermographs attached on Northern pikes (red; $n=20$) and placed in the spawning ground (black; $n=8$) in the Rivière aux Pins marsh, fluvial St. Lawrence River, spring 2004.

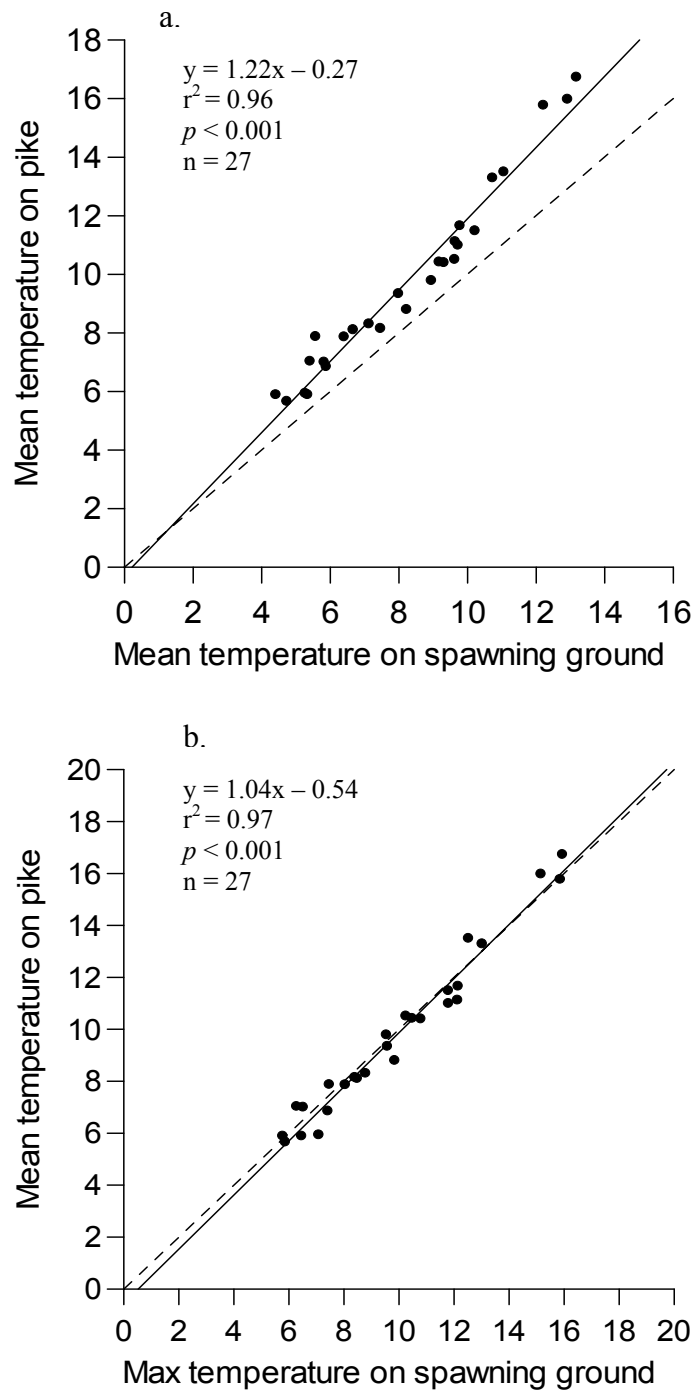


Figure 17. Daily water temperature monitored on (a) the Northern pikes and (b) on the spawning ground in the spring of 2004 in the Rivière aux Pins marsh, fluvial St. Lawrence River. Relationship for a slope equal to one is also shown.

grands brochets et celle mesurée sur la frayère est significativement supérieure à 1 ($F = 9,825$; $p = 0,004$; figure 17), ce qui indique que le mouvement des poissons ne s'effectue pas au hasard. Si cela avait été le cas, nous nous serions attendus à n'observer aucune différence entre les deux séries de température. Au contraire, la pente de la relation entre la température moyenne mesurée sur les grands brochets et la température maximum mesurée sur la frayère n'était pas significativement différente de 1 et son ordonnée à l'origine n'était pas significativement différente de 0 ($F = 0,511$ et $0,798$; $p = 0,479$ et $0,378$ respectivement; figure 17). Les grands brochets se distribueraient donc systématiquement en fonction des températures les plus élevées sur la frayère.

Pour les besoins de la modélisation, il était nécessaire de décrire le potentiel thermique d'un habitat donné au moment de la reproduction. Puisque les préférences thermiques des brochets variaient d'une journée à l'autre en fonction de la température disponible dans le milieu, il s'est avéré nécessaire d'exprimer la température sélectionnée par chaque poisson en fonction des valeurs disponibles dans le milieu. Le rang percentile de la température moyenne quotidienne de chaque individu a été calculé par rapport à celui du milieu ambiant et la fréquence relative des rangs percentiles (classes de 10 %) pour toute la période d'étude a été calculée. C'est cette dernière relation qui a servi à décrire le potentiel thermique des habitats dans le modèle du grand brochet (figure 18). Elle représente une mesure de la probabilité de retrouver des géniteurs à une température donnée.

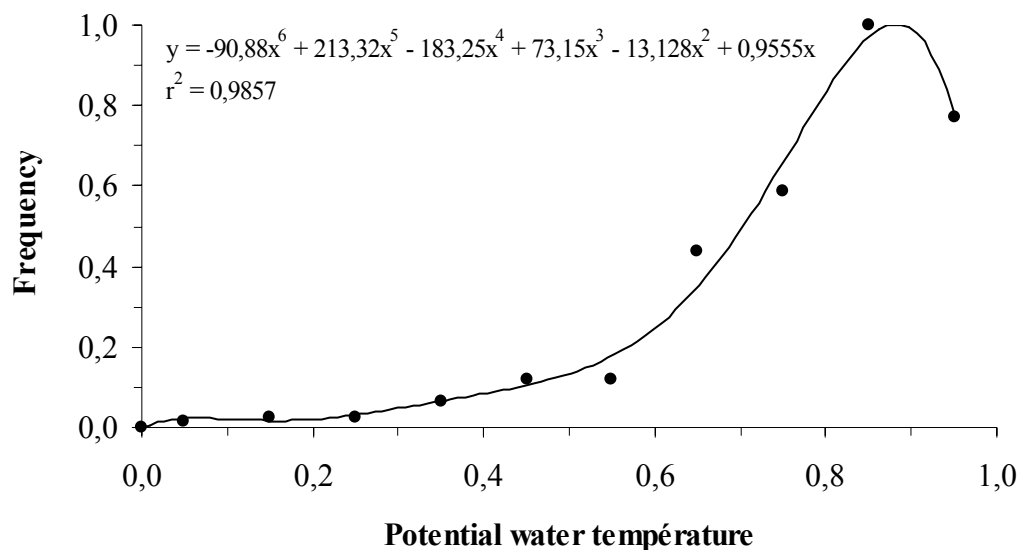


Figure 18. Frequency of observation of Northern pikes at different daily potential temperatures in the spring of 2004 in the Rivière aux Pins marsh, fluvial St. Lawrence River.

3.4.2.2 Description des habitats de reproduction de la perchaude

Les habitats sélectionnés par la perchaude pour le dépôt des œufs ont été caractérisés aux printemps 2003 et 2004 au marais aménagé de l'Île du Moine. Ce marais convenait bien à une étude sur la sélection des sites de reproduction pour plusieurs raisons. Il montre une hétérogénéité spatiale relativement élevée et son niveau d'eau stable maintient une accessibilité constante aux différents types d'habitats disponibles. Son isolement des vents dominants, qui fait en sorte qu'il est presque constamment exempt de vagues, et son eau limpide permettent la caractérisation visuelle des stations d'échantillonnage. Au cours des deux années d'étude, les perchaudes ont déposé leurs œufs à des profondeurs situées entre 0,3 m et 0,9 m (figure 19). Les perchaudes ont toujours sélectionné des stations présentant un substrat végétal. Elles ont utilisé des stations dont l'architecture de la végétation était représentée par un tapis de végétaux morts appuyé sur le fond (type 1) ou par une combinaison de tiges verticales submergées et d'un tapis de végétaux (types 2 et 3; figure 19). La perchaude est reconnue pour être très opportuniste dans la sélection du substrat sur lequel elle dépose ses œufs. Elle peut utiliser une grande variété de substrats submergés (blocs, gravier, macrophytes, racines et branches d'arbres, etc.) à des profondeurs de 0,5 – 8,0 m (Craig 2000, Robillard et Marsden 2001). Cependant, il semble y avoir des types d'habitats qu'elles évitent, c'est-à-dire les zones dont la densité était très élevée (densité 4) et les habitats présentant un substrat inorganique fin exempt de végétation (densité 1; limon et argile). Les zones de végétation émergente dense, composées majoritairement de quenouilles (*Thypha sp.*), ont été systématiquement évitées, même si par endroit, elles étaient accessibles aux géniteurs et présentaient une profondeur optimale (figure 19). Il est possible que le couvert végétal important présent dans ces zones ralentisse le réchauffement de l'eau au printemps et les rendent peu attrayantes pour la perchaude. On observe également que les œufs sont déposés dans des endroits facilement accessibles, toujours à proximité de zones de profondeur supérieure à 1 m (figure 19). Ces résultats ont été utilisés dans le développement de l'indice de qualité des habitats de reproduction de la perchaude présenté à la section 3.3.4.

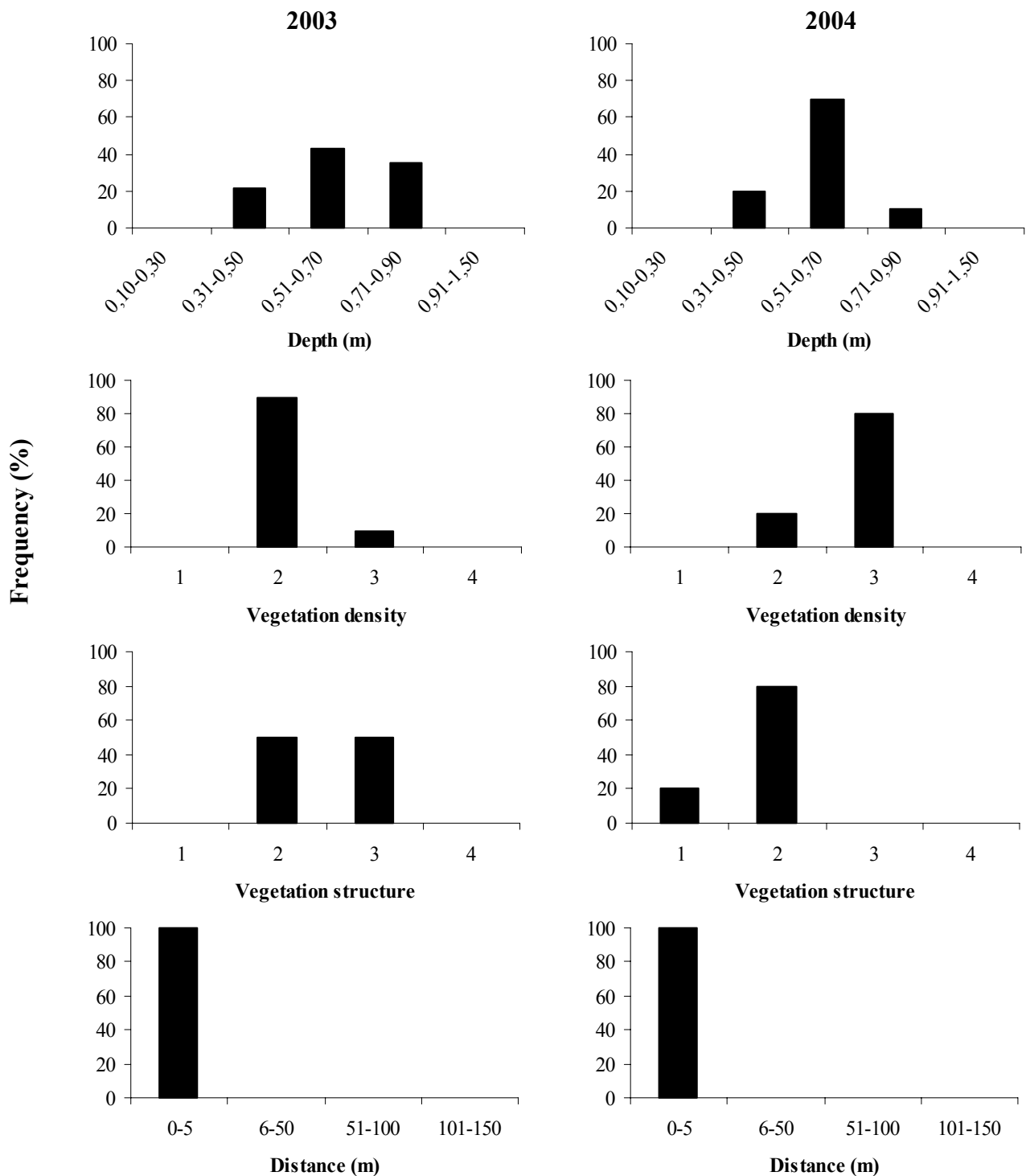


Figure 19. Frequency of sampling stations selected for egg deposition by the yellow perch for different habitat classes in the spring of 2003 and 2004 in the Île du Moine marsh, fluvial St. Lawrence River.

3.4.3. Superficie d'habitat et débit

Le débit du fleuve Saint-Laurent a un impact positif sur la disponibilité des habitats de reproduction du grand brochet et de la perchaude lors du dépôt des oeufs. Comme en témoignent les superficies utiles (SU), l'habitat des deux espèces a augmenté avec le débit du fleuve et a atteint une superficie maximale aux débits les plus élevés ($\geq 17\,500\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$; figure 20). Au lac Saint-Pierre et dans l'archipel de Sorel, les valeurs d'IQH des deux espèces pour trois scénarios de débit montrent qu'une augmentation de la quantité d'eau dans le système entraîne une hausse de la superficie globale des habitats de reproduction et de la superficie spécifique des habitats de meilleure qualité (figures 21 et 22). La similitude entre les deux espèces s'explique par leurs besoins spécifiques, qui sont similaires. Le grand brochet et la perchaude sont respectivement phytophile et phyto-lithophile, ce qui signifie qu'ils sont susceptibles de déposer leurs œufs sur la végétation inondée au moment de la crue printanière (voir références à la section 3.3.4.). Ils se reproduisent dans des zones peu profondes où la vitesse du courant est faible. Le fait que les périodes de reproduction de ces deux espèces se succèdent à une ou deux semaines d'intervalle (Massé *et al.* 1988; voir section 2) permet de documenter les impacts du débit sur presque toute la durée de la crue printanière. On observe également que l'état des milieux humides, qui est le reflet du niveau d'eau moyen connu au cours des trois années précédentes (avril à mi-novembre; Turgeon *et al.* 2004), a un impact sur la disponibilité des habitats, en particulier à des débits inférieurs à $12\,000\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ (figure 20). La forme de la relation et la position du maximum étaient comparables pour les deux espèces, mais le débit était plus limitant pour le grand brochet à des débits faibles, inférieurs à $9\,500\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ (figure 20). Aux débits les plus fréquemment observés au printemps en présence et en absence de régularisation, c'est-à-dire entre $9\,500\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ et $14\,500\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ (Morin *et al.* 2005, données non présentées), c'est le grand brochet qui montre les effets les plus importants du débit sur la disponibilité des habitats de reproduction.

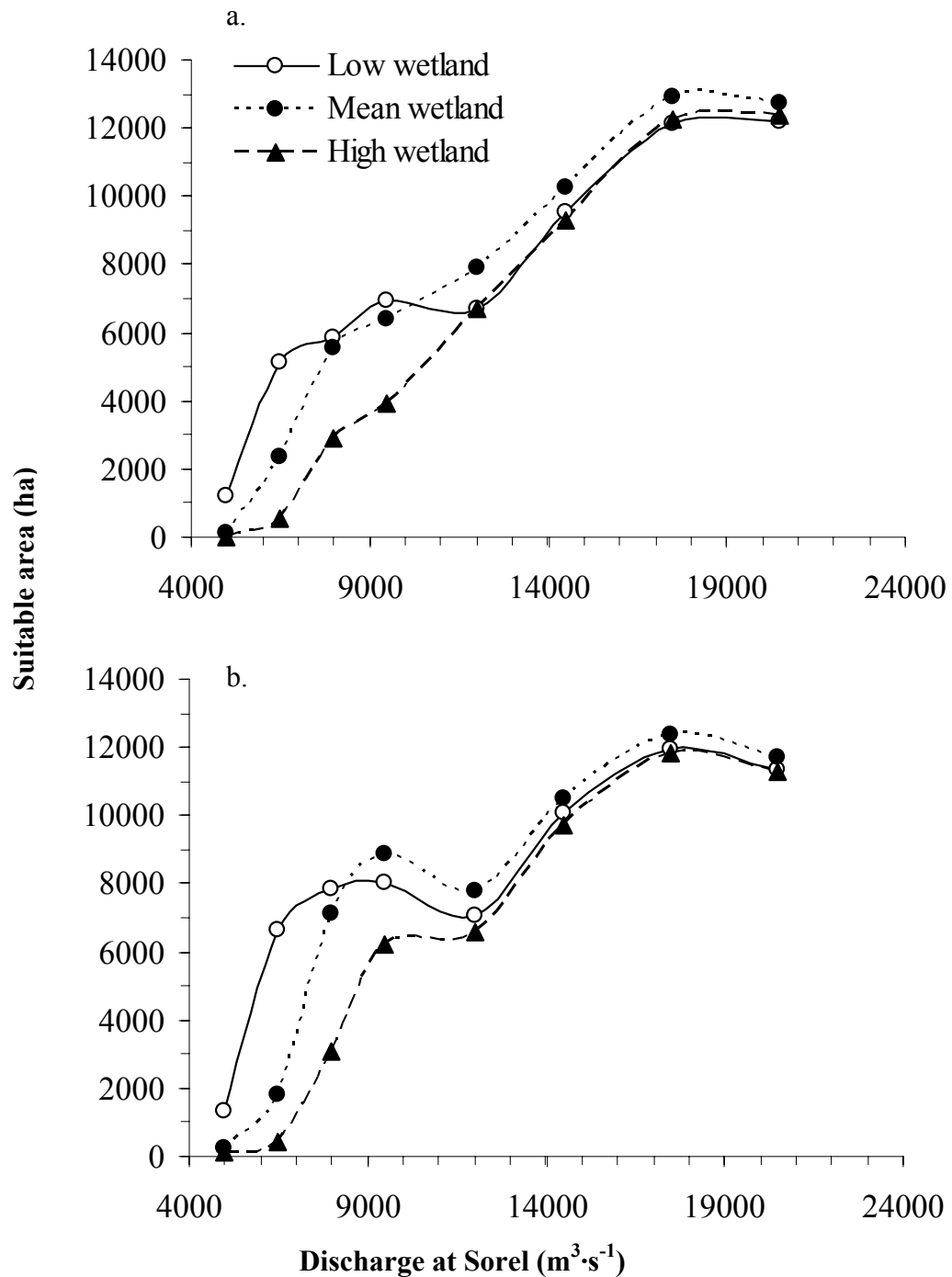


Figure 20. Spawning habitat availability for (a) Northern pike and (b) yellow perch for eight discharge scenarios at Sorel and three wetland states (low, mean and high water level) in the fluvial St. Lawrence River.

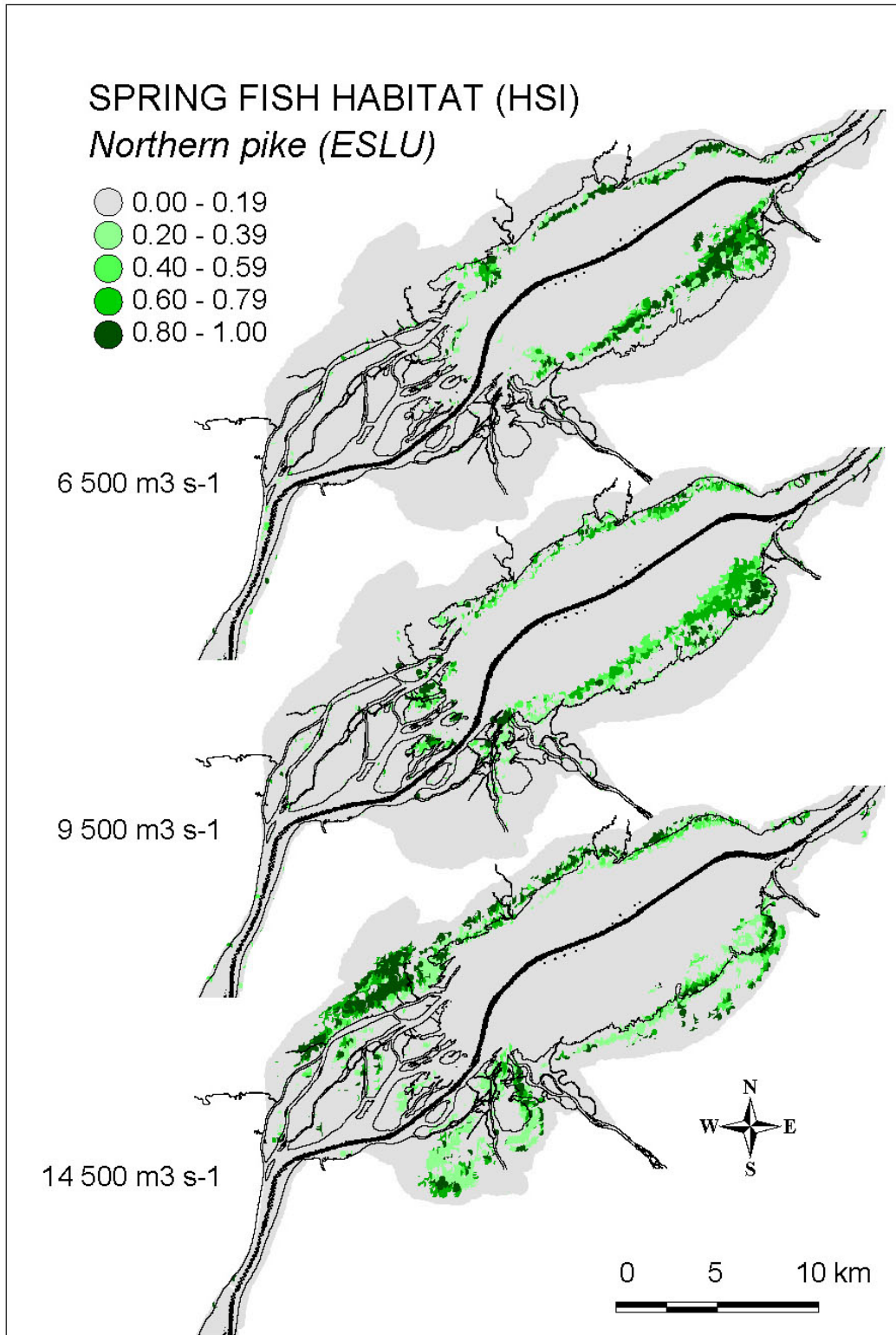


Figure 21. Spring spawning habitat available for Northern pike (ESLU), for a mean wetland state, when the discharge at Sorel is 6 500, 9 500 and 14 500 m³ s⁻¹.

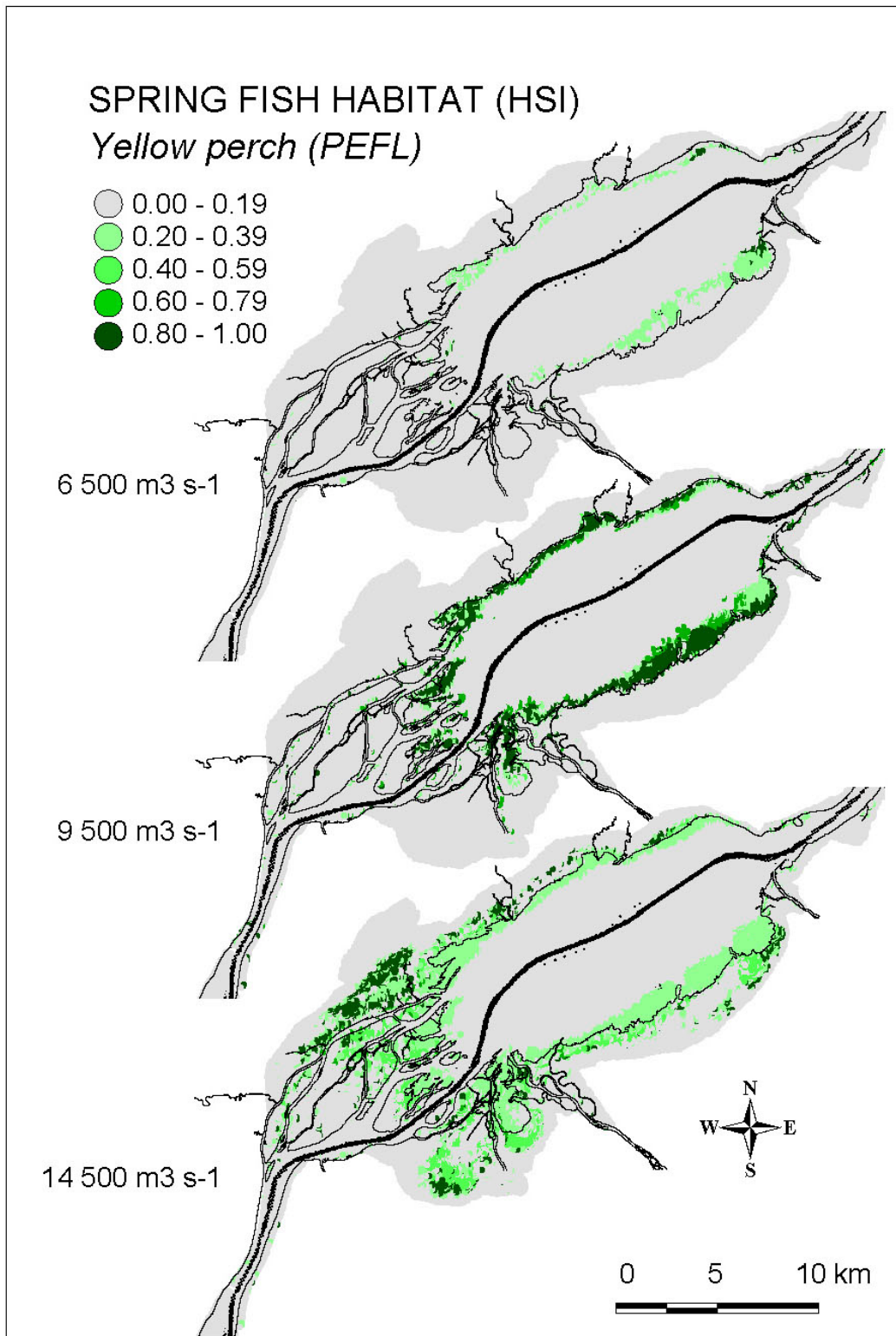


Figure 22. Spring spawning habitat available for yellow perch (PEFL), for a mean wetland state, when the discharge at Sorel is 6 500, 9 500 and 14 500 m³ s⁻¹.

Les conditions hydrologiques très différentes observées dans le Saint-Laurent en 1998 et en 2000 illustrent très bien l'effet du débit sur les habitats de reproduction printaniers. Comparativement à 1998, la SU a connu en 2000 une diminution de 42% pour le grand brochet (3 664 ha contre 7 136 ha) et de 27% pour la perchaude (4 121 ha contre 7 540 ha).

Dans l'ensemble du fleuve Saint-Laurent, les plus grandes frayères sont situées au lac Saint-Pierre et dans l'archipel de Sorel (figures 23 et 24). Le lac Saint-Pierre est un lac fluvial typique qui possède une faible profondeur moyenne de 3,17 m au débit moyen et une imposante plaine d'inondation atteignant 14 000 ha durant cinq à neuf semaines lors des crues à récurrence de deux ans (Frenette *et al.* 2003, Lessard 1991). La topographie locale des régions du lac Saint-Pierre et de l'archipel de Sorel favorise la formation de grandes superficies de milieux humides et une vitesse d'écoulement relativement lente à débit élevé, ce qui en fait des régions favorables à la reproduction du grand brochet et de la perchaude.

La superficie des habitats disponibles, détaillée individuellement pour les quatre régions du Saint-Laurent, indique des différences dans la réponse aux variations du débit. Comme en témoignent les SU relatives, l'habitat de reproduction du grand brochet a montré une augmentation rapide avec la hausse du débit, atteignant des valeurs supérieures à 70 % du potentiel régional, dans le secteur du lac Saint-Louis et dans le tronçon Montréal-Sorel (figure 23). Dans la gamme des débits les plus fréquemment observés dans le système, les SU montrent un plafonnement et une tendance à la baisse avec l'augmentation du débit au lac Saint-Louis dans le tronçon Montréal-Sorel respectivement. Au contraire, l'archipel de Sorel et le lac Saint-Pierre nécessitent un débit plus élevé pour atteindre des valeurs supérieures à 70 % et ces deux secteurs montrent une tendance positive avec l'augmentation du débit dans la gamme de valeurs les plus fréquentes (figure 23). Ces résultats suggèrent qu'un plan de régularisation qui favorise une augmentation du débit au moment de la reproduction peut avoir des effets opposés sur l'habitat de reproduction entre les régions. Outre le fait qu'un plan de régularisation favorise ou non les superficies d'habitat, les valeurs observées par rapport au potentiel d'une région doivent être considérées pour juger de l'efficacité d'un plan. Par exemple, une diminution des superficies d'habitat dans le tronçon Montréal-Sorel, dans la gamme des débits les plus fréquents n'a pas le même impact qu'une diminution similaire dans l'archipel de Sorel car dans le premier cas, les superficies demeurent élevées par rapport au potentiel du secteur.

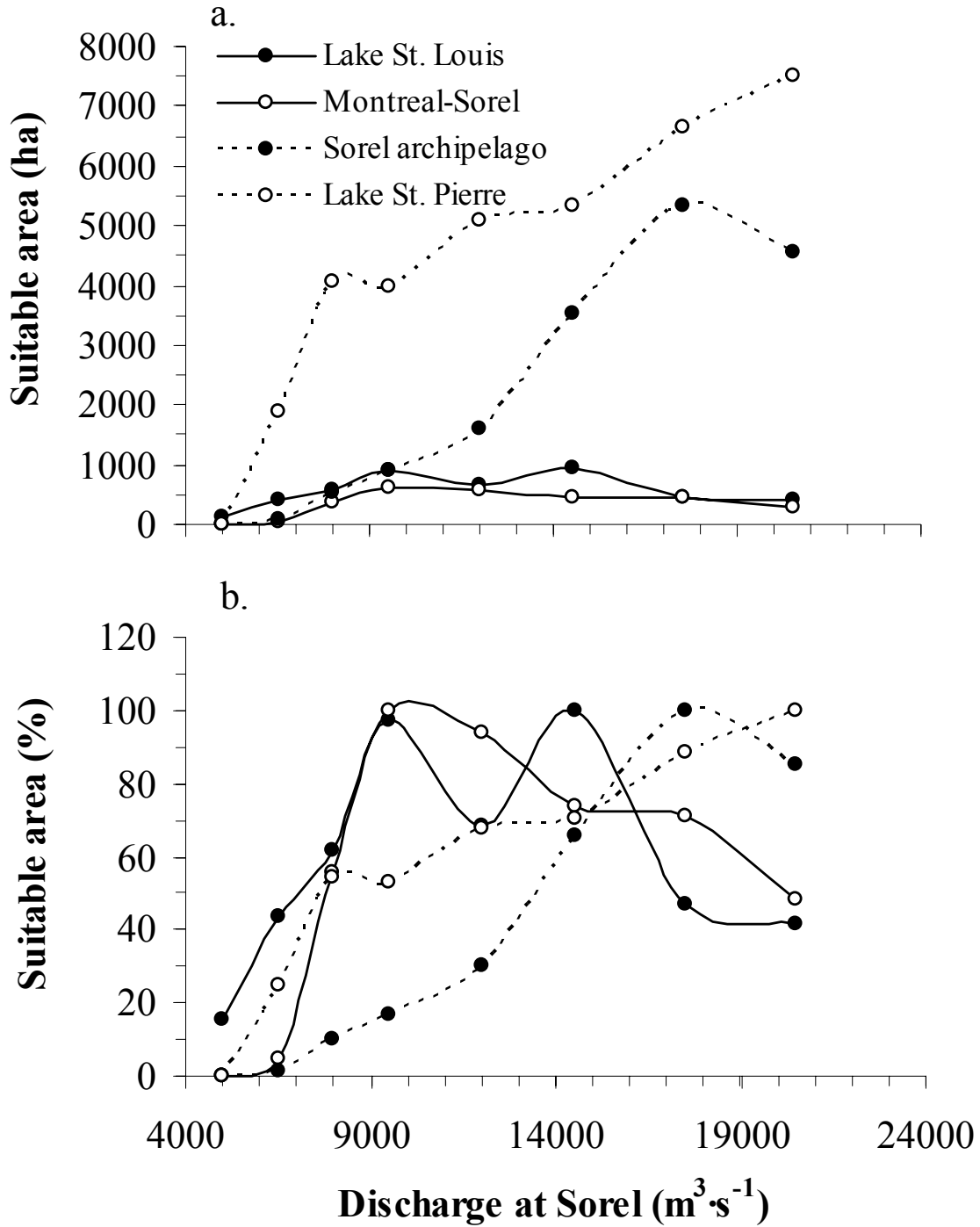


Figure 23. Spawning habitat availability for Northern pike for eight discharge scenarios at Sorel with the mean wetland state in the fluvial St. Lawrence River. Suitable areas are presented in absolute (a) and relative values (b).

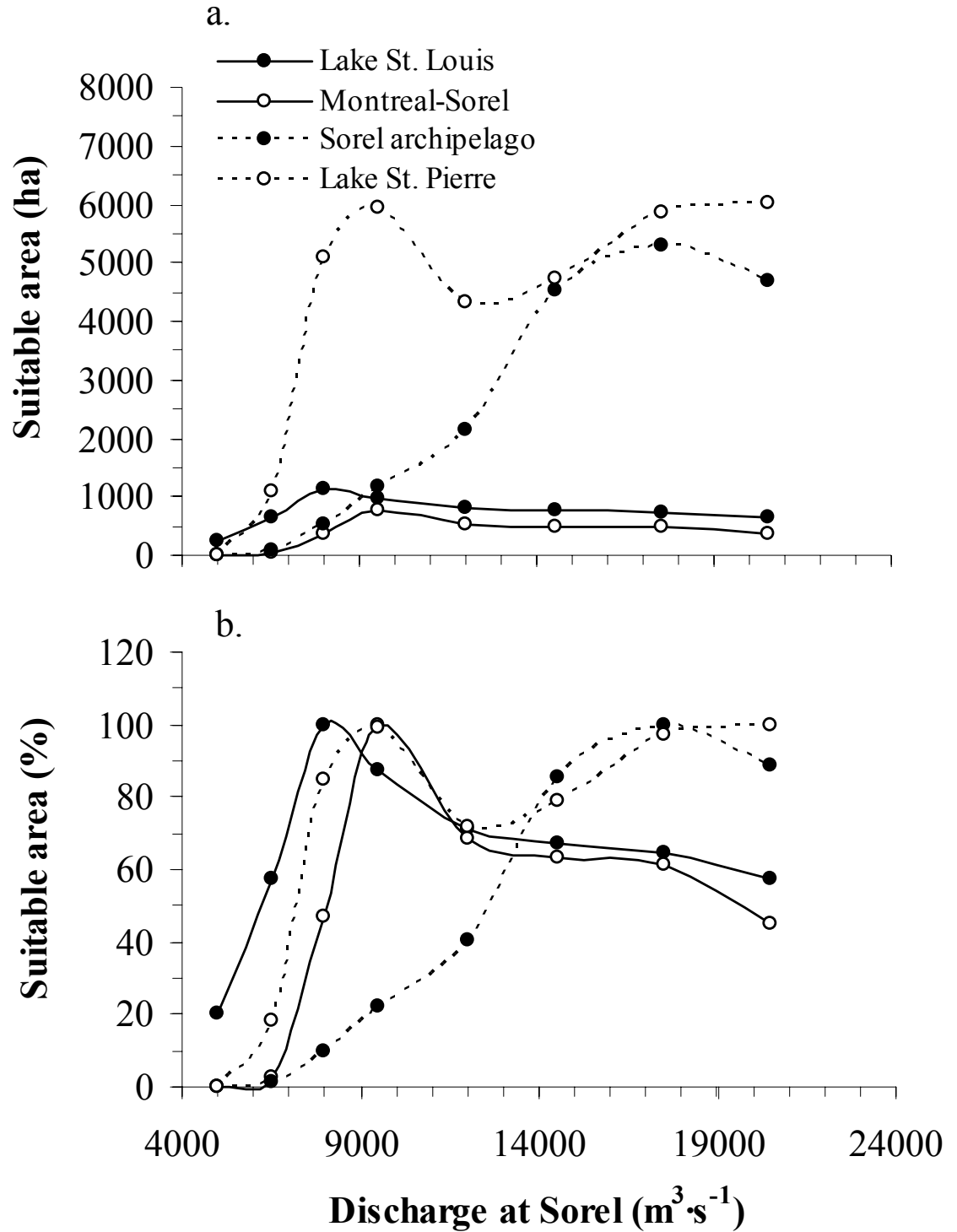


Figure 24. Spawning habitat availability for yellow perch for eight discharge scenarios at Sorel with the mean wetland state in the fluvial St. Lawrence River. Suitable areas are presented in absolute (a) and relative values (b).

Chez la perchaude, des différences régionales ont également été observées. Le lac Saint-Louis, le tronçon Montréal-Sorel et le lac Saint-Pierre montrent des valeurs élevées de SU, supérieures à 70 % du potentiel régional, à des débits faibles (figure 24). Dans la gamme des débits les plus souvent observés, ces trois régions montrent une tendance à la baisse avec l'augmentation du débit. Au contraire, l'archipel de Sorel nécessite des débits plus élevés pour atteindre de fortes valeurs de SU et, dans la gamme des conditions les plus fréquentes, cette région montre une tendance positive avec l'augmentation du débit. Pour les deux espèces à l'étude, un débit de $14\,500\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ représente le meilleur compromis pour les quatre régions du fleuve.

Les différences régionales dans la réponse aux variations du débit s'expliqueraient par la topographie locale, la vitesse d'écoulement à débit élevé ainsi que par la superficie et l'élévation des milieux humides dans la plaine d'inondation. Par exemple, le tronçon Montréal – Sorel est caractérisé par un écoulement relativement rapide et par des milieux humides confinés à une mince bande riveraine, située autour des îles et le long de la voie maritime. Ces milieux sont rapidement inondés lors des faibles crues et perdent du potentiel lorsque le débit est élevé, en raison de l'augmentation de la profondeur et de la vitesse d'écoulement.

Certains résultats récents concernant la génétique de la perchaude suggèrent l'existence de plusieurs populations dans le Saint-Laurent, même à l'échelle de la région (Leclerc 2005). Des études concernant les mouvements des grands brochets dans le Saint-Laurent démontrent que les migrations s'effectuent sur des distances relativement courtes (Leclerc 1983). Il est donc probable que des conditions défavorables dans une région donnée aient des impacts locaux majeurs sur les populations. Ces résultats soulignent l'importance de considérer les différentes régions du fleuve séparément pour estimer adéquatement l'impact des variations hydrologiques du Saint-Laurent sur la communauté de poissons. À en juger par la superficie relative au potentiel régional, c'est l'archipel de Sorel qui est la région la plus sensible aux variations du débit lors du dépôt des œufs et ce, pour le grand brochet et la perchaude.

3.4.4. Mortalité potentielle

3.4.4.1 Indice de mortalité lors de l'incubation et de la première croissance

Une analyse a été réalisée chez le grand brochet et la perchaude dans le but de quantifier la mortalité potentielle des jeunes stades de développement, attribuable à l'assèchement des frayères au cours de l'incubation des œufs et de la première croissance. Les simulations menées sur cinq scénarios de baisse de niveau d'eau variant entre 0,14 m et 3 m révèlent qu'une proportion importante de l'habitat qui était disponible au moment du déclenchement de la reproduction peut être perdue suite à une diminution du niveau d'eau, si elle survient lorsque les jeunes de l'année sont peu mobiles (figure 25). La perte d'habitat engendrée par une diminution de 0,5 m et 1,0 m au lac Saint-Pierre et dans l'archipel de Sorel illustre très bien l'importance du phénomène (figures 26 et 27). On remarque que les premiers territoires à être découverts suite à une diminution du niveau correspondent aux habitats qui offraient le meilleur potentiel pour le dépôt des œufs. Ce résultat s'explique par le fait que le grand brochet et la perchaude utilisent généralement des zones de végétation inondée, peu profondes, à faible vitesse de courant et montrant une température élevée au printemps (voir références à la section 3.3.4). Ceci rend les deux espèces vulnérables à la diminution du niveau d'eau suite au dépôt des œufs.

La disponibilité des habitats de reproduction du brochet et de la perchaude est donc relative et dépend à la fois de ce qui est disponible au moment de la déposition des œufs et de ce qui est perdu en raison de l'assèchement des frayères. La proportion des habitats perdus suite à une diminution du niveau, observée historiquement depuis le début de la régularisation à Cornwall, montre que les baisses du niveau ont entraîné l'assèchement de jusqu'à 80 % des habitats où des œufs ont potentiellement été déposés (figure 28). On remarque également des différences marquées entre les quatre régions du Saint-Laurent dans la proportion de perte d'habitat pour une même diminution du niveau d'eau (figure 28). Pour les deux espèces, c'est l'archipel de Sorel, au même titre que pour la disponibilité des sites de dépôt des œufs (voir section précédente), qui est la région la plus limitante par rapport au débit (figure 28). Ce résultat s'explique par la topographie locale des frayères qui sont souvent situées sur des berges abruptes ou relativement hautes dans la plaine d'inondation. Pour un même secteur et une même amplitude de baisse, il semble également que la perchaude soit plus affectée que le grand brochet (figure 28).

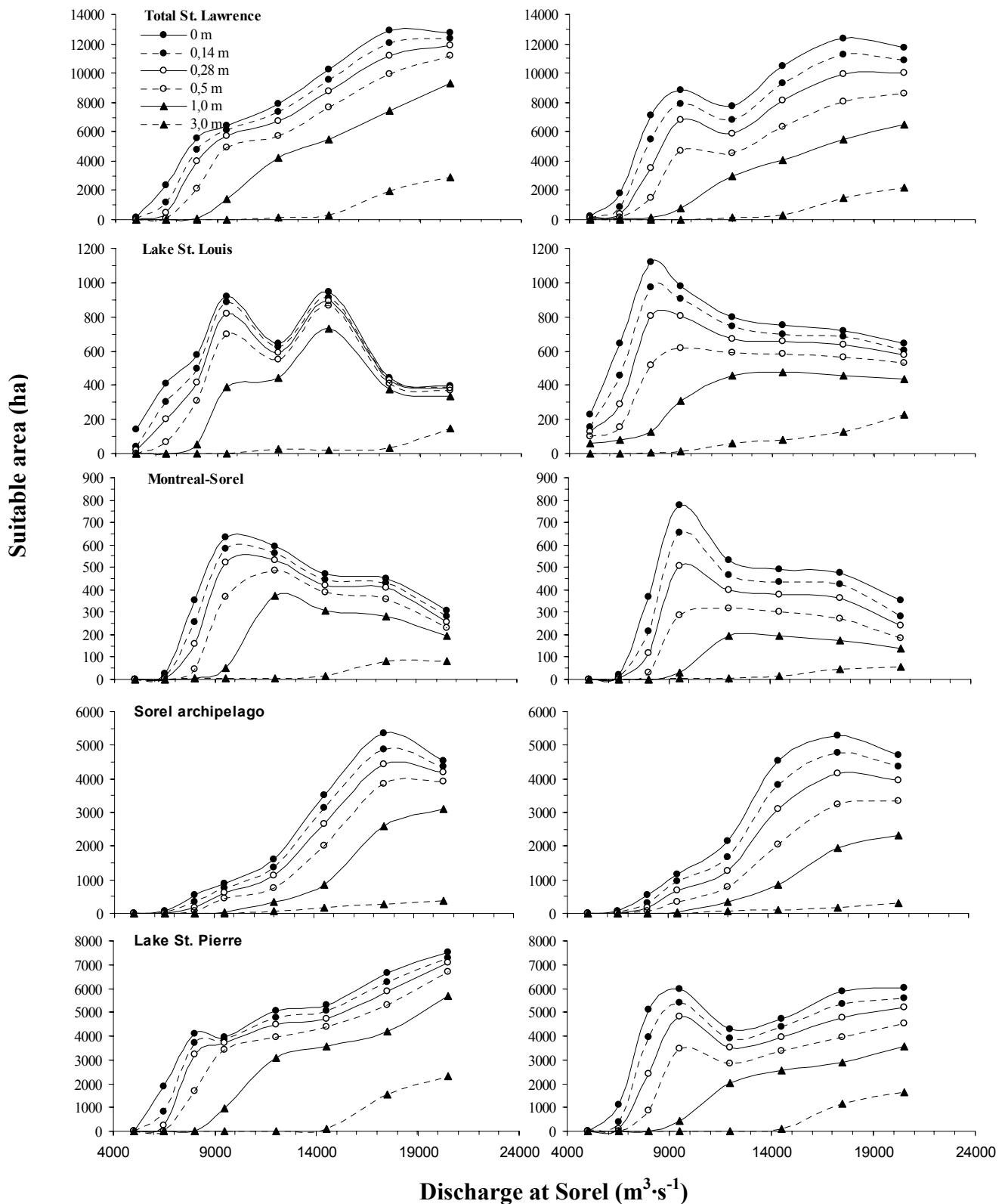


Figure 25. Spawning habitat available for Northern pike (left) and yellow perch (right) for eight discharge and six water level decrease scenarios at Sorel with the mean wetland state in the fluvial St. Lawrence River. Suitable areas are presented (a) in absolute and (b) in relative values.

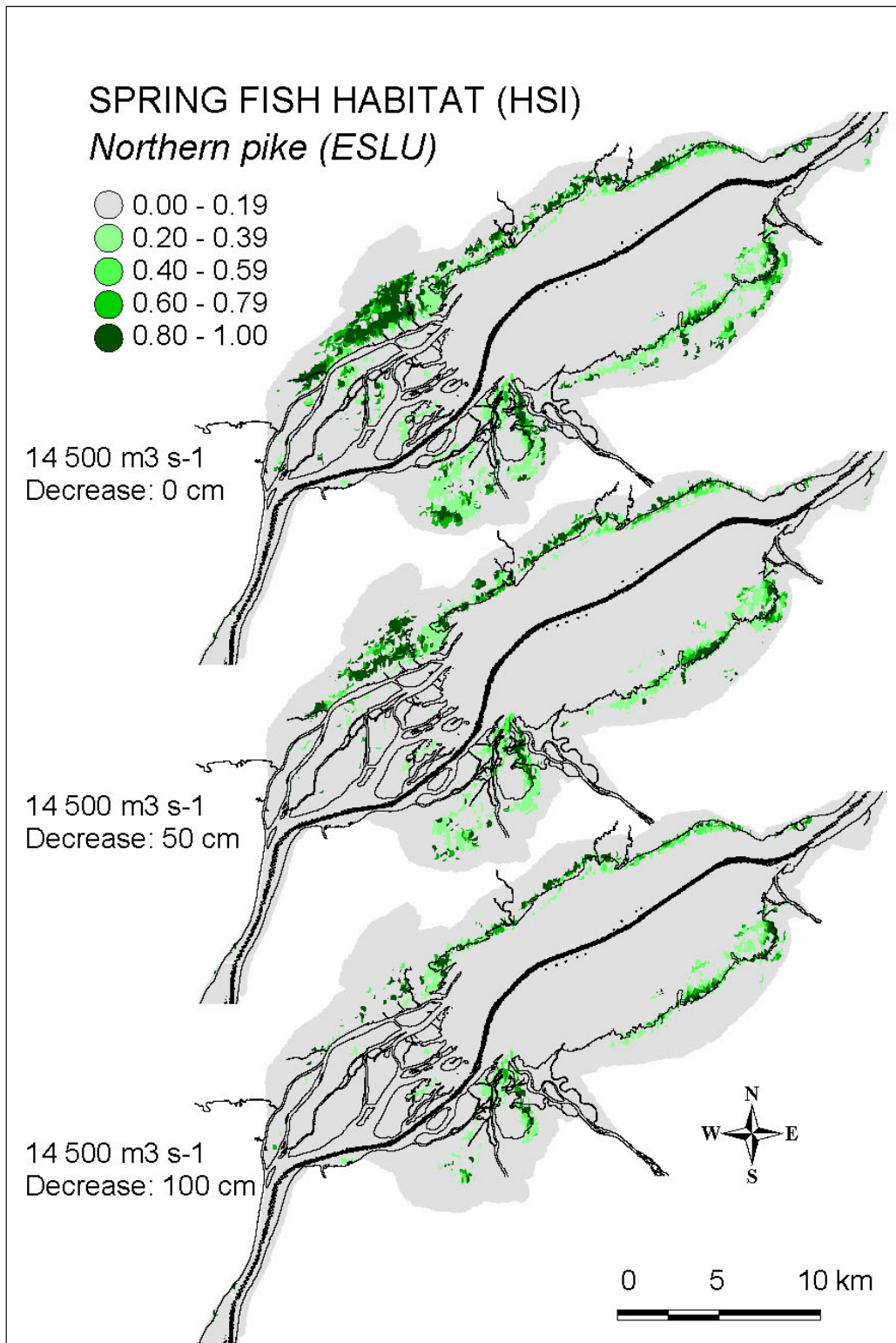


Figure 26. Potential mortality during incubation and first life stage growth of Northern pike (ESLU), due to water level decrease in the St. Lawrence River. Habitat losses were mapped for three decreases : 0 cm, 50 cm and 100 cm, when the discharge at Sorel is 14 500 m³s⁻¹.

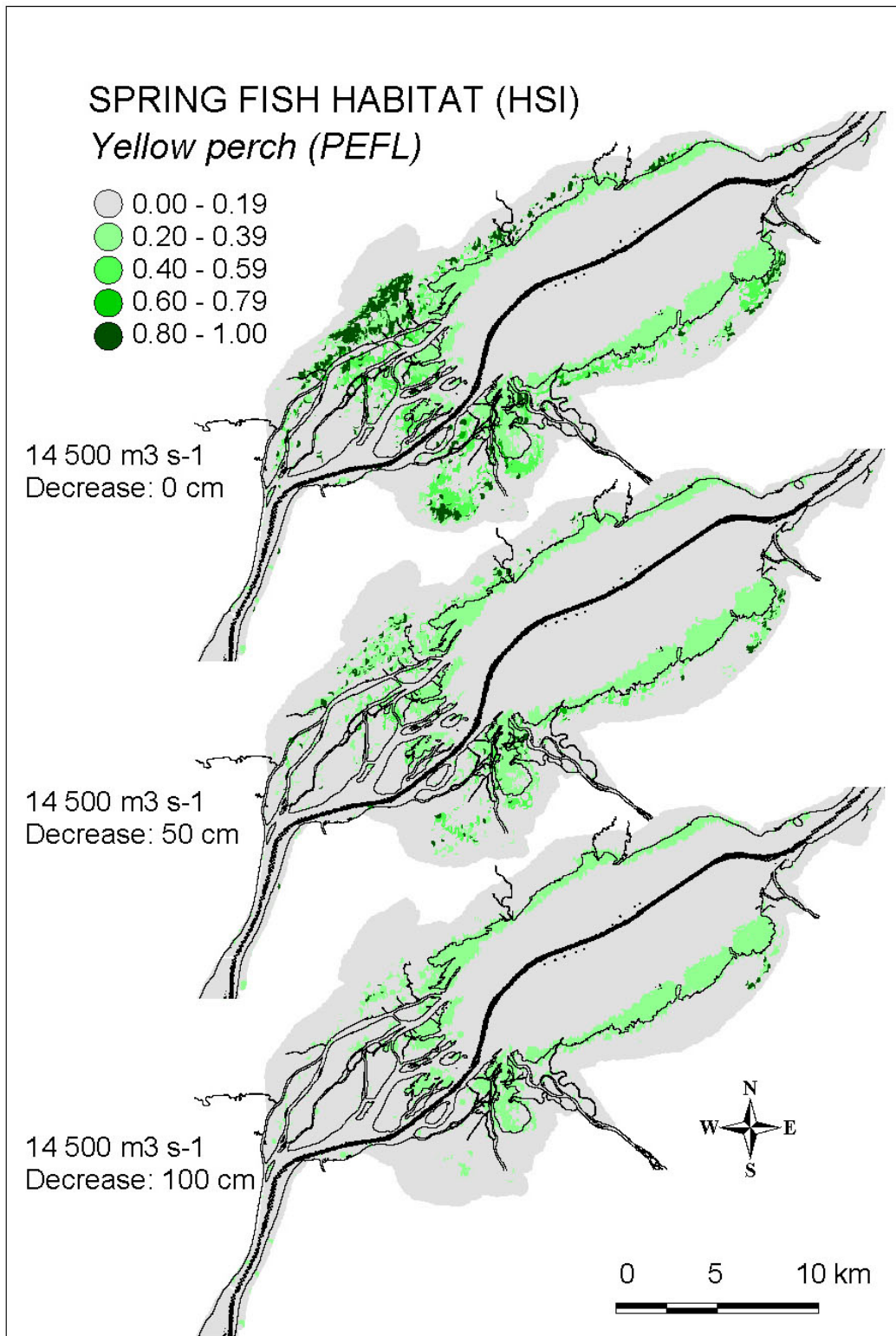


Figure 27. Potential mortality during incubation and first life stage growth of Northern pike (ESLU), due to water level decrease in the St. Lawrence River. Habitat losses were mapped for three decreases : 0 cm, 50 cm and 100 cm, when the discharge at Sorel is 14 500 m³ s⁻¹.

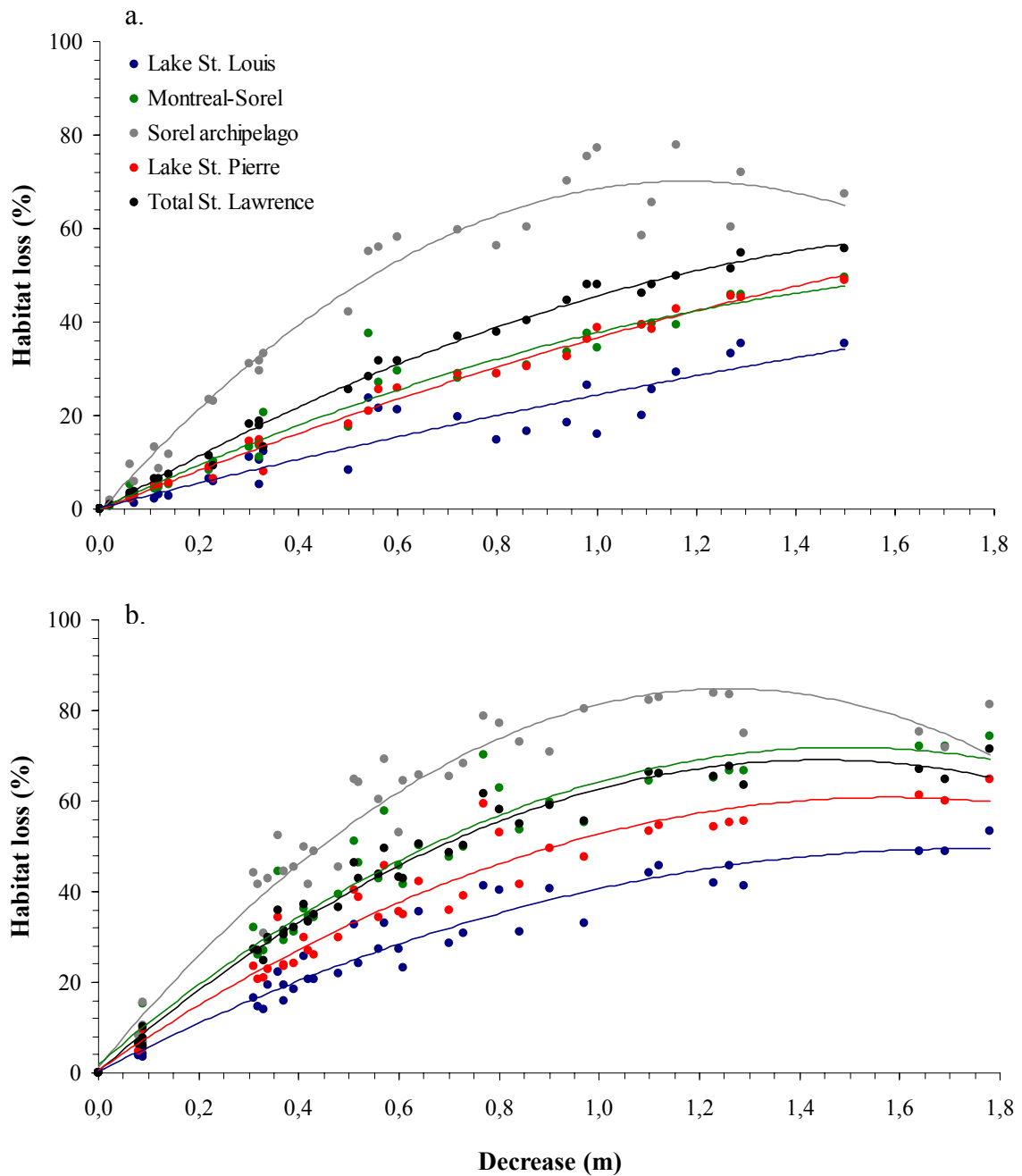


Figure 28. Yearly habitat loss as a function of the water level decrease observed at Sorel during incubation and first growth for Northern pike (a) and yellow perch (b) between 1960 and 2000 in for regions of the fluvial St. Lawrence River.

La perte d'habitat attribuable à l'assèchement des frayères est un phénomène fréquent qui mérite d'être considéré dans la révision des critères de régularisation. Depuis que le système est régularisé, l'absence d'impact annuel n'a été observé que dans 32% et 7% des années chez le grand brochet et la perchaude respectivement (figure 29). Une fois de plus, la perchaude montre une plus grande sensibilité aux diminutions du niveau d'eau suite à la reproduction (figure 29). Ceci s'explique par le fait que la perchaude se reproduit plus tard que le brochet, généralement à une ou deux semaines d'intervalle, ce qui fait que sa période de vulnérabilité a une plus forte probabilité de survenir lors d'une décrue.

Il importe de mentionner que les diminutions du niveau d'eau et les pertes d'habitat qu'elles engendrent peuvent être imputables à une panoplie de facteurs autres que la régularisation (c.-à-d. marée, climat), qui sont hors du contrôle des gestionnaires du débit. Cependant, si annuellement une marge de manœuvre est disponible, il serait important de gérer le système de façon à éviter ce genre d'évènement. De plus, il est primordial que les gestionnaires évitent les modifications brusques du débit à court terme, c'est-à-dire à l'intérieur d'une échelle temporelle d'une semaine, afin d'éviter des assèchements ponctuels qui seraient néfastes.

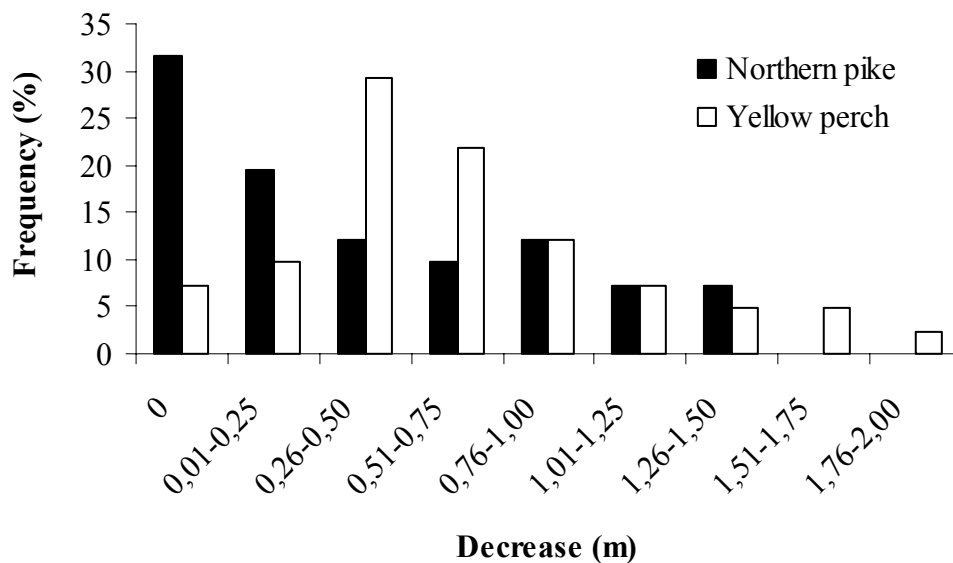


Figure 29. Frequency of water level decrease observed at Sorel during incubation and first growth for Northern pike and yellow perch between 1960 and 2000.

3.4.4.2 Analyse des décrues historiques

Afin d'établir des recommandations concernant le retrait de la crue, nous avons réalisé une analyse des décrues historiques (1917-2002) observées annuellement à la station de Sorel entre le 17 mai et le 30 juin, période au cours de laquelle les jeunes de l'année du brochet et de la perchaude montrent une taille suffisante pour pouvoir quitter les zones de reproduction, si la décrue est suffisamment graduelle. L'analyse révèle qu'annuellement, les périodes de décrue consécutives débutent généralement entre le 17 mai et le 10 juin. Il n'y avait pas de différence significative entre l'amplitude totale, le taux d'abaissement et la durée moyenne des baisses consécutives entre la période pré-régularisée (1917-1959) et la période régularisée (1960-2002) et ce, autant pour des durées de décrue supérieures à 2 jours, de 2 à 7 jours et supérieures à 7 jours ($p > 0,05$; figure 30). Cependant, il y avait une différence significative dans la pente de la relation entre la vitesse et la durée des baisses consécutives de niveau d'eau entre la période pré-régularisée et la période régularisée ($F = 4,293$; $p = 0,039$; figure 31). D'après l'analyse visuelle des courbes de tendance, les baisses de niveau d'eau d'une durée consécutive supérieure à 7 jours étaient plus lentes avant la régularisation du débit à Cornwall. Malgré qu'elles soient significatives, ses effets sont tout de même relativement faibles. Cette augmentation de la vitesse des décrues depuis la régularisation pourrait s'expliquer par la rétention rapide d'une partie du débit par les gestionnaires au moment où la décrue s'amorce. Cependant, il importe de mentionner que la comparaison a été réalisée sur des périodes, ce qui signifie que les différences observées sont biaisées par le climat. Ces résultats suggèrent toutefois d'utiliser les données de la période pré-régularisée pour établir des critères de gestion afin de supprimer l'effet probable de la régularisation et de s'approcher davantage du régime absent de contrôle à Cornwall.

L'analyse des percentiles historiques observés de 1917 à 1960 révèle qu'en moyenne, l'amplitude des décrues consécutives était de 27 cm, que la vitesse d'abaissement était de $3 \text{ cm}\cdot\text{jour}^{-1}$ et que la durée était de 8 jours (tableau 12). Le taux d'abaissement observé dans la présente étude est similaire à la littérature concernant le grand brochet de la rivière Richelieu où l'on mentionne que le taux de décrue devrait être de $1-2 \text{ cm}\cdot\text{jour}^{-1}$ (Dumont et Fortin 1977). Le taux de décrue dans le Saint-Laurent devrait donc être inférieur à la moyenne des valeurs observées avant la régularisation, soit entre 1 et $3 \text{ cm}\cdot\text{jour}^{-1}$ et ce, uniquement à partir du moment où les larves montrent une capacité natatoire suffisante. Si une marge de manœuvre

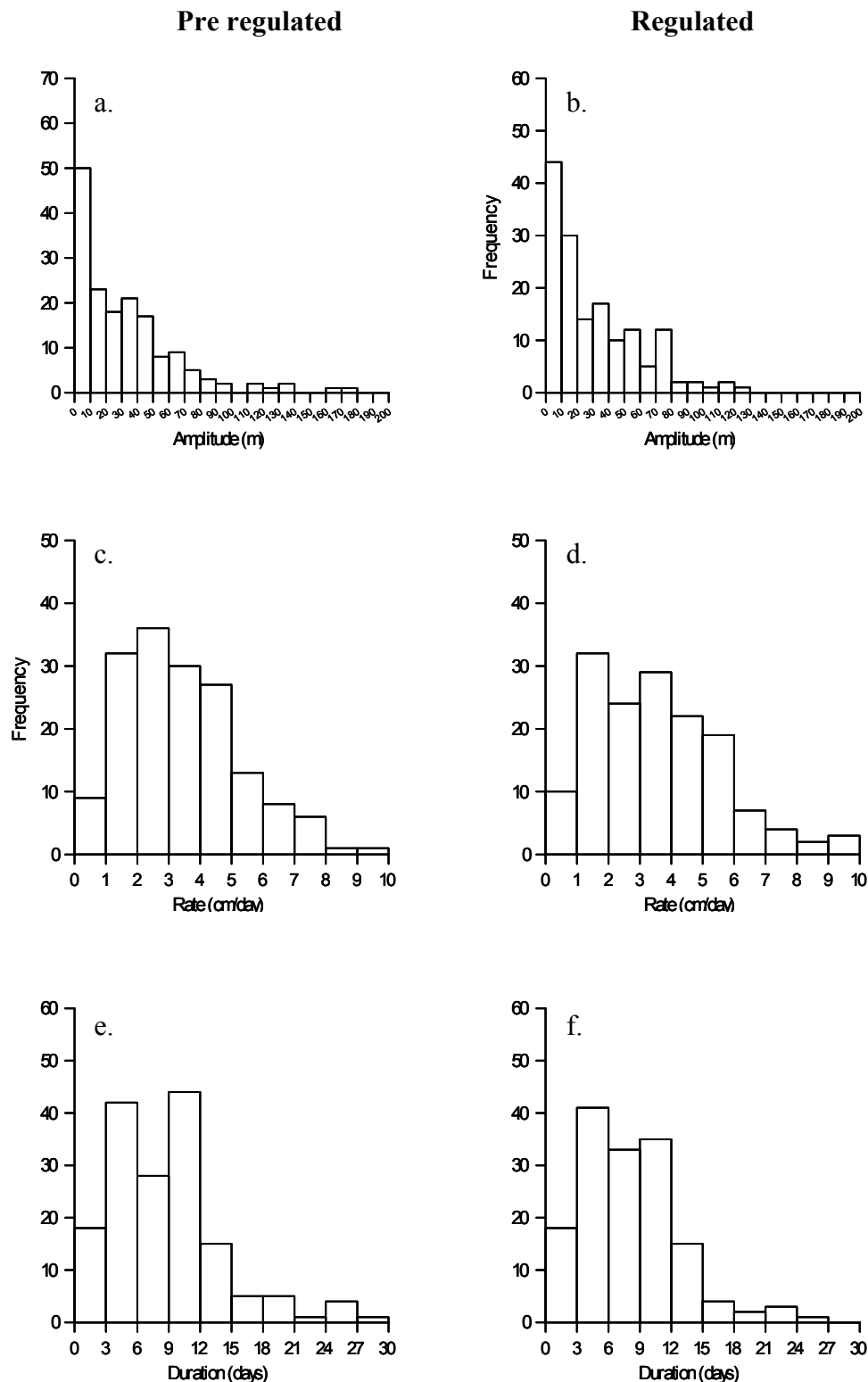


Figure 30. Frequency distribution of the total amplitude (a, b), the rate (c, d) and the duration (e, f) of consecutive water level decreases measured at Sorel during Northern pike and yellow perch emigration from the spawning grounds in the fluvial St. Lawrence River. Data from the pre-regulation period (1917-1960 : a, c, e) and the regulated period (1960-2000 : b, d, f) are presented.

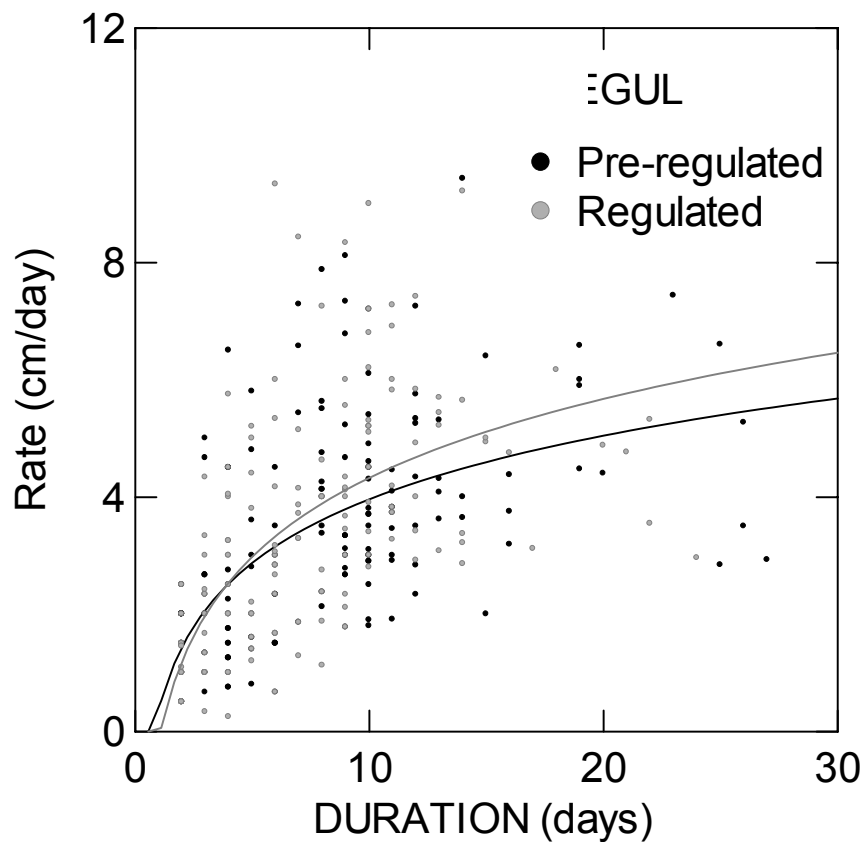


Figure 31. Relationship between the rate and the duration of consecutive water level decreases measured at Sorel during Northern pike and yellow perch emigration from the spawning grounds in the fluvial St. Lawrence River. Data from the pre-regulation period (1917-1960 : $y = 4,5141\text{Ln}(x) + 3,6222$; $r^2 = 0,2913$; $n = 163$) and the regulated period (1960-2000 : $y = 3,6003\text{Ln}(x) + 3,9412$; $r^2 = 0,3362$; $n = 152$) are presented.

Table 12. Percentile of the total amplitude, the rate and the duration of consecutive water level decreases measured at Sorel during Northern pike and yellow perch emigration from the spawning in the fluvial St. Lawrence River. Data were calculated for the pre-regulation period (1917-1960).

Percentile (%)	Amplitude (cm)	Rate ($\text{cm}\cdot\text{day}^{-1}$)	Duration (days)
5	2,0	0,8	2
10	3,2	1,1	2
25	8,0	2,0	4
50	27,0	3,0	8
75	45,0	4,5	10
90	69,8	5,9	14
95	90,7	6,8	19

est disponible annuellement pour les gestionnaires, il serait important de gérer le système de façon à éviter ce genre d'évènement. Il serait possible d'appliquer une gestion prédictive en suivant annuellement les degrés-jours de l'air à Dorval pour ainsi déterminer le moment opportun pour éviter des évènements extrêmes.

Une diminution trop rapide du niveau d'eau, même lorsque les jeunes de l'année montrent une certaine capacité natatoire, peut entraîner la captivité des jeunes de l'année dans la plaine d'inondation. Ce phénomène a été observé au lac Saint-Pierre en 2004 suite à une diminution rapide du niveau d'eau. Des pêches à la seine menées le 12 juin 2004 dans des dépressions de la plaine d'inondation isolées suite à une décrue rapide (baie de Yamachiche et de la baie de Maskinongé au lac Saint-Pierre) ont révélé que l'on retrouvait en moyenne 49 ± 121 individus/60 m² et 11 ± 9 individus/60 m² chez la perchaude et les cyprinidés d'âge 0+ (n = 16). Malgré la forte variabilité dans les abondances d'une station à l'autre, on observe que des quantités appréciables de poissons, pouvant atteindre jusqu'à 408 perchaudes 0+/60 m², se retrouvaient captifs dans la plaine d'inondation. Durant les sept jours précédant l'échantillonnage, le niveau d'eau à Sorel avait diminué de 0,56 m, pour une vitesse moyenne de baisse de 8,03 cm·jour⁻¹, ce qui est supérieur aux recommandations mentionnées précédemment. Ces résultats suggèrent qu'une décrue rapide peut avoir pour effet d'isoler de bonnes quantités de poissons dans les dépressions de la plaine d'inondation, particulièrement lorsqu'elles surviennent tard en saison, lorsque la végétation est bien établie et crée des obstacles à la migration des jeunes poissons.

3.4.5. Reconstitution du potentiel d'habitat historique et impact de la régularisation

Pour évaluer l'influence des variations du débit sur la disponibilité des sites de reproduction du grand brochet et de la perchaude, le débit observé annuellement au moment de la reproduction, les diminutions de niveau survenues après le dépôt des œufs et les SUP ont été examinés pour la période 1960-2000, selon deux séries reconstituées des débits (séries naturelle et régularisée). Plusieurs périodes distinctes se dégagent de l'analyse historique des débits lors de la reproduction (figure 32). Le milieu des années 1960 a été caractérisé par des surfaces d'habitat restreintes, attribuables à la faible hydraulicité observée tant en présence qu'en absence de régularisation et ce, pour les deux espèces (figure 32). Au milieu des années 1970, de fortes valeurs de débit ont été observées au moment de la reproduction et par la suite, une tendance à la baisse couplée à une forte variabilité inter-annuelle a été observée (figure 32).

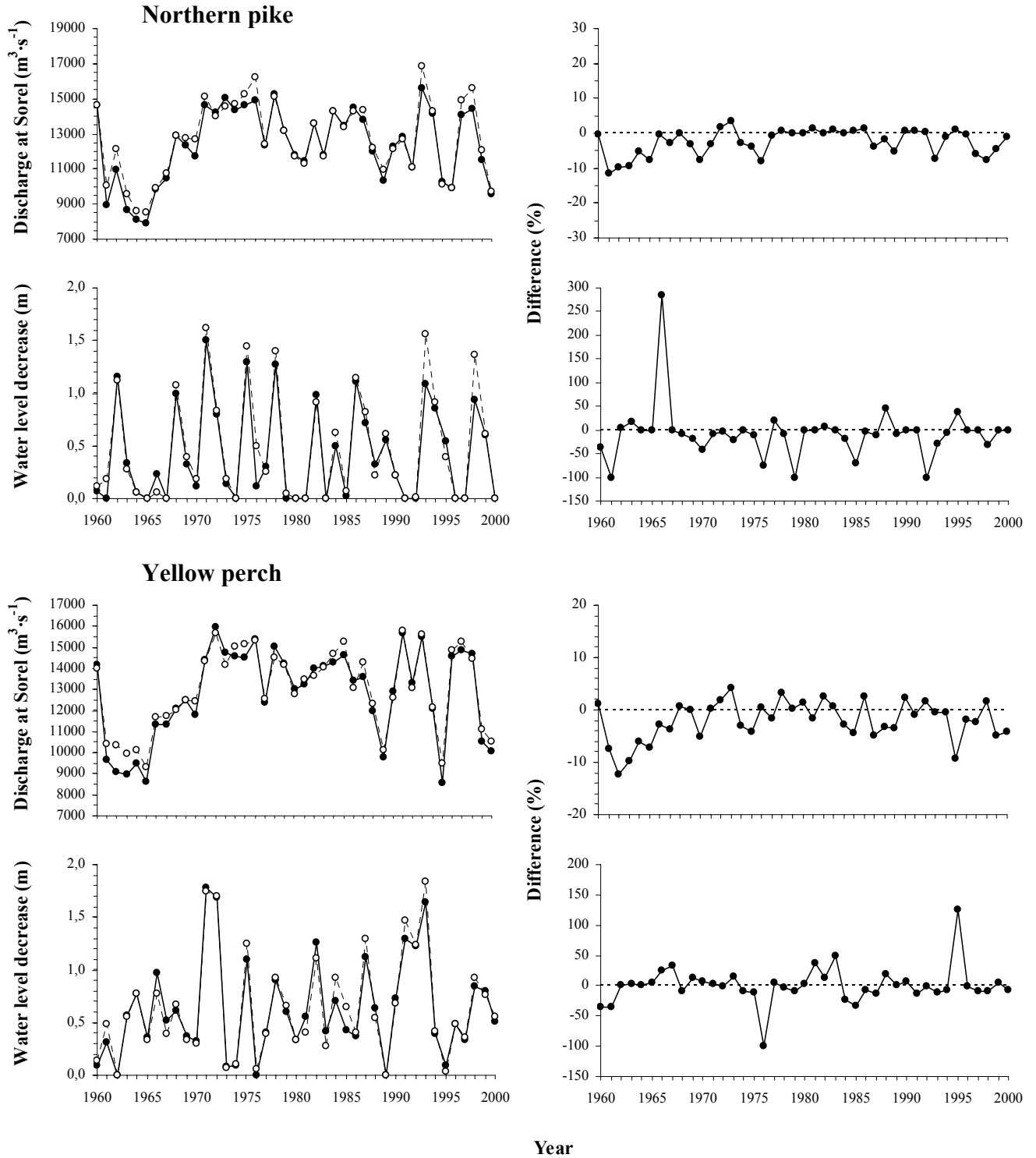


Figure 32. Discharge measured at Sorel during fish spawning and water level decrease during incubation and first growth for the 1958DD regulation plan (with regulation; dashed line and open points) and the pre-project regulation plan (without regulation; black line and close points) between 1960 and 2000. The difference between regulation plans are also shown. Negative values mean that the 1958DD plan causes a decrease for a given variable.

Au contraire, les baisses annuelles du niveau d'eau survenues après le dépôt des œufs ne répondent pas à ce patron (figure 32). Comme en témoignent les fortes variations des SU entre les années et entre les plans, les deux indicateurs de performance sont sensibles aux variations hydrologiques (figures 33 et 34). Les tendances historiques des SUP entre 1960 et 2000 dans les quatre régions (figures 33 et 34) montrent des patrons différents de celui du débit observé annuellement au moment de la reproduction (figures 32) et ce, pour les deux espèces. L'archipel de Sorel, qui représente le secteur le plus limitant dans le système, est cependant celui qui s'en approche le plus. La superficie disponible annuellement est donc relative et dépend de ce qui est disponible au moment de la reproduction et des pertes survenues suite au dépôt des œufs. Il importe de souligner ici que les variations interannuelles du débit et des superficies d'habitat ne sont pas attribuables à la régularisation, mais plutôt au climat. En effet, la régularisation influence le débit de l'année en cours et non le débit de l'année suivante. C'est la comparaison entre deux plans de régularisation pour une même année qui peut témoigner de l'impact du contrôle du débit à Cornwall.

Pour quantifier l'effet de la régularisation du débit sur la disponibilité des sites de reproduction, deux séries historiques de débit du Saint-Laurent ont été comparées. En écrêtant la crue, la régularisation a presque systématiquement entraîné une diminution du débit printanier au moment de la reproduction (figure 32). Cet impact a été encore plus prononcé au cours des années de faible hydraulité, alors que la disponibilité des habitats était déjà fortement réduite. Cette réduction accrue du débit est parfois survenue pendant plusieurs années consécutives (c.-à-d. 1960-1965; figure 32). La régularisation a cependant aussi provoqué une diminution des baisses de niveau d'eau après le dépôt des œufs, surtout chez le grand brochet (figure 32).

Tous les secteurs du système répondent aux changements du plan de régularisation, mais selon des intensités différentes et dans des sens qui sont parfois opposés (figures 33 et 34). Ce résultat s'explique par la forme des relations entre le débit et les habitats disponibles au moment de la fraye ainsi que par la sensibilité de chaque secteur aux baisses du niveau d'eau après le dépôt des œufs. Puisque l'objectif du présent exercice est de proposer le meilleur plan de régularisation, celui qui permettra d'éviter que des événements défavorables pour les poissons ne surviennent fréquemment, le secteur le plus limitant et le plus affecté par les modifications hydrologiques devra être priorisé. Une vérification par rapport aux résultats obtenus dans la Saint-Laurent global devra également être réalisée afin de s'assurer que le secteur limitant représente bien les tendances dans l'ensemble du système.

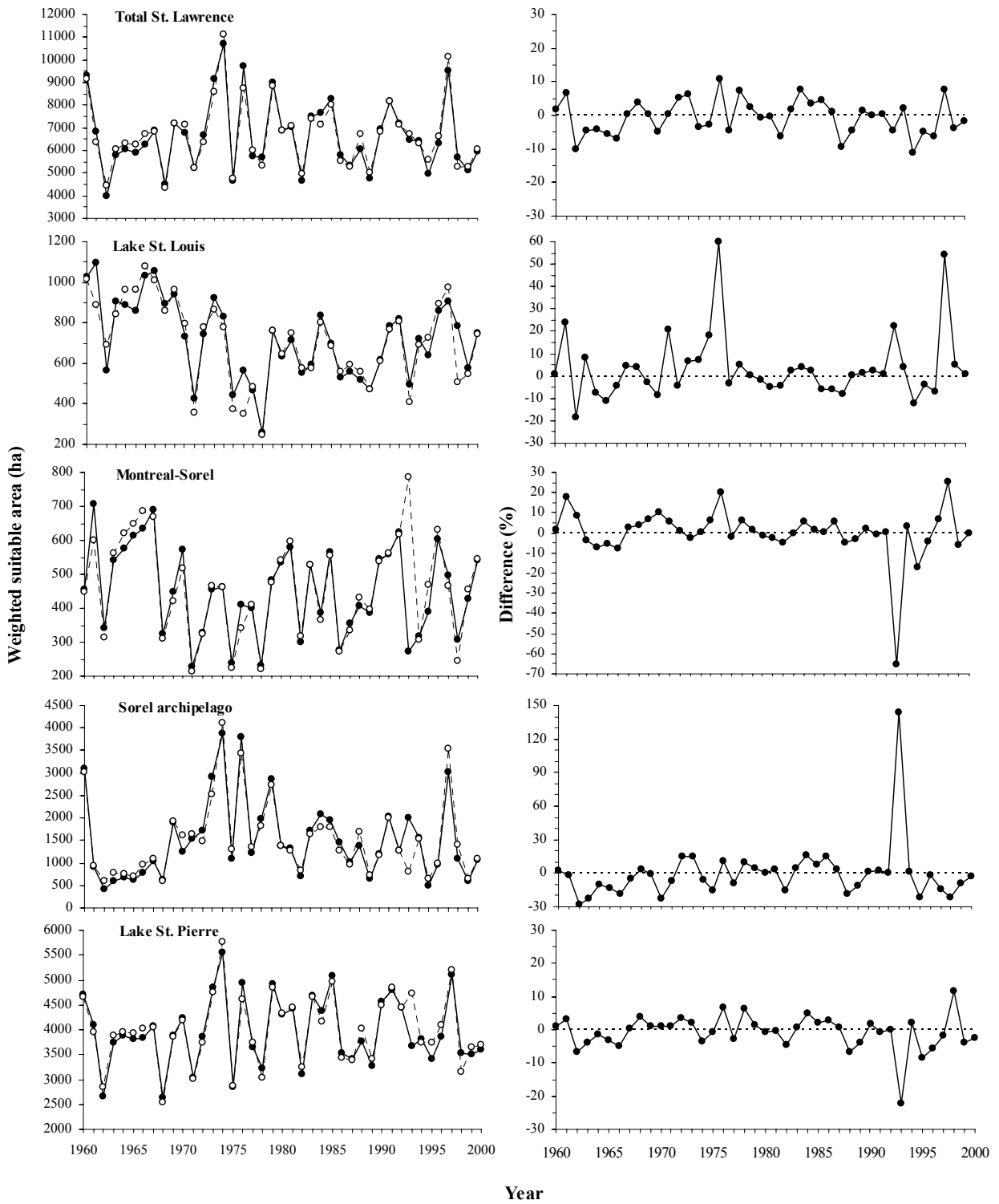


Figure 33. Weighted suitable area for Northern pike reproduction for the 1958DD regulation plan (with regulation; dashed line and open points) and the pre-project regulation plan (without regulation; black line and close points) between 1960 and 2000. The difference between regulation plans are also shown. Negative values mean that the 1958DD plan causes a decrease for a given variable.

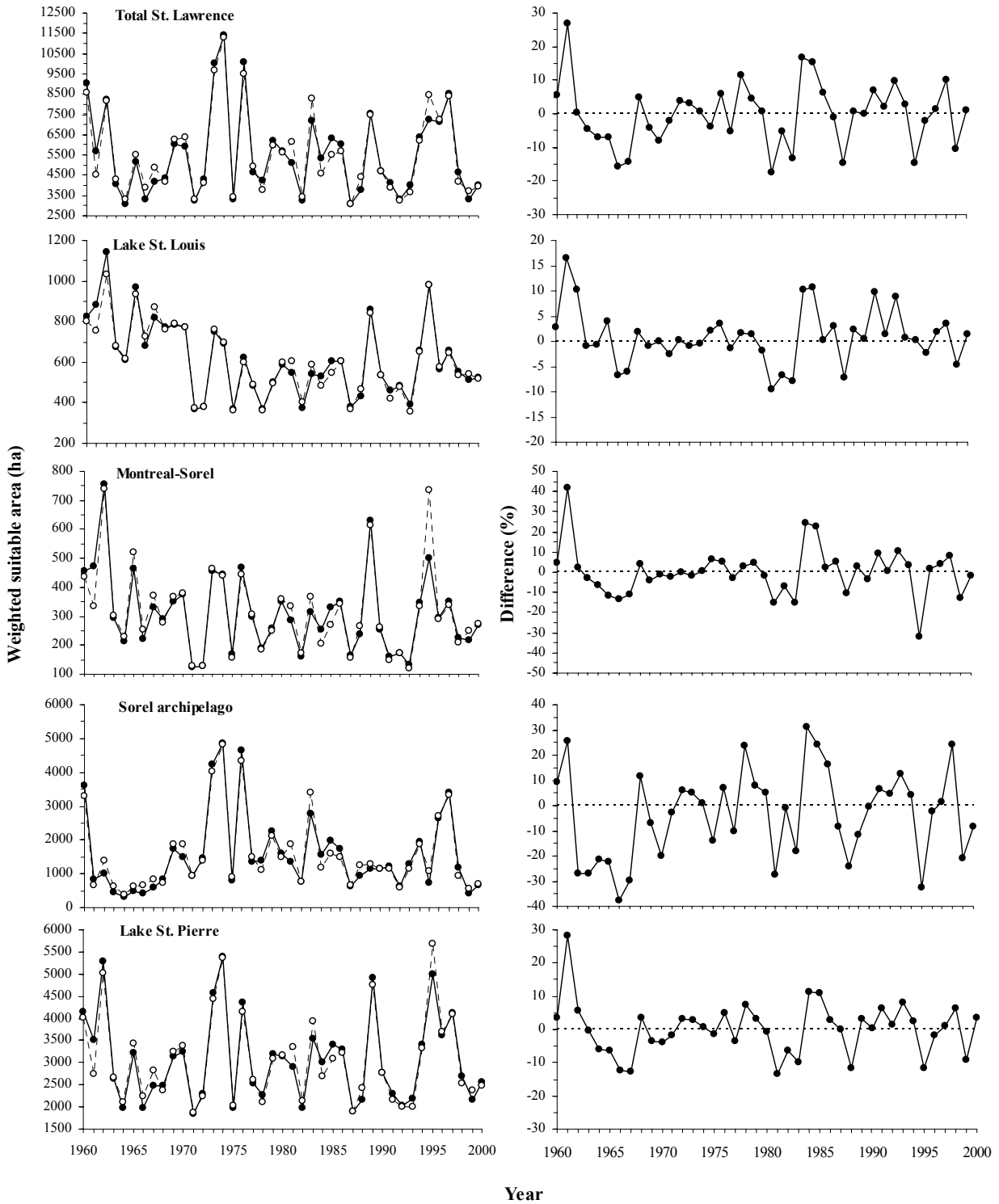


Figure 34. Weighted suitable area for yellow perch reproduction for the 1958DD regulation plan (with regulation; dashed line and open points) and the pre-project regulation plan (without regulation; black line and close points) between 1960 and 2000. The difference between regulation plans are also shown. Negative values mean that the 1958DD plan causes a decrease for a given variable.

Puisque les différents secteurs montrent des réponses qui peuvent être opposées, l'approche par secteur limitant implique que des événements défavorables ponctuels puissent survenir dans d'autres secteurs. En effet, un événement défavorable isolé a un impact potentiel beaucoup plus restreint sur une population de poissons que des impacts fréquents et survenant au cours d'années consécutives. Compte tenu de l'âge à maturité typique de trois ans chez les deux espèces (Parent et Schriml 1995), les événements défavorables qui surviennent durant trois années consécutives pourraient avoir des effets non négligeables sur la population. Comme le révèle l'analyse des relations entre le débit et les SP et les PU, l'archipel de Sorel est la région la plus limitante et la plus affectée par le débit. C'est cette région qui, en raison de la régularisation, montre les diminutions annuelles les plus marquées et qui surviennent le plus fréquemment (c.-à-d. début des années 1960; figures 33 et 34). C'est aussi cette région, qui avec le lac Saint-Pierre, offre les plus grandes superficies de frayères dans tout le système.

Plusieurs variables pourraient être comparées entre les plans de régularisation pour juger de leur performance : la médiane des SUP comme indicateur de la superficie d'habitats disponibles annuellement, la fréquence des événements négatifs par rapport au plan de régularisation actuel (1958DD) et la fréquence des événements consécutifs ou non inférieurs à un certain seuil fixé par rapport au plan actuel, etc. Dans la section 5 du présent rapport, ces variables ont été estimées et comparées en vue d'évaluer la sensibilité des indicateurs. Elles serviront de base à la comparaison de plusieurs plans de régularisation, dont la performance sera évaluée dans une étape subséquente.

En pratique, il est difficile d'estimer avec précision l'impact des diminutions de superficies provoquées par la régularisation sur les populations de grands brochets et de perchaudes. Il faudrait disposer de longues séries temporelles telles que celles qui ont été traitées en Ontario par Casselman et Dietrich (2003). À tout le moins, on peut présumer que la régularisation a eu des conséquences négatives ponctuelles et cumulées au cours du temps sur l'abondance du grand brochet puisque Armellin *et al.* (2003) mentionnent que la force des classes d'âge de cette espèce dans le Saint-Laurent est liée positivement au niveau d'eau printanier, qui influence entre autres la disponibilité des sites de reproduction. Les indicateurs développés dans cette étude ont été conçus pour évaluer la sensibilité des habitats de reproduction printaniers à des variations du débit. Ils ne tiennent aucunement compte de facteurs confondants tels la surpêche, les pertes d'habitat anthropiques, les interactions biologiques, les impacts des pratiques agricoles, divers types de pollution, etc.

3.5 CONCLUSION

La présente étude indique que le débit a un impact considérable sur l'habitat disponible pour la reproduction du grand brochet et de la perchaude. Le débit influence à la fois la disponibilité des habitats au moment du dépôt des œufs et les pertes engendrées suite à une diminution du niveau lors de l'incubation et de la première croissance. Une superficie maximale d'habitat est disponible lorsque le débit est de $17\,500\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ et qu'aucune diminution du niveau d'eau ne survient après la reproduction. Nos résultats montrent également que les quatre régions du Saint-Laurent réagissent différemment à la variation du débit, en fonction de la topographie locale, de la vitesse d'écoulement à débit élevé ainsi que de la superficie et de l'élévation des milieux humides dans la plaine inondable. Les plus grandes frayères du Saint-Laurent sont situées dans le lac Saint-Pierre et dans l'archipel de Sorel, les deux régions les plus affectées par de faibles débits. C'est également l'archipel de Sorel qui est la région la plus affectée par l'exondation des frayères après la reproduction. Les pertes d'habitats peuvent atteindre jusqu'à 80 % dans ce secteur. Pour les deux espèces à l'étude, un débit de $14\,500\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ représente le meilleur compromis pour les quatre régions du fleuve, en absence de diminution du niveau après la reproduction. Aux débits les plus fréquemment observés au printemps, c'est le grand brochet qui montre les effets les plus importants du débit sur la disponibilité des habitats de reproduction. Le fait que les périodes de reproduction de ces deux espèces se succèdent à une ou deux semaines d'intervalle permet de documenter les impacts du débit sur presque toute la durée de la crue printanière.

Les résultats de la présente étude tendent également à démontrer que les indicateurs de performance sont sensibles aux variations hydrologiques et de plan de régularisation. En utilisant les indicateurs, il a été possible de déterminer que les variations anthropiques du débit ont eu des effets négatifs sur la disponibilité des habitats de reproduction du brochet et de la perchaude depuis le début de la régularisation et ce, principalement dans le secteur le plus limitant du système, l'archipel de Sorel. Nos résultats montrent également qu'une diminution trop rapide du niveau d'eau, même lorsque les jeunes de l'année montrent une certaine capacité natatoire, peut avoir pour effet d'isoler de bonnes quantités de poissons dans les dépressions de la plaine d'inondation, particulièrement lorsqu'elles surviennent tard en saison, lorsque la végétation est bien établie et crée des obstacles à la migration des jeunes poissons. Si annuellement une marge de manœuvre est disponible pour les gestionnaires, il serait important de gérer le système de façon à éviter l'assèchement des frayères et les décrues trop rapides

après la période d'incubation et la première croissance. De plus, il est primordial que les gestionnaires évitent les modifications brusques du débit à court terme, c'est-à-dire à l'intérieur d'une échelle temporelle d'une semaine, afin d'éviter des assèchements ponctuels qui seraient néfastes. Il serait possible d'appliquer une gestion prédictive en suivant annuellement les degrés-jours de l'air à Dorval pour ainsi déterminer le moment opportun pour éviter des événements extrêmes.

La présente étude constitue une première exploration des relations entre le débit et la reproduction des poissons du Saint-Laurent. Pour mieux quantifier l'effet du débit, il serait essentiel d'inclure d'autres variables dans l'IQH, comme l'exposition au vent qui est reconnue pour influencer le succès de la reproduction de la perchaude (Dumont 1996). Les indicateurs de performance développés dans cette étude permettront de tester différents plans de régularisation du débit à Cornwall et contribueront ainsi à améliorer la façon de gérer le système pour deux espèces ayant une importance écologique et économique non négligeable. La méthodologie mise au point pour la présente étude pourrait être utilisée pour évaluer les impacts des changements climatiques et de différents types d'utilisation du sol (c.-à-d. urbanisation, agriculture) sur l'habitat de diverses espèces animales et végétales.

4. INDICATEURS DE PERFORMANCE : HABITATS DE CROISSANCE ET D'ALIMENTATION EN ÉTÉ

Résumé

Des modèles d'habitat multivariés ont été combinés avec un modèle numérique 2 D à haute résolution pour prédire la présence d'espèces de poissons dans le fleuve Saint-Laurent. Les superficies d'habitat disponibles, indispensables pour étudier les impacts des variations du débit du Saint-Laurent fluvial, ont été évaluées pour dix espèces clés et six scénarios de débit différents. Les relations entre la superficie d'habitat et le débit ont été calculées et utilisées pour transformer les séries historiques de débit en superficie d'habitat disponible. Les résultats indiquent (i) une forte concordance entre les résultats des modèles d'habitat et les observations de terrain, (ii) une large gamme de réponses des poissons aux variables d'habitat reflétant les habitudes écologiques variées des poissons et supportant l'idée que le régime hydrologique du Saint-Laurent doit continuer de varier d'une année à l'autre pour satisfaire tour à tour ces espèces, (iii) que le transfert des modèles d'habitat à d'autres régions du fleuve doit être fait prudemment à cause de la topographie changeante du milieu, (iv) qu'il faut faire un examen détaillé par régions hydrographiques et une interprétation écologique approfondie avant de traduire les résultats en outils de gestion, (v) que des recherches ultérieures devraient raffiner et valider les modèles d'habitat, (vi) qu'on dispose aujourd'hui d'outils opérationnels pour mieux comprendre la dynamique écosystémique du Saint-Laurent et tester les nouveaux plans de régularisation et enfin (vii) que ce type de modélisation est prometteur pour beaucoup d'applications et mériterait d'être utilisé par d'autres écologistes s'intéressant au Saint-Laurent.

4.1 INTRODUCTION

Les variations du débit des cours d'eau ont des impacts majeurs sur la quantité et la qualité des habitats disponibles de tous les stades de vie des poissons (e.g. Stalnaker *et al.* 1989; voir aussi les sections 2 et 3). Les habitats d'été jouent un rôle prépondérant pour la fonction d'alimentation des jeunes et des adultes en donnant accès en rive à un milieu de vie très productif, en procurant des abris contre la prédation dans les régions couvertes par la végétation (Verret et Savignac 1985), contre la lumière en eaux turbides ou encore des refuges thermiques en eaux profondes. La période estivale correspond à une forte période de croissance, étape essentielle au cours de laquelle la disponibilité en nourriture et la température sont déterminantes. La taille atteinte, ainsi que les réserves accumulées à la fin de la saison par

les jeunes poissons et aussi les adultes sont cruciales pour la survie hivernale (Guénette *et al.* 1994). Un suivi fréquent des forces de classe d'âge à la fin de l'été peut être interprété, d'année en année, comme un indicateur intégrant les principales fonctions vitales, telles que succès de reproduction, croissance et survie.

Le débit contrôle l'accès mais aussi les caractéristiques des habitats de croissance et d'alimentation des poissons et leur répartition spatiale. La topographie complexe du Saint-Laurent, les caractéristiques très contrastées des masses d'eau, la densité et la composition variables de la végétation et les types de substrats qui sont reliés à la fois à l'écoulement, aux plantes et à la nature du sol, induisent des conditions très variables au niveau spatial (Morin *et al.* 2003). Cette complexité se reflète d'ailleurs dans les patrons de répartition spatiale des poissons, qui est très hétérogène dans le Saint-Laurent fluvial (e.g. Verret et Savignac 1985, Lessard 1990, La Violette *et al.* 2003).

En été, le débit du Saint-Laurent est généralement faible et caractéristique d'une période d'étiage. La régularisation du débit du Lac Ontario, qui écrête le débit printanier, exerce un effet inverse à la fin de l'été en l'augmentant de façon significative. Les effets de cette situation non naturelle n'ont jamais été documentés dans le Saint-Laurent. Il est probable que la régularisation avantage des espèces lotiques (souvent des prédateurs) en agrandissant leur habitat, au détriment d'espèces vivant en eau calme et peu profonde, dont l'habitat pourrait être altéré ou disparaître si le niveau d'eau et le courant sont trop élevés. La plupart des espèces de poissons fourrage (proies), qui vivent en milieu peu profond, sont directement touchées par des changements de débit. De la même façon, le régime thermique, qui influence fortement la croissance, pourrait aussi être touché par les variations du débit. L'altération du débit naturel pourrait donc affecter rapidement la production piscicole et aussi la composition de la communauté de poissons du Saint-Laurent fluvial.

Le premier objectif (i) de cette portion de l'étude était de quantifier l'impact du débit et de la régularisation du débit sur la disponibilité des habitats estivaux d'alimentation et de vie des principales espèces pour lesquelles on dispose de données dans le Saint-Laurent fluvial. Dix espèces de poissons adultes furent retenues dans l'analyse pour rendre compte de la diversité piscicole du Saint-Laurent. Cinq scénarios hydrologiques ont été testés, couvrant la gamme des débits plausibles en été. Le deuxième objectif (ii) était de comparer la réponse de quatre régions du fleuve aux variations du débit. Pour ce faire, des modèles d'habitats multivariés ont

été élaborés et combinés avec un modèle numérique 2D du fleuve afin de prédire les superficies d'habitat utiles selon cinq scénarios de débit réalistes. La relation entre la superficie d'habitat et le débit a été utilisée de façon à reconstituer la série historique (1960-2000) des superficies d'habitat, pour le débit naturel et le débit régularisé. La différence entre les deux séries permet de comparer des plans de régularisation et d'en quantifier les effets.

4.2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

4.2.1 Site à l'étude

Les particularités de l'aire d'étude sont identiques à celles décrites dans la section 3.3.1.

4.2.2 Espèces et habitats cibles

Le Saint-Laurent fluvial compte plus de 100 espèces de poissons (LaViolette *et al.* 2003). En pratique, il n'est pas possible de travailler sur un aussi grand nombre d'espèces. Plusieurs d'entre elles présentent des besoins écologiques similaires (habitat, période sensible, etc.), de sorte qu'il est possible de faire des regroupements fonctionnels (guildes) pour éviter les redondances. Par ailleurs, il fallait aussi s'assurer de représenter l'hétérogénéité des habitats du Saint-Laurent.

Les espèces cibles ont été identifiées en fonction des critères suivants :

- abondance des captures sur le territoire : les espèces pour lesquelles le rapport présence/absence est faible sont traitées avec précaution ou rejetées;
- espèces pour lesquelles il existe une relation empirique significative avec une fonction du débit;
- pour représenter les principaux types d'habitats et leur hétérogénéité spatiale, on a choisi des espèces typiques de la plaine inondable naturelle et des marais aménagés, dont le milieu de vie est proche de la rive ou dans le lit principal du Saint-Laurent, adaptées au courant lent ou rapide (guilde hydrologique), d'un milieu clair ou turbide; d'un milieu hétérogène ou homogène, espèces vivant dans une région particulière du Saint-Laurent fluvial etc.;
- pour représenter une intégrité écologique et les principaux besoins de la faune ichtyenne du Saint-Laurent fluvial, on a choisi des espèces présentant des caractéristiques variées telles que des prédateurs ou des poissons fourrage, des espèces pélagiques ou benthiques, des poissons qui effectuent des mouvements journaliers de grande amplitude ou des territoriaux, des espèces dont la vie est longue ou courte (récurrence des événements extrêmes), etc.
- espèces présentant un intérêt particulier pour la biodiversité du Saint-Laurent, par exemple des espèces vulnérables ou menacées telles que le chevalier cuivré, le méné d'herbe, le fouille-roche gris ou le dard de sable;

- espèces présentant un intérêt particulier pour les pêches commerciale et sportive, telles que l'esturgeon jaune et la perchaude.

À l'origine, près de 50 espèces de poissons ont été examinées. Seules les dix espèces montrant les intérêts et les résultats les plus significatifs ont été retenues pour le présent rapport (tableau 13).

Tableau 13. Espèces vivant dans le Saint-Laurent fluvial qui ont été examinées dans l'analyse.

Nom Latin	Code	Famille	Nom Français	Nom Anglais
<i>Acipenser fulvescens</i>	ACFU	Acipenseridae	Esturgeon jaune	Lake sturgeon
<i>Esox lucius</i>	ESLU	Esocidae	Grand brochet	Northern pike
<i>Ameiurus nebulosus</i>	ICNE	Ictaluridae	Barbotte brune	Brown bullhead
<i>Lepomis gibbosus</i>	LEGI	Centrarchidae	Crapet-soleil	Pumpkinseed
<i>Micropterus salmoides</i>	MISA	Centrarchidae	Achigan g. bouche	Largemouth bass
<i>Notemigonus crysoleucas</i>	NOCR	Cyprinidae	Méné jaune	Golden shiner
<i>Notropis hudsonius</i>	NOHU	Cyprinidae	Queue à tache noire	Spottail shiner
<i>Perca flavescens</i>	PEFL	Percidae	Perchaude	Yellow perch
<i>Stizostedion canadense</i>	STCA	Percidae	Doré noir	Sauger
<i>Stizostedion vitreum</i>	STVI	Percidae	Doré jaune	Walleye

4.2.3 Échantillonnage des poissons et description de l'habitat

Les données utilisées pour bâtir les modèles d'habitat des poissons proviennent de trois échantillonnages du *Réseau de suivi ichtyologique* menés par le Ministère des Ressources naturelles et de la faune (La Violette *et al.* 2003). La région de Montréal - Sorel a été échantillonnée à la fin de l'été en 2001, le lac Saint-Pierre en 2002, et l'archipel de Sorel en 2003 (voir figure 14). L'échantillonnage a été effectué avec des seines à tous les kilomètres linéaires le long de la rive (0-1 m de profondeur) et avec des filets maillants à tous les 1,5 km² pendant des périodes de 24 heures (1,8-11,3 m de profondeur, sauf dans la voie navigable). La période d'échantillonnage correspond à la fin de la saison de croissance des poissons adultes. Une partie de l'habitat a été décrit à partir de mesures de terrain, d'autres variables d'habitat ont été calculées à l'aide d'un modèle hydrodynamique 2 D à haute résolution spatiale utilisant une description précise de la topographie (voir 4.3.4). Ces résultats ont été validés par des mesures de terrain et ont été inclus dans une matrice commune pour l'analyse statistique.

En parallèle, un travail volumineux de validation des pêches historiques a été réalisé (Massé *et al.* 2005). À l'origine, nous avions prévu d'utiliser ces données comme intrant dans les modèles d'habitat et comme points de validation. Nous espérons comparer les modèles d'habitat bâtis avec des données contemporaines et historiques pour plusieurs régions du fleuve. Faute de temps, ce travail sera réalisé plus tard.

4.2.4 Variables d'habitats

Les variables d'habitat ont des origines diverses et ont toutes un lien direct avec des mesures de terrain (tableau 14). Certaines d'entre elles correspondent à des données brutes (c.-à-d. substrat), d'autres ont fait l'objet d'une modélisation physique et biologique plus poussée, calibrée et validée avec des données de terrain (c.-à-d. variables abiotiques et végétation; Morin *et al.* 2003b). Les variables abiotiques telles que la profondeur, la vitesse du courant, la pente locale, la lumière disponible au fond et la constante d'atténuation proviennent du modèle hydrodynamique. La description du substrat correspond à des mesures brutes effectuées sur le terrain et à une compilation des données disponibles dans la littérature. Un indice composite a été calculé à l'aide des pourcentages relatifs attribués à sept classes de substrat. Initialement, la description de la végétation submergée (densité et présence des taxons) était basée sur des mesures de terrain. Par la suite, des modèles biologiques ont été utilisés pour simuler la densité locale des plantes submergées ainsi que les probabilités de

présence/absence des principales espèces (Morin *et al.* 2003) telles que *Vallisneria americana* (VAAM), *Heterentera dubia* (HEDU), *Potamogeton pectinatus* (POPE), *Potamogeton richardsoni* (PORI), *Elodea canadensis* (ELCA), *Ceratophyllum demersum* (CEDE), *Myriophyllum spicatum* (MYSP) et *Alisma graminea* (ALGR). La concordance entre les observations et les simulations (n = 512), était de 42 % pour MYSP, 46 % pour HEDU, 59 % pour ELCA, 66 % pour VAAM, 73 % pour PORI et 98 % pour POPE et variable selon le secteur pour l'indice de densité de végétation. Étant donné que l'objectif du travail visait la prédiction d'habitats potentiels, il fallait utiliser préférentiellement les variables qui peuvent être simulées par le modèle hydrodynamique. Dans cette perspective particulière, nous avons été contraints de rejeter des variables d'habitat, telles que la température, la conductivité, la turbidité, le pH et la concentration d'oxygène, qui étaient parfois très significatives en attendant que leur modélisation 2D soit opérationnelle.

Tableau 14. Habitat variables, vegetation density and probability of presence of VAAM, HEDU, POPE, PORI, ELCA, CEDE, MYSP and ALGR were computed with spatially explicit models and validated with field measurements; the substratum was sampled in the field.

Habitat variables	Detail
Depth	Field measurements combined with 2D simulation (operational)
Current velocity	Field measurements combined with 2D simulation (operational)
Slope	Field measurements combined with 2D simulation (operational)
Light available bottom	Field measurements combined with 2D simulation (operational)
Attenuation K	Field measurements combined with 2D simulation (operational)
Vegetation density	Field measurements combined with 2D simulation (operational)
Prob. VAAM	Field measurements combined with 2D simulation (operational)
Prob. HEDU	Field measurements combined with 2D simulation (operational)
Prob. POPE	Field measurements combined with 2D simulation (operational)
Prob. PORI	Field measurements combined with 2D simulation (operational)
Prob. ELCA	Field measurements combined with 2D simulation (operational)
Prob. CEDE	Field measurements combined with 2D simulation (operational)
Prob. MYSP	Field measurements combined with 2D simulation (operational)
Prob. ALGR	Field measurements combined with 2D simulation (operational)
Substratum index	Only field description – General map & additional sampling
% Boulder	Only field description – General map & additional sampling
% Pebble	Only field description – General map & additional sampling
% Cobble	Only field description – General map & additional sampling
% Gravel	Only field description – General map & additional sampling
% Sand	Only field description – General map & additional sampling
% Silt	Only field description – General map & additional sampling
% Clay	Only field description – General map & additional sampling

4.2.5 Modèles d'habitats

Une première série de régressions logistiques univariées a été réalisée entre l'occurrence d'une espèce de poisson (variable dépendante à valeur binaire 0 ou 1) et les variables d'habitat. L'objectif de ces régressions univariées consistait à obtenir un premier aperçu des variables significatives, à effectuer une première sélection des variables les plus susceptibles d'expliquer la présence du poisson et d'en diminuer le nombre ($P \leq 0,15$). À ce stade, il n'est pas nécessaire d'utiliser un seuil de probabilité sévère car il arrive qu'une variable, peu significative dans l'analyse univariée, soit très significative dans l'analyse multivariée, une fois supprimés les effets de covariation. La présélection de variables permet aussi de supprimer les relations fortuites.

Un survol des résultats a permis de vérifier si les variables identifiées correspondent aux résultats provenant de la littérature et aux besoins écologiques de l'espèce. Ensuite, une régression logistique multivariée (*forward stepwise*) a été appliquée aux variables présélectionnées pour identifier celles qui seront reprises dans le modèle multivarié final ($P \leq 0,05$). Lorsque les variables d'habitat retenues ne pouvaient pas être simulées par le modèle hydrodynamique, le modèle multivarié était bâti manuellement en utilisant une autre combinaison de variables expliquant elle aussi une forte fraction de la variance.

Le modèle multivarié correspond donc à un indice probabiliste d'habitat (Probabilistic Habitat Index, PHI). Une série de tests (*likelihood, score and Wald chi-square*) a été effectuée pour établir les seuils de signification globalement, pour chaque variable retenue dans le modèle. Un coefficient équivalent au coefficient de détermination classique a été calculé pour évaluer la fraction de la variance (*max-rescaled R^2*). Une validation croisée a été effectuée pour s'assurer de la justesse du modèle (*Leave one out method*). Le modèle a aussi estimé une probabilité d'occurrence pour chaque station que l'on peut comparer avec les données réelles mesurées sur le terrain. Le seuil de probabilité à partir duquel a été prédite une présence ou une absence est comparable au rapport entre présences/absences observées sur le terrain. L'approche a été validée avec une courbe ROC (*Receiving operating curve*, correspondant au rapport entre *sensitivity* et *1-specificity*) à partir de laquelle on peut évaluer un seuil optimal. Une table de classification avec les scores d'observations réelles/prédites a été utilisée pour évaluer la performance du modèle statistique et accompagnée par un test de McNemar pour juger du pouvoir prédictif du modèle. Les analyses ont été réalisées à l'aide des logiciels SAS™ version 8 et Statistica™ version 6.

4.2.6 Reconstitution du potentiel d'habitat historique et impact de la régularisation

Les modèles d'habitat retenus ont été combinés au même modèle 2 D pour faire des cartes présentant la probabilité de présence de chaque espèce de poissons dans tout le domaine d'étude. Après avoir fixé un seuil discriminant les présences et les absences de chaque espèce, les superficies d'habitat disponibles ont été calculées selon six scénarios de débit variant de 5 000 m³s⁻¹ à 12 000 m³s⁻¹ (Morin et Bouchard 2000). Les superficies ont été mesurées individuellement pour les quatre régions hydrographiques de l'aire d'étude et aussi globalement pour tout le Saint-Laurent fluvial. Ces relations ont ensuite été utilisées pour transformer les séries de débit à long terme en superficie d'habitat disponible pour tester les plans de régularisation.

Pour quantifier l'impact de la régularisation du Saint-Laurent sur les habitats d'été, on a comparé les superficies d'habitat estimées à partir de deux séries de débit moyen en septembre à Sorel pour la période 1960-2000 : une série correspondait au débit régularisé selon le plan 1958-DD tel qu'il a été mesuré et l'autre au débit naturel tel qu'il aurait été mesuré en absence de régularisation. Pour ce faire, les relations établies entre les superficies d'habitat et le débit ont été couplées au débit annuel moyen au début septembre (quarts de mois 29 à 37). De cette façon il fut possible de reconstituer les potentiels d'habitats disponibles pour chaque série de débit et de suivre leur évolution au cours du temps. Pour illustrer les différentes réponses à la régularisation d'une région à l'autre du Saint-Laurent, la série historique des habitats disponibles a été calculée pour plusieurs régions du fleuve.

4.3 RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.3.1 Modèles d'habitats

Les régressions logistiques univariées ont permis de déterminer les variables significatives pour chaque espèce dans les trois régions (global, lac Saint-Pierre et Montréal-Sorel; résultats non montrés). Globalement, les résultats sont en accord avec les caractéristiques biologiques des espèces. On reconnaît rapidement les espèces apparentées aux milieux lenticques (e.g. grand brochet, barbotte brune, perchaude et crapet-soleil) et lotiques (e.g. esturgeon jaune, doré noir et doré jaune). De façon générale, ces dernières préférant le courant rapide, se trouvent aussi à des profondeurs plus grandes et sont, par le fait même, moins exposées à la lumière (même si on trouve des masses d'eaux turbides dans le Saint-Laurent fluvial) et aussi dans des habitats dépourvus de végétation. Les espèces lenticques préfèrent les habitats colonisés par la végétation (crapet-soleil et perchaude), souvent dense et principalement représentée par *Vallisneria americana* (VAAM), *Heterentera dubia* (HEDU) et *Potamogeton richardsoni* (PORI). Ce fait explique pourquoi la plupart des espèces lenticques montrent aussi une relation négative avec le substrat argileux nu, qui est généralement dépourvu de végétation.

La comparaison des trois régions souligne tantôt des relations très similaires d'une région à l'autre (c.-à-d. esturgeon jaune, doré noir, doré jaune, crapet-soleil et barbotte brune), souvent très significatives ($p < 0,001$), tantôt des espèces réagissant différemment aux mêmes variables, d'une région à l'autre (c.-à-d. grand brochet), de façon moins significative. Il est vraisemblable que ces différences reflètent à la fois la topographie très contrastée entre le lac Saint-Pierre (lac fluvial) et la région Montréal-Sorel (étroite et très hétérogène), ainsi que la tolérance de chaque espèce aux conditions de ces deux milieux. Le fait de regrouper ces deux régions ensemble élargit l'intervalle de variations des variables d'habitat analysées et peut mettre en évidence des variables qui semblaient peu significatives pour chacune des régions prises isolément. La pente transversale locale, qui varie rapidement dans la région Montréal - Sorel et faiblement au lac Saint-Pierre, est un bon exemple, particulièrement pour les espèces qui utilisent un habitat relativement peu profond (grand brochet, barbotte brune, perchaude et moindrement crapet-soleil et queue à tache noire).

Les résultats des régressions logistiques multivariées reflétaient l'hétérogénéité de l'habitat et les préférences de chaque espèce de poissons (tableau 15 et figures 37-46). Les présences de poissons prédites avec les modèles 2 D ont été comparées avec les observations de terrain, et la

concordance variait entre 77 % et 89 % pour les dix espèces retenues. La variance expliquée du modèle d'habitat multivarié variait entre 0,21 et 0,56 (R^2 mis à l'échelle), selon l'espèce et la région du fleuve. La concordance et la variance expliquée les plus élevées ont été obtenues dans les modèles d'habitat des espèces utilisant un habitat particulier (p. ex. esturgeon jaune, queue à tache noire, méné jaune, achigan à grande bouche et doré jaune). Les modèles d'habitat correspondant à la plus faible variance expliquée ont été obtenus pour les espèces les plus tolérantes ou ubiquistes (p. ex. perchaude) et les espèces ayant un faible nombre de présence dans l'ensemble des données (p. ex. achigan à petite bouche; résultat non présenté).

Les variables d'habitat, corrélées négativement à la présence de poissons, ont été interprétées comme des variables limitantes. Par exemple, la vitesse du courant montrait une relation négative très significative avec les espèces connues pour fréquenter les milieux lenticules (crapet-soleil, achigan à grande bouche, barbotte brune et méné jaune). La lumière jouait un rôle répulsif sur l'esturgeon jaune, le grand brochet, la barbotte brune, le doré noir et le doré jaune et la profondeur avec le queue à tache noire.

La présence de poissons était également corrélée positivement à des variables d'habitat telles que la végétation aquatique, qui était très dense dans l'habitat du grand brochet, crapet-soleil, méné jaune, queue à tache noire, perchaude et barbotte brune. La présence de *Vallisneria americana* (VAAM) joue même un rôle significatif pour le grand brochet, la barbotte brune et la perchaude. À l'occasion, d'autres plantes peuvent expliquer aussi une forte proportion de la variance avec un signe positif ou négatif. Par exemple l'effet négatif de *Potamogeton richardsoni* (PORI) sur la présence de queue à tache noire et de perchaude; positif entre *Eloдея canadiensis* (ELCA) et le grand brochet, ou encore négatif entre *Myriophyllum spicatum* (MYSP) et le grand brochet et le doré jaune. Ces détails n'apparaissent pas tous dans ce rapport, qui présente presque uniquement des modèles d'habitat établis globalement pour les quatre régions du Saint-Laurent fluvial.

En ce qui concerne le substrat, on trouve des relations positives entre l'achigan à grande bouche et les substrats grossiers et aussi entre la barbotte brune et le limon. Comme dans les analyses univariées, une relation négative fut détectée entre l'argile dénudée et la présence d'espèces qui fréquentent un habitat où la couverture végétale est dense, telles que crapet-soleil, grand brochet, méné jaune et perchaude.

Tableau 15. Results of multivariate logit analyses between fish and habitat variables. Occurrences of acipenseridae (Lake sturgeon – ACFU), centrarchidae (sunfish – LEGI and large mouth bass – MISA), esocidae (Northern pike – ESLU), ictaluridae (brown bullhead – ICNE), cyprinidae (golden shiner – NOCR and spottail shiner – NOHU), percidae (yellow perch – PEFL, sauger – STCA and walleye – STVI) were analysed together in a global model. Habitat variables, vegetation density and probability of presence of *Vallisneria americana* (VAAM), *Heterentera dubia* (HEDU), *Potamogeton pectinatus* (POPE), *Potamogeton richardsoni* (PORI), *Elodea canadensis* (ELCA), *Ceratophyllum demersum* (CEDE), *Myriophyllum spicatum* (MYSP) and *Alisma graminea* (ALGR) were computed with spatially explicit models and validated with field measurements; the substratum corresponded to field observations. The sign of the relationship (+ and -) and the probability are presented (***) = $p < 0.001$; ** = $p < 0.01$; * = $p < 0.05$). Those results were used in 2D models to compute relationship between suitable habitat and water discharge, and maps of fish occurrence probabilities (Figures 37-46)

Habitat variable	ACFU	LEGI	MISA	ESLU	ICNE	NOCR	NOHU	PEFL	STCA	STVI
Presence (n)	105	147	21	127	113	142	183	369	150	263
Absence (n)	407	365	364	258	272	370	329	143	362	249
Total samples (n)	512	512	385	385	385	512	512	512	512	512
Cutpoint %	20.5	28.7	5.5	32.9	29.4	27.7	35.7	72.1	29.2	51.4
Rescaled R2 %	37.3	33.1	20.5	39.8	34.3	27.1	31.9	27.7	48.3	34.2
Concordance %	84.5	80.7	79.5	82.6	81.3	76.7	78.7	77.9	87.4	77.5
McNemar Pr	***	***	***	*	***	***	***	***	***	***
Intercent	- **	+ ***	- ***	+ *	- NS	+ ***	+ ***	+ ***	- **	+ ***
Depth	+ **	- ***				- ***	- ***		+ ***	
Current velocity		- **	- ***	- ***	- ***	- **				
Slope				- ***		- *			- **	- **
Light	- ***			- ***	- ***	- **	- ***		- ***	- ***
Attenuation K										
Veget. density	- *			+ ***				+ *		
Prob. VAAM					+ ***			+ ***		
Prob. HEDU										
Prob. POPE										
Prob. PORI								- ***		
Prob. ELCA										
Prob. CEDE										
Prob. MYSP										
Prob. ALGR										
Subs. Index										
% Pebble										
% Cobble										
% Gravel			+ ***							
% Sand										
% Silt					+ **					
% Clay		- ***						- ***		

4.3.2 Transfert des modèles d'habitat d'une région à l'autre du fleuve

Le transfert d'un modèle d'habitat d'une région du fleuve à l'autre doit être fait prudemment, car les modèles d'habitat développés individuellement dans chaque région ne sélectionnent pas toujours les mêmes variables explicatives selon les espèces (p. ex. grand brochet). En général, ces changements reflètent des effets reliés à la topographie locale et aux tolérances ou aux préférences d'habitat de chaque espèce. Dans le Saint-Laurent, la topographie varie fortement d'une région à l'autre : la région de Montréal - Sorel est étroite et très hétérogène, l'archipel de Sorel est formé par de nombreux petits chenaux, les lacs Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre sont des lacs fluviaux (La Violette 2004 et références citées dans cet article). De plus, la voie navigable a été creusée dans le Saint-Laurent fluvial sur plus de 11 mètres de profondeur, créant des contrastes bathymétriques artificiels dans un milieu relativement peu profond tel que le lac Saint-Pierre (Morin et Côté 2003). Ces changements dans les variables d'habitat, que nous avons observés d'une région à l'autre, ont aussi été observés d'une période à l'autre dans la partie amont du fleuve Saint-Laurent. Selon Casselman et Dietrich (2003), l'abondance du grand brochet était principalement influencée par les variations du niveau d'eau avant la construction du barrage à Cornwall (<1958) et ensuite par les changements de température après la régularisation des niveaux d'eau dans le fleuve (>1958). Le fait que les variables explicatives puissent varier d'une région à l'autre et d'une période à l'autre suggère l'existence d'une hiérarchie entre les variables d'habitat les plus limitantes. Cette hiérarchie souligne l'intérêt de comparer ultérieurement par exemple la communauté de poisson du lac Saint-François, où le niveau d'eau est très régularisé, avec celle du lac Saint-Pierre, où les variations de niveaux sont très amples.

Malgré les contrastes du milieu physique, nous avons aussi obtenu des modèles d'habitat comparables dans les trois régions du fleuve pour l'esturgeon jaune, le doré jaune, le doré noir, le crapet-soleil et la barbotte brune. Ces résultats sont encourageants car ils donnent la possibilité de regrouper les données de plusieurs régions du fleuve pour générer des modèles d'habitat plus globaux. Il reste que les approches globales et régionales sont complémentaires pour tester la sensibilité des modèles d'habitat et que le regroupement des données provenant de plusieurs régions du fleuve offre l'avantage d'augmenter l'intervalle de variation des variables d'habitat et d'intégrer la réponse d'un poisson dans un modèle d'habitat unifié. Cela est

particulièrement vrai pour le doré jaune, qui a fait l'objet d'une étude comparable dans une autre région du fleuve Saint-Laurent (le lac Saint-François, Bechara *et al.* 2003). Les mêmes variables significatives (lumière disponible au fond et pente du fond) et des estimations semblables à celles de la présente étude furent obtenues à partir d'un ensemble des données complètement indépendant de celui que nous avons traité. La concordance entre les deux études indique que le modèle d'habitat qui prédit la présence du doré jaune peut être appliqué à d'autres régions du fleuve où les conditions d'habitat sont comparables.

L'ensemble des résultats indique que chaque espèce de poissons doit être étudiée indépendamment. Avant de transférer les modèles d'habitat à d'autres régions du fleuve, il faut valider les modèles actuels à l'aide d'ensembles de données historiques. De telles données ont été recueillies à la fin de l'été dans le lac Saint-Louis (1997), le lac Saint-Pierre (1971, 1995 et 1996) et l'archipel de Sorel (1972). Nous pensons reconstruire l'habitat abiotique à l'aide d'une modélisation 2 D pour chaque période échantillonnée pour comparer les modèles d'habitat provenant des données passées et actuelles. Les données du *Réseau de suivi ichtyologique*, qui projette d'échantillonner le lac Saint-François en 2004 et le lac Saint-Louis en 2005, seront très utiles à cette fin.

4.3.3. Superficie d'habitat disponible et débit

Modèles d'habitat globaux. Les surfaces d'habitat globales obtenues pour le Saint-Laurent fluvial entre le lac Saint-Louis et Trois-Rivières couvrent un large éventail de valeurs. Les relations surfaces d'habitat par rapport au débit ont été classées en deux catégories (figure 35). Premièrement, de fortes relations positives ont été observées entre le débit et l'habitat du doré jaune, de l'esturgeon jaune, du doré noir et du grand brochet. Deuxièmement, les relations atteignant un maximum à débit relativement faible suivi par une relation négative ont été obtenues pour la perchaude, le barbotte brune, le crapet-soleil, le méné jaune, le queue à tache noire et l'achigan à grande bouche. Cela indique que l'habitat d'une espèce qui utilise la plaine d'inondation (deuxième type de relations) peut devenir limitant à un débit supérieur à $9\,500\text{ m}^3\text{s}^{-1}$, tandis que l'habitat d'une espèce qui utilise le lit principal du fleuve ne l'est pas (premier type de relations).

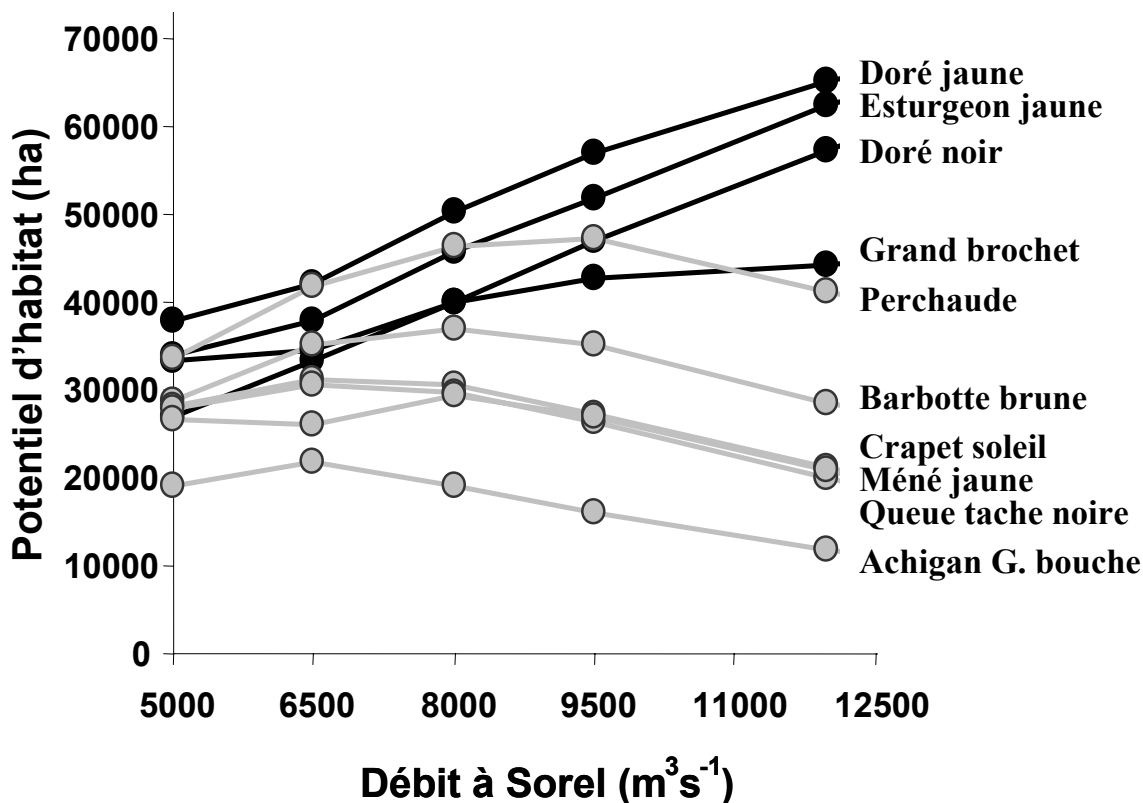


Figure 35. Relationship between habitat surface area and water discharge at Sorel. Dark curves indicate positive relationship with the hydrological regime, while curves in gray indicate a negative relationship and also a marked reduction for potential habitat at discharge $>9500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Modèles d'habitat régionaux. L'étude individuelle des quatre régions du fleuve montre, quant à elle, des relations différentes d'une région à l'autre, particulièrement pour les espèces qui utilisent la plaine d'inondation. L'habitat d'un cyprin (NOCR) est présenté à titre d'exemple pour illustrer que l'examen par région peut révéler des réponses contrastées (figure 36). Lorsque le débit est faible (de l'ordre de $6\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), on trouve un maximum d'habitat pour les cyprins au lac Saint-Pierre, alors que cet habitat est presque inexistant entre Montréal et Sorel et dans l'archipel de Sorel. De plus, la relation dans l'archipel de Sorel est compliquée en raison de la faible altitude des îles. Dans cet exemple, il apparaît clairement que le lac Saint-Pierre influence fortement la superficie absolue d'habitat disponible dans le fleuve et que si le plan de

régularisation ne considérait que la réponse globale, les habitats des cyprins pourraient venir à manquer entre Montréal et l'archipel de Sorel. En terme de gestion, ce résultat indique qu'il serait plus prudent d'identifier les régions du fleuve où la superficie d'habitat est la plus limitante plutôt que d'estimer une superficie globale pour l'ensemble du Saint-Laurent fluvial. Généralement, les populations de poissons sont présentes localement et l'équilibre écologique (trophique) pourrait souffrir, par exemple, de l'absence d'un groupe de poissons fourrage aussi important que les cyprins dans la région entre Montréal et Sorel ou bien dans l'archipel de Sorel, si le débit estival approchait les $6\,000\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ au cours de plusieurs étés consécutifs. Cela illustre le besoin de faire un examen détaillé et une interprétation écologique approfondie des résultats avant de les traduire en outils de gestion.

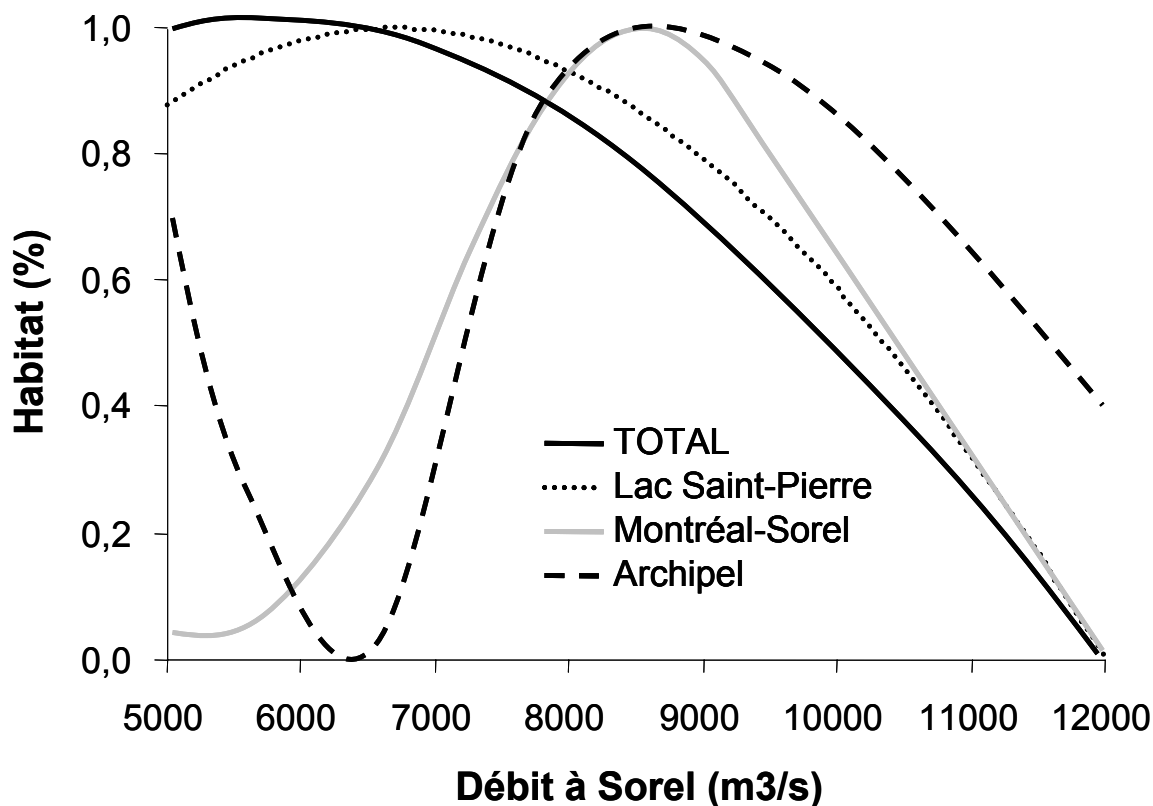


Figure 36. Example of detailed relationship between habitat surface area of a forage cyprinid (golden shiner) and water discharge at Sorel (m^3s^{-1}), for three individual regions of the fluvial St. Lawrence (lake Saint-Pierre, Montréal-Sorel and Sorel archipelago), and for the complete study area (TOTAL). Surface areas are expressed in %.

Table 16. Best fit curves (polynomial) of the relationships between fish habitat and discharge at Sorel (QS). Four regions and the total lower St. Lawrence River (lake St. Louis to lake St. Pierre) are presented for lake sturgeon, Northern pike, brown bullhead, pumpkinseed and largemouth bass (see also Table 15). Fish habitat available = $K_3 \cdot QS^3 + K_2 \cdot QS^2 + K_1 \cdot QS + K_0$ expressed in hectares.

REGIONS	$K_3 \cdot QS^3$	$+ K_2 \cdot QS^2$	$+ K_1 \cdot QS$	$+ K_0$
Lake sturgeon - <i>Acipenser fulvescens</i> - ACFU				
Lake St. Louis (LSL)	0.00000001145500	-0.0004165006	5.4025	-11187.92
Montreal-Sorel	0.00000000465600	-0.0001359995	1.6978	1846.82
Sorel archipelago	-0.00000001265600	0.0003517840	-2.8730	10655.17
Lake St. Pierre	-0.00000007815300	0.0021255293	-15.9844	47123.52
TOTAL Lower St. Lawrence	-0.00000007296000	0.0018903475	-11.5104	48903.07
Northern pike - <i>Esox lucius</i> - ESLU				
Lake St. Louis (LSL)	0.00000001652000	-0.0005353792	5.6879	-7853.45
Montreal-Sorel	0.00000001373800	-0.0003303463	2.4216	-3123.96
Sorel archipelago	-0.00000001236100	0.0003446780	-2.9907	9397.85
Lake St. Pierre	-0.00000005970900	0.0013524353	-8.1838	29904.93
TOTAL Lower St. Lawrence	-0.00000004237100	0.0008471186	-3.1885	28745.98
Brown bullhead - <i>Ameiurus nebulosus</i> - ICNE				
Lake St. Louis (LSL)	0.00000001669100	-0.0004991215	4.6547	-3255.71
Montreal-Sorel	0.000000000126220 • QS ⁴ + 0.00000043537804 • QS ³	-0.0054377347	29.1106	-54825.79
Sorel archipelago	-0.00000000224000	0.0000478554	-0.2427	1616.32
Lake St. Pierre	0.00000010126600	-0.0031179431	30.4443	-71157.28
TOTAL Lower St. Lawrence	0.00000012620700	-0.0038454149	37.1843	-77417.70
Pumpkinseed - <i>Lepomis gibbosus</i> - LEGI				
Lake St. Louis (LSL)	0.00000002943300	-0.0007825848	6.0190	-4230.11
Montreal-Sorel	-0.00000000091300	-0.0000055787	0.3304	-141.11
Sorel archipelago	-0.00000000517300	0.0000983954	-0.4154	1406.59
Lake St. Pierre	0.00000007127200	-0.0021482436	19.9533	-39566.63
TOTAL Lower St. Lawrence	0.00000009598000	-0.0028867839	26.4193	-44002.90
Largemouth bass - <i>Micropterus salmoides</i> - MISA				
Lake St. Louis (LSL)	0.00000002007100	-0.0005672133	4.6966	-2512.09
Montreal-Sorel	0.00000001501500	-0.0004198716	3.6301	-7994.00
Sorel archipelago	0.00000000658900	-0.0001948740	1.8111	-4521.87
Lake St. Pierre	0.00000010711100	-0.0032569458	30.8211	-77466.91
TOTAL Lower St. Lawrence	0.00000015075400	-0.0045048189	41.6399	-94265.94

Table 17. Best fit curves (polynomial) of the relationships between fish habitat and discharge at Sorel (QS). Four regions and the total lower St. Lawrence River (lake St. Louis to lake St. Pierre) are presented for golden shiner, spottail shiner, yellow perch, sauger and walleye (see also Table 15). Fish habitat available = $K_3 \cdot QS^3 + K_2 \cdot QS^2 + K_1 \cdot QS + K_0$ expressed in hectares.

REGIONS	$K_3 \cdot QS^3$	$+ K_2 \cdot QS^2$	$+ K_1 \cdot QS$	$+ K_0$
Golden shiner - <i>Notemigonus crysoleucas</i> - NOCR				
Lake St. Louis (LSL)	0.00000003465000	-0.0008826694	6.3092	-3930.59
Montreal-Sorel	-0.00000000121200	0.0000020618	0.2740	-1.38
Sorel archipelago	-0.00000000517700	0.0000993565	-0.4233	1474.27
Lake St. Pierre	0.00000005710800	-0.0017750991	16.7748	-31127.38
TOTAL Lower St. Lawrence	0.00000008659800	-0.0026013894	23.4314	-34953.47
Spottail shiner - <i>Notropis hudsonius</i> - NOHU				
Lake St. Louis (LSL)	0.00000003254900	-0.0009753864	9.1247	-20823.82
Montreal-Sorel	-0.00000000250200	0.0000326036	0.0849	1728.99
Sorel archipelago	-0.00000000597500	0.0001357432	-0.8534	2982.53
Lake St. Pierre	-0.00000006674000	0.0016206892	-12.9916	50360.66
TOTAL Lower St. Lawrence	-0.00000004124300	0.0007654733	-4.0857	32740.22
Yellow perch - <i>Perca flavescens</i> - PEFL				
Lake St. Louis (LSL)	0.00000001234600	-0.0003522772	3.0462	4755.29
Montreal-Sorel	-0.00000001202700	0.0002833060	-1.8340	6532.09
Sorel archipelago	0.00000000646400	-0.0002165478	2.3676	-5076.46
Lake St. Pierre	0.00000005914600	-0.0020677213	21.9754	-52117.20
TOTAL Lower St. Lawrence	0.00000006573200	-0.0023514412	25.6535	-45656.56
Sauger - <i>Stizostedion canadense</i> - STCA				
Lake St. Louis (LSL)	-0.00000000637300	0.0000687973	1.2888	-1705.71
Montreal-Sorel	0.00000000259200	-0.0000764212	1.1680	1818.71
Sorel archipelago	-0.00000000417500	0.0001185167	-0.8858	4956.36
Lake St. Pierre	-0.00000003014600	0.0007800808	-3.8851	10720.79
TOTAL Lower St. Lawrence	-0.00000003817400	0.0008958366	-2.3507	16800.57
Walleye - <i>Stizostedion vitreum</i> - STVI				
Lake St. Louis (LSL)	0.00000000216300	-0.0001825513	3.6395	-6510.01
Montreal-Sorel	0.00000000589100	-0.0001604861	1.8921	947.58
Sorel archipelago	-0.00000001192400	0.0003299830	-2.6492	10072.41
Lake St. Pierre	-0.00000010006800	0.0025813712	-18.8991	56877.89
TOTAL Lower St. Lawrence	-0.00000010208700	0.0025325853	-15.7752	61862.72

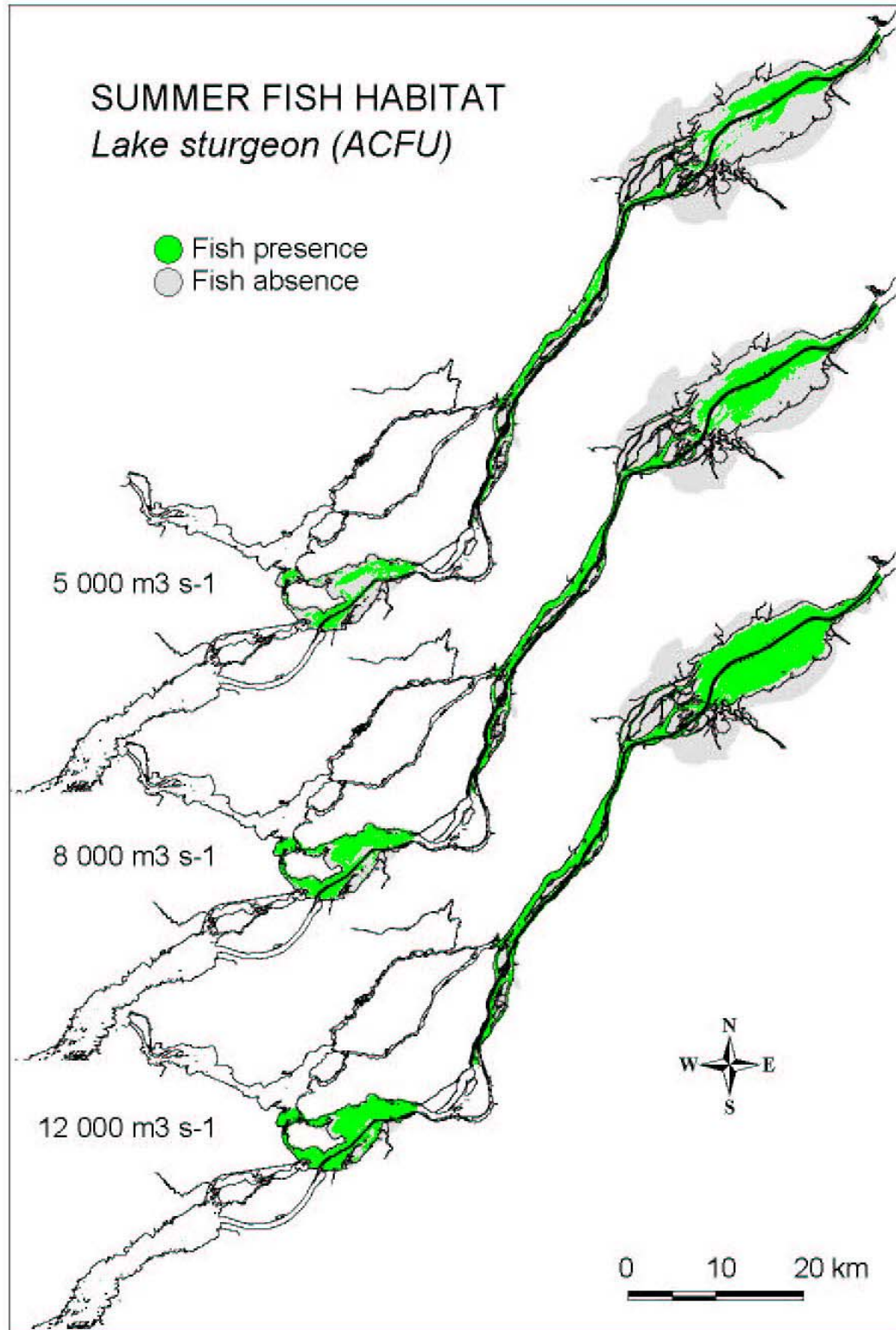


Figure 37. Potential habitat of lake sturgeon (ACFU) in the St. Lawrence River based on samples collected in 2001 and 2002. Fish occurrence probabilities were mapped for three hydrological scenarios : 5 000, 8 000 et 12 000 m³ s⁻¹ (see also Table 15).

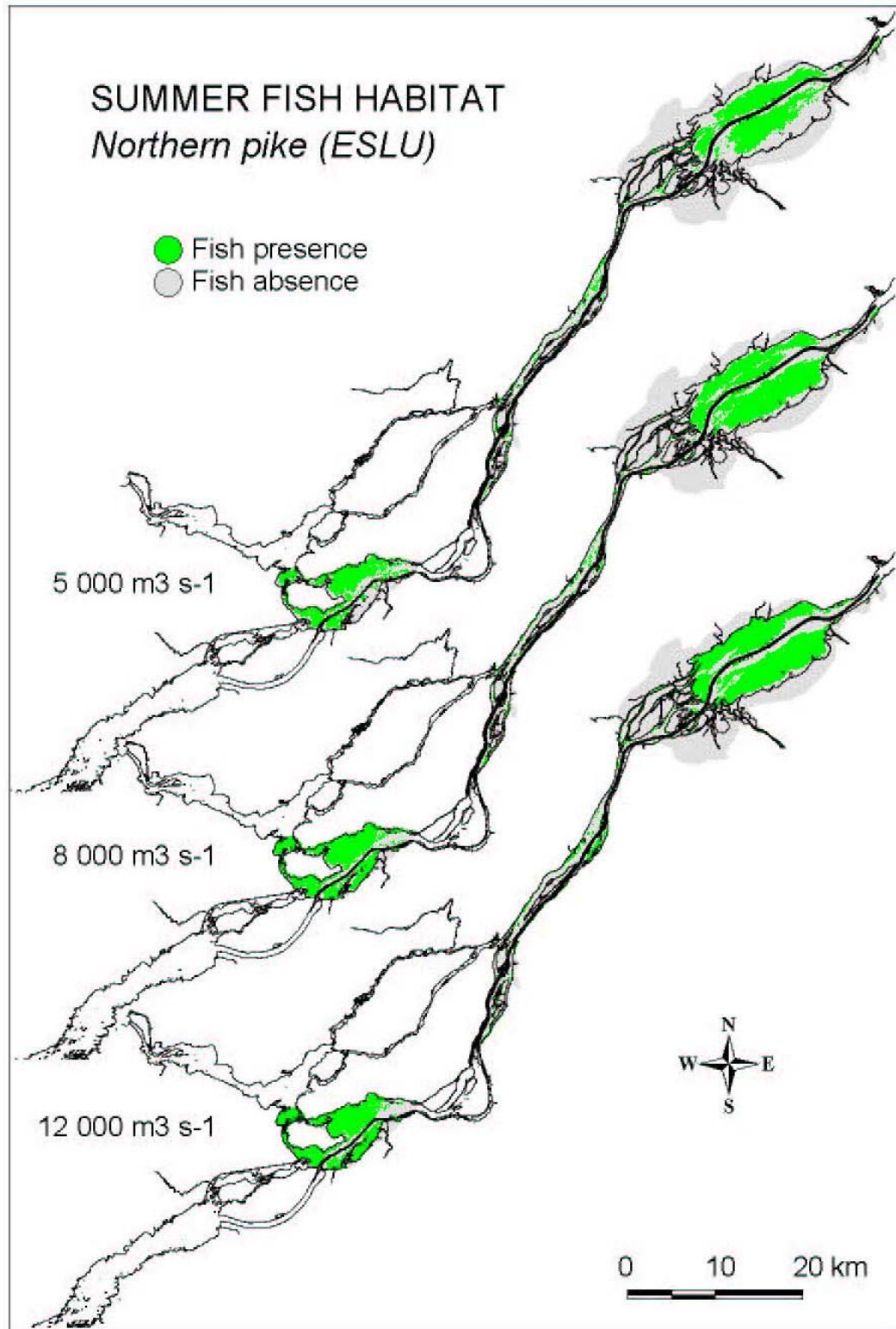


Figure 38. Potential habitat of Northern pike (ESLU) in the St. Lawrence River based on samples collected in 2001 and 2002. Fish occurrence probabilities were mapped for three hydrological scenarios : 5 000, 8 000 et 12 000 m³ s⁻¹ (see also Table 15).

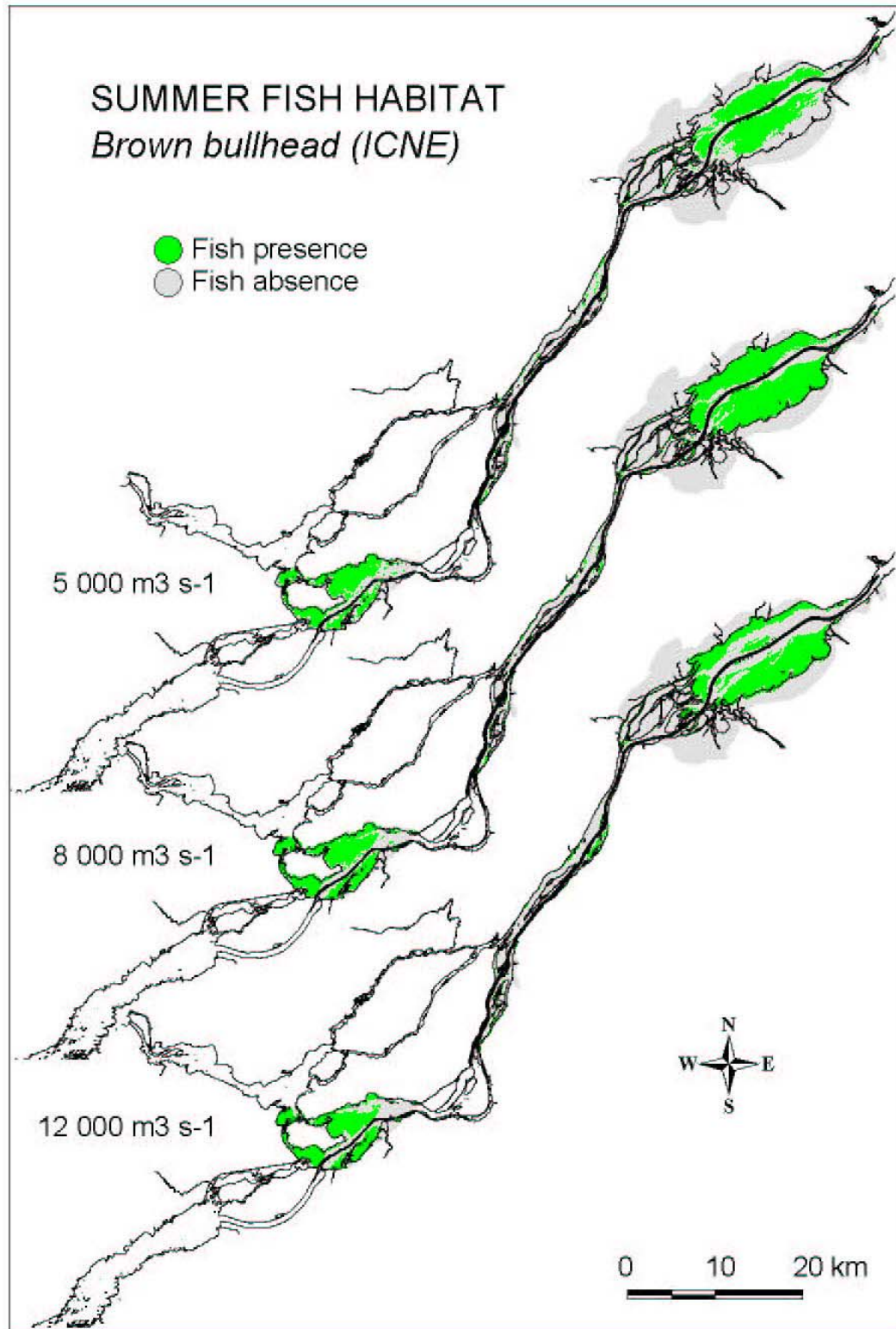


Figure 39. Potential habitat of brown bullhead (ICNE) in the St. Lawrence River based on samples collected in 2001 and 2002. Fish occurrence probabilities were mapped for three hydrological scenarios : 5 000, 8 000 et 12 000 m³ s⁻¹ (see also Table 15).

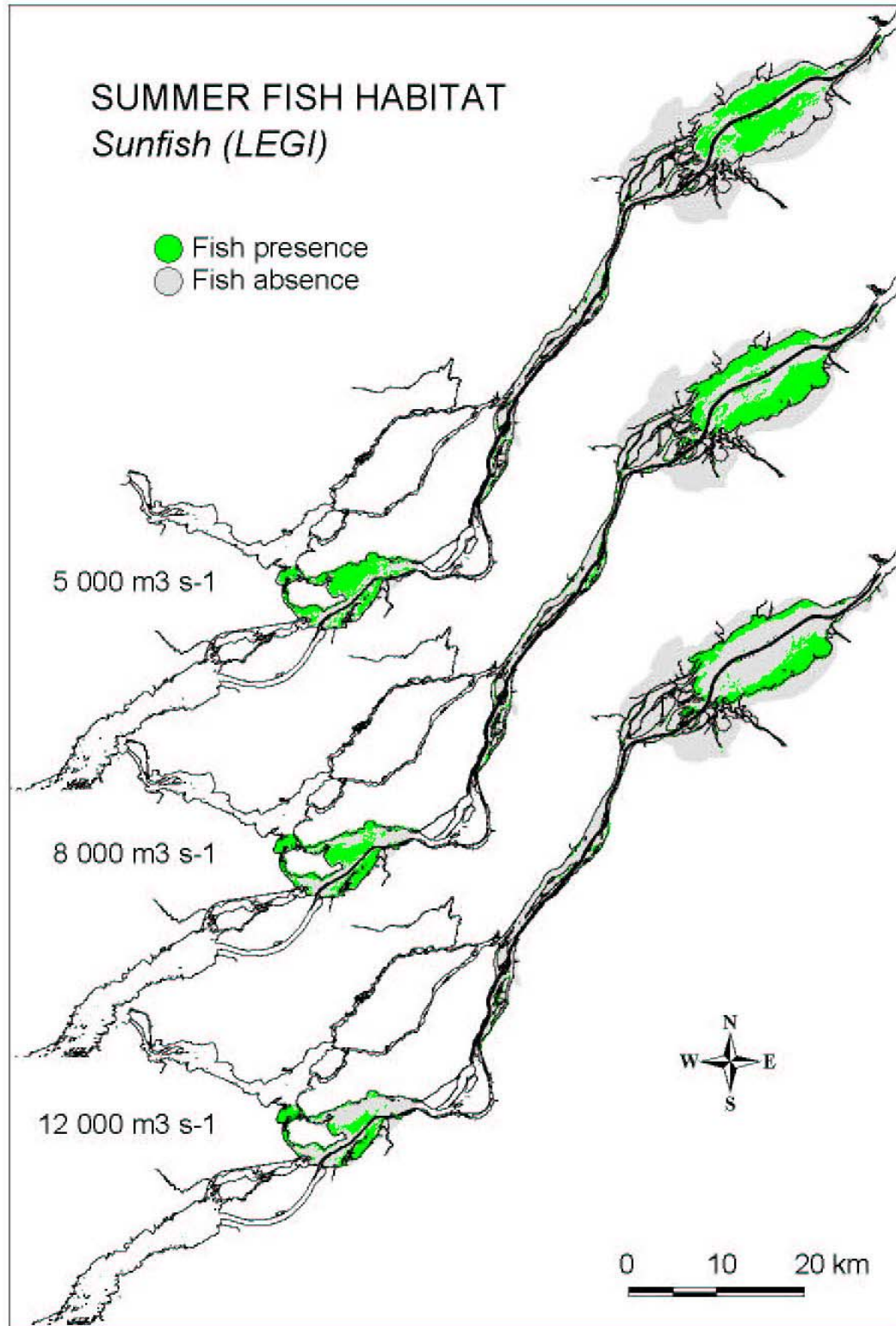


Figure 40. Potential habitat of sunfish (LEGI) in the St. Lawrence River based on samples collected in 2001 and 2002. Fish occurrence probabilities were mapped for three hydrological scenarios : 5 000, 8 000 et 12 000 m³s⁻¹ (see also Table 15).

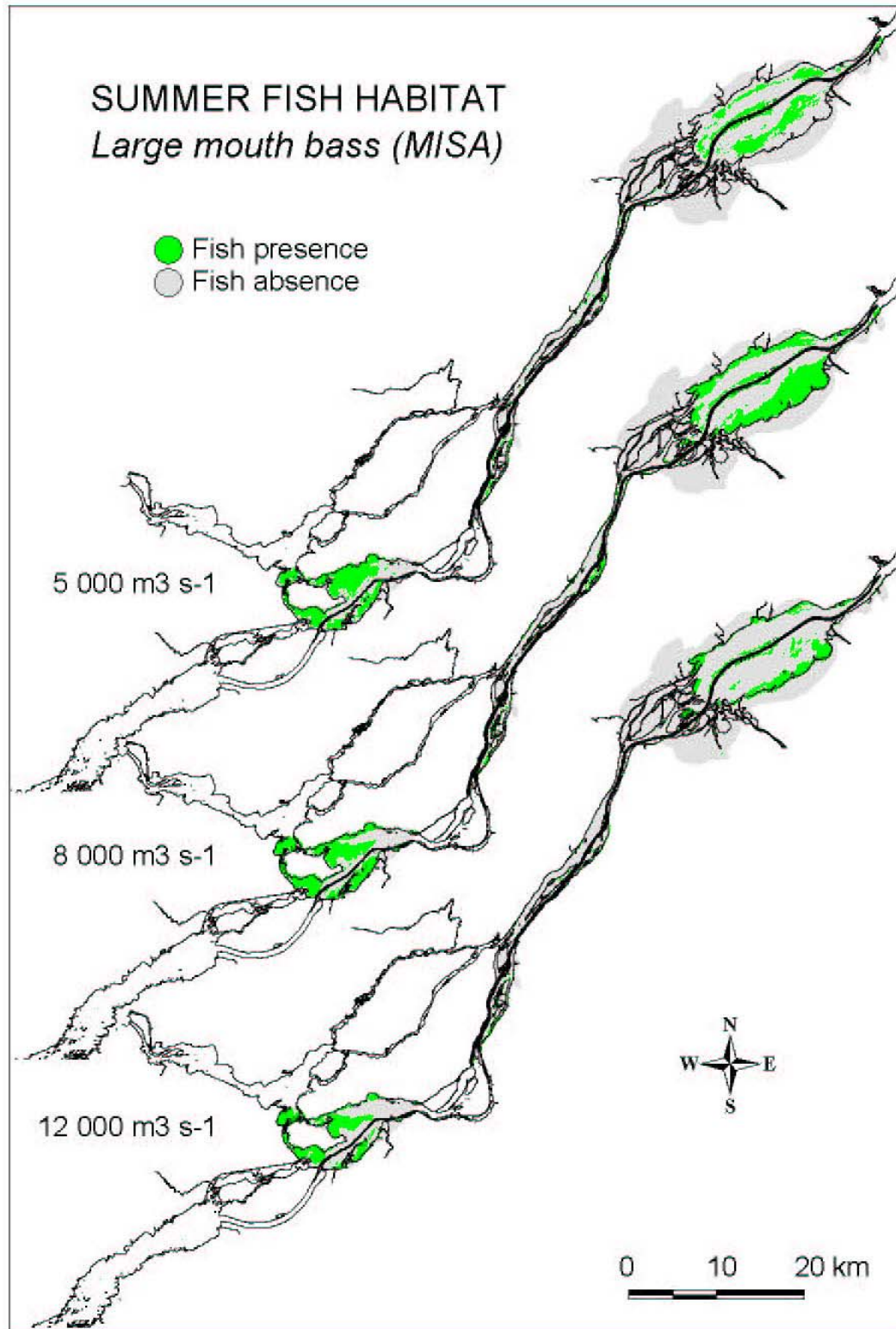


Figure 41. Potential habitat of large mouth bass (MISA) in the St. Lawrence River based on samples collected in 2001 and 2002. Fish occurrence probabilities were mapped for three hydrological scenarios : 5 000, 8 000 et 12 000 m³ s⁻¹ (see also Table 15).

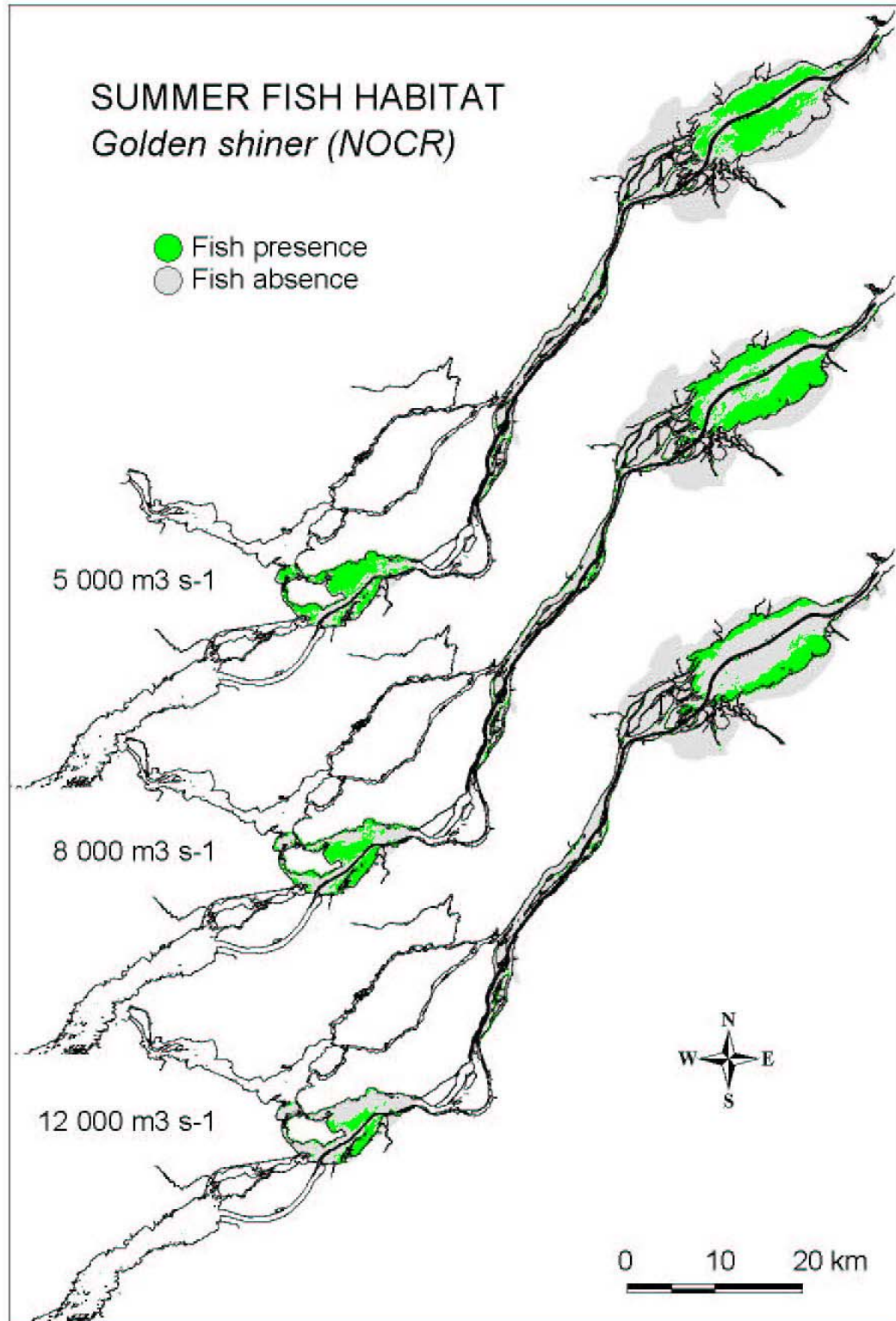


Figure 42. Potential habitat of golden shiner (NOCR) in the St. Lawrence River based on samples collected in 2001 and 2002. Fish occurrence probabilities were mapped for three hydrological scenarios : 5 000, 8 000 et 12 000 m³s⁻¹ (see also Table 15).

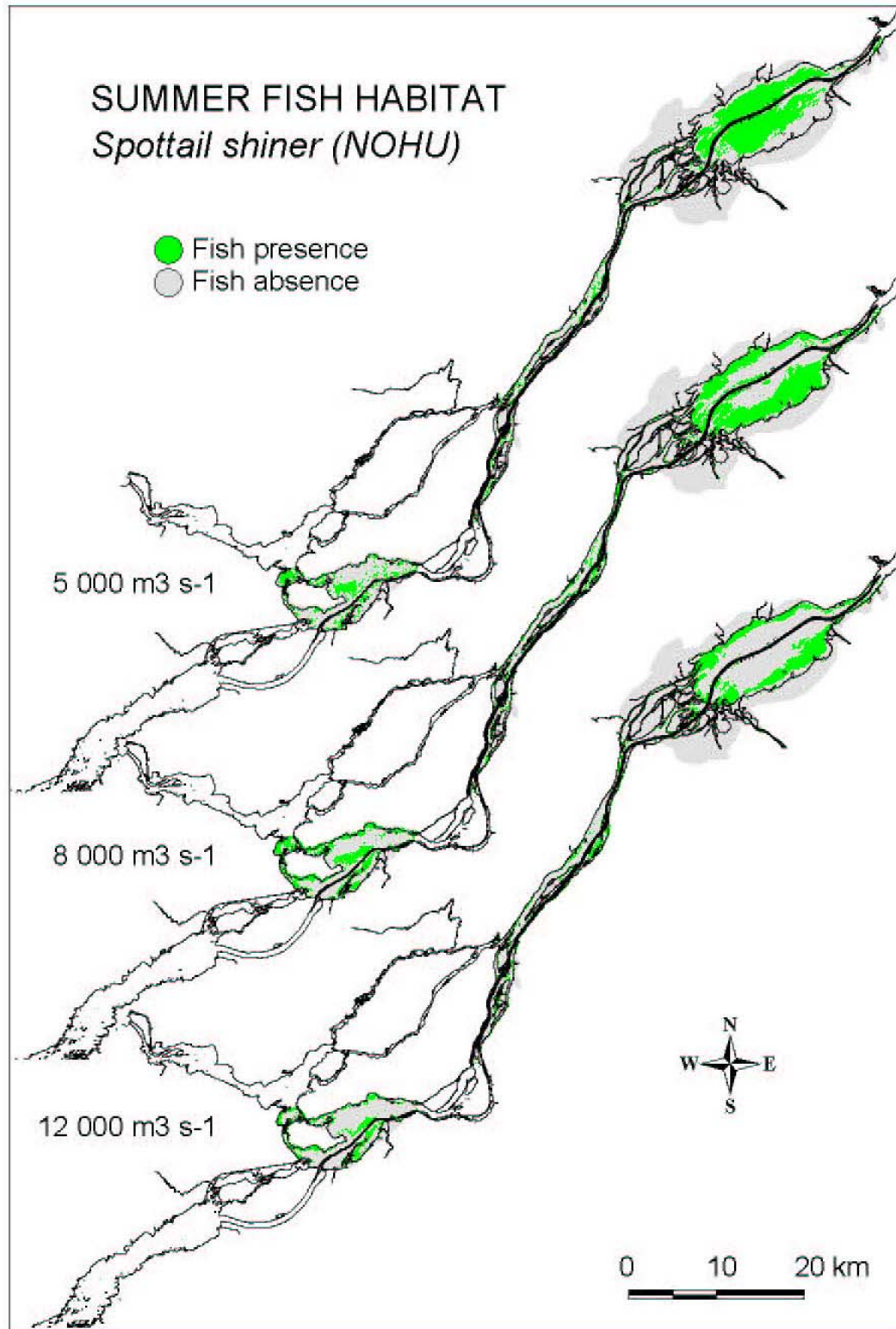


Figure 43. Potential habitat of spottail shiner (NOHU) in the St. Lawrence River based on samples collected in 2001 and 2002. Fish occurrence probabilities were mapped for three hydrological scenarios : 5 000, 8 000 et 12 000 m³ s⁻¹ (see also Table 15).

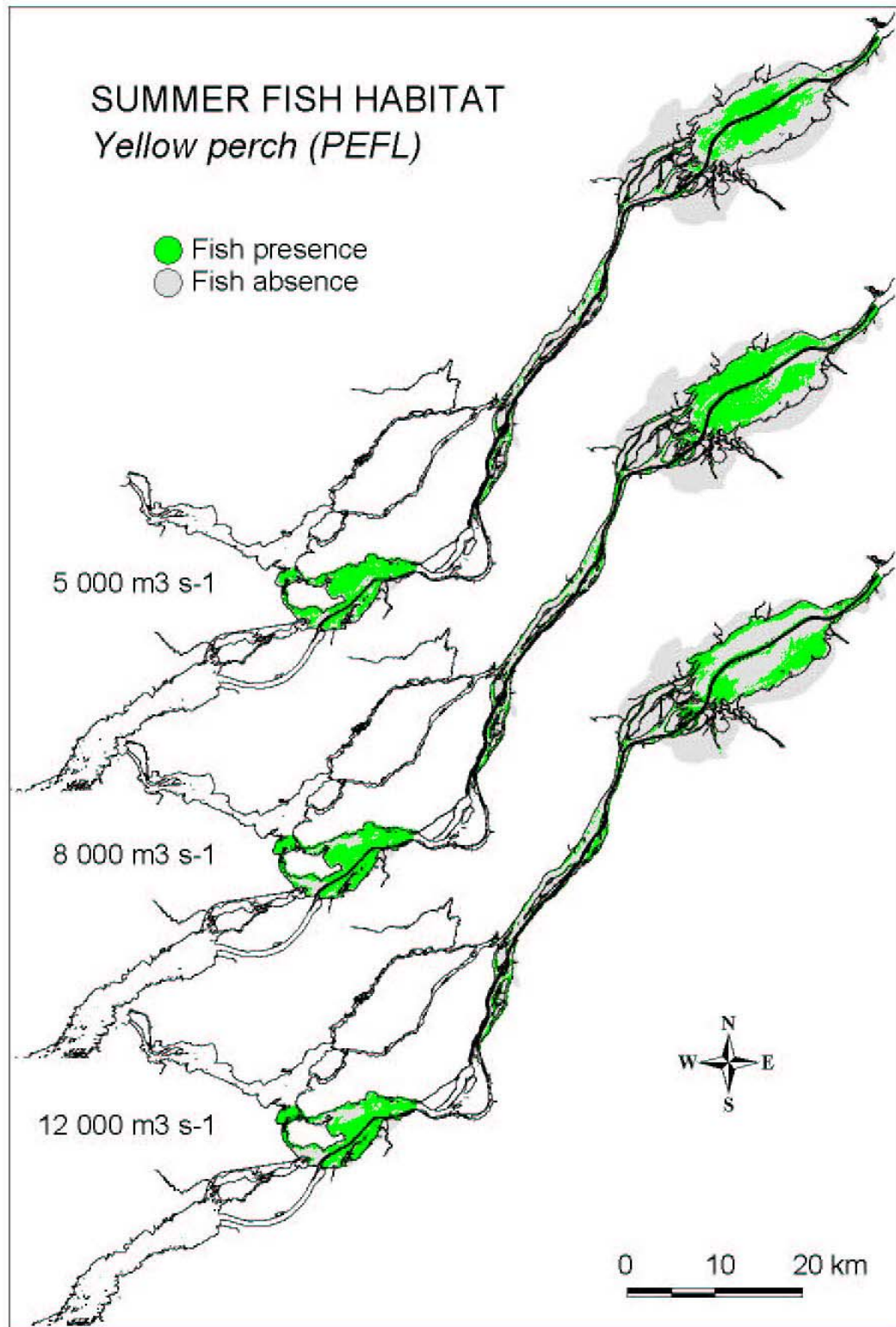


Figure 44. Potential habitat of yellow perch (PEFL) in the St. Lawrence River based on samples collected in 2001 and 2002. Fish occurrence probabilities were mapped for three hydrological scenarios : 5 000, 8 000 et 12 000 m³s⁻¹ (see also Table 15).

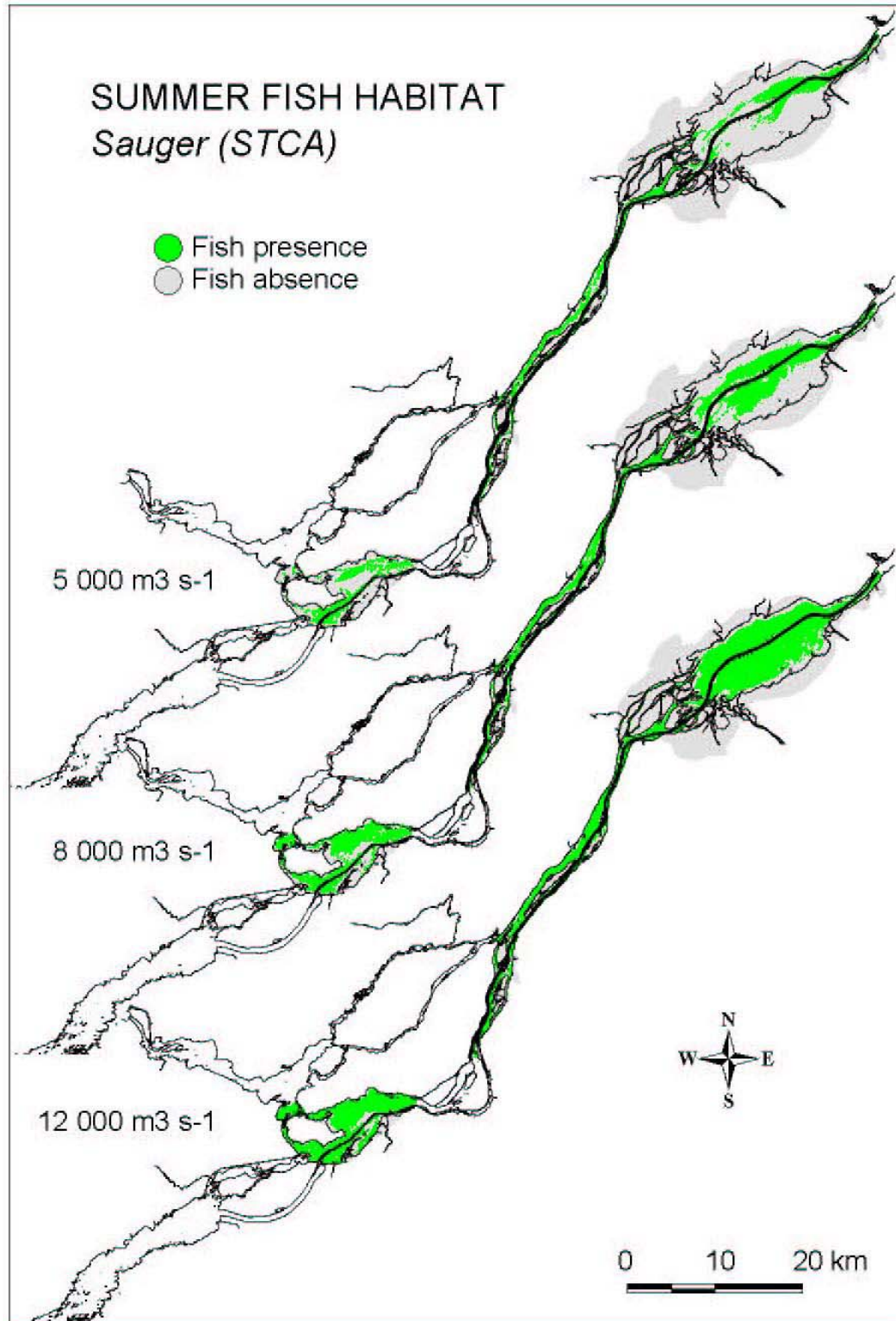


Figure 45. Potential habitat of sauger (STCA) in the St. Lawrence River based on samples collected in 2001 and 2002. Fish occurrence probabilities were mapped for three hydrological scenarios : 5 000, 8 000 et 12 000 m³s⁻¹ (see also Table 15).

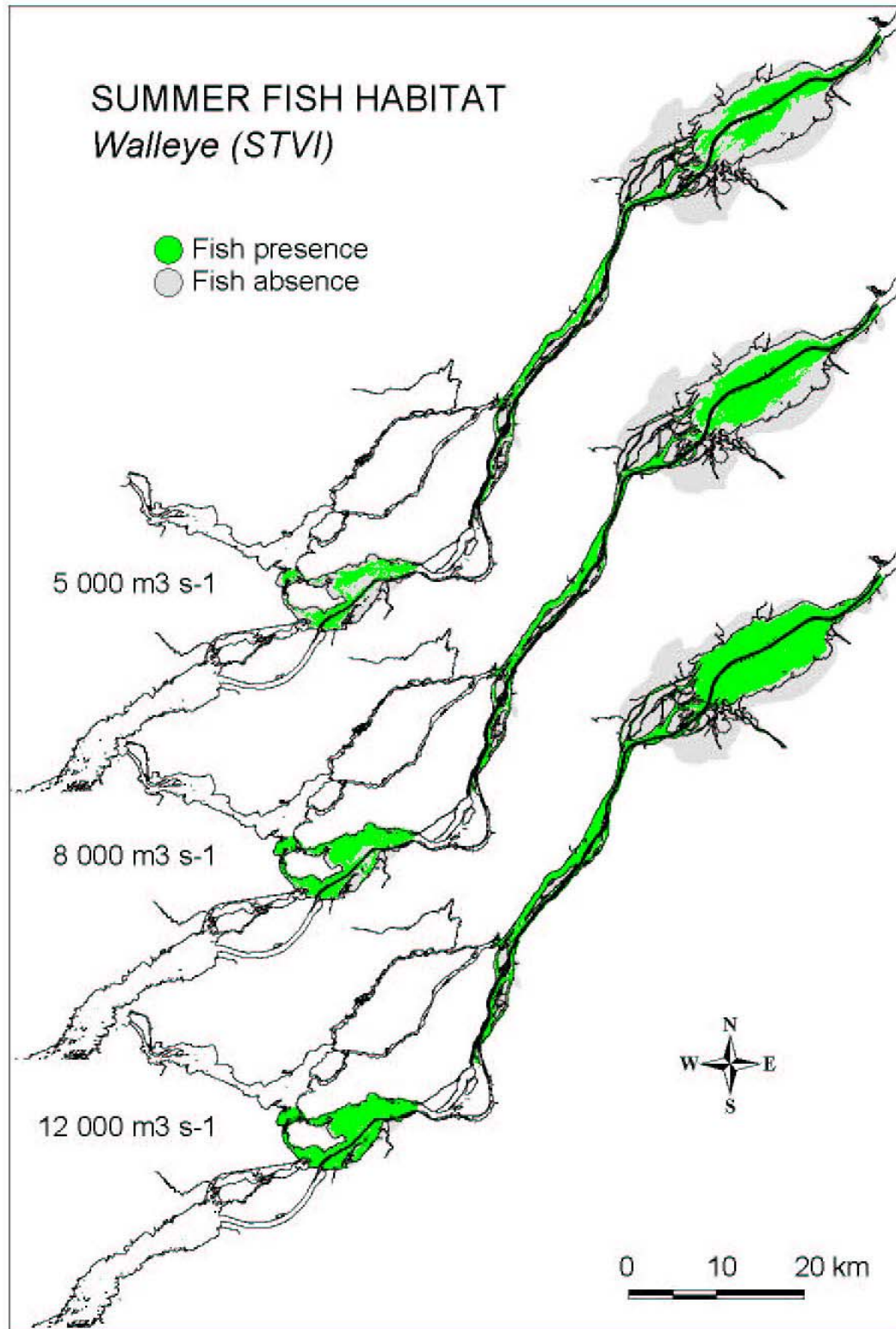


Figure 46. Potential habitat of walleye (STVI) in the St. Lawrence River based on samples collected in 2001 and 2002. Fish occurrence probabilities were mapped for three hydrological scenarios : 5 000, 8 000 et 12 000 m³s⁻¹ (see also Table 15).

4.3.4 Reconstitution du potentiel d'habitat historique et impact de la régularisation du débit

Pour illustrer la façon de tester les scénarios hydrologiques et les effets de la régularisation, nous avons utilisé les relations globales de la figure 35 pour transformer les débits historiques en potentiel d'habitat, dont la surface est exprimée en hectare (ha) (figure 47). À titre d'exemple, nous avons retenu l'habitat du doré jaune pour représenter les espèces lotiques et celui d'un cyprin (méné jaune) pour les espèces lenticques, en fonction du débit reconstitué à Sorel. Les deux séries de débit, régularisé et naturel, indiquent que la gestion a pour effet d'augmenter le débit estival par rapport au régime naturel (figure 47a). Les conséquences de cette augmentation sont reflétées presque systématiquement par un effet positif sur l'habitat du doré jaune (figures 47b et 48a) et par un effet négatif sur celui des cyprins (figure 47c et 48b). Après 40 ans de régularisation du débit, le cumul des superficies dans le Saint-Laurent fluvial indique un gain de l'ordre de 49 084 ha sur l'habitat du doré jaune et une perte de -26 782 ha sur celui du méné jaune. Il importe ici de rappeler que les valeurs des superficies sont purement indicatives et délicates à interpréter car elles concernent l'habitat d'une espèce considérée isolément de la communauté de poissons et retirée d'un contexte écologique qui évolue aussi avec le temps. Il reste cependant que les régimes hydrologiques élevés observés au milieu des années 1970 correspondaient à un fort potentiel d'habitat pour les poissons lotiques et à un faible potentiel d'habitat pour les poissons lenticques. Cette situation s'est inversée au milieu des années 1960. Plusieurs de ces tendances ont été corroborées par des relations empiriques calculées à partir d'une série historique indépendante provenant d'une pêche expérimentale située près de Québec (de Lafontaine et Marchand 2003).

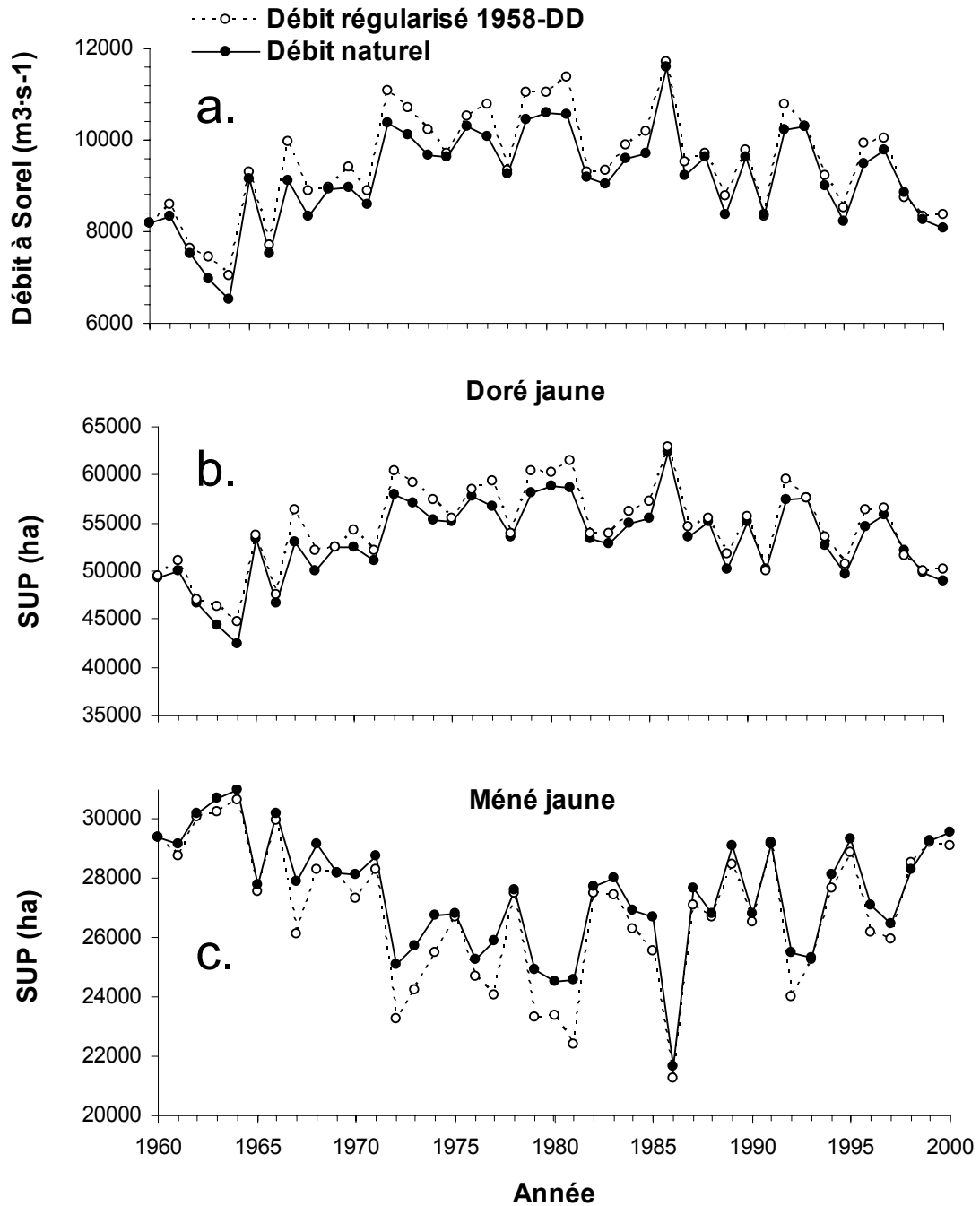


Figure 47. Exemple de reconstitution historique du potentiel d'habitat disponible dans le Saint-Laurent fluvial entre 1960 et 2000. On compare deux séries de débit moyen en septembre à Sorel, l'un régularisé selon le plan 1958-DD tel qu'il a été mesuré (trait pointillé) et l'autre naturel tel qu'il aurait été mesuré en absence de régularisation (trait plein). La figure présente (a) les deux débits et les superficies (SUP) correspondantes disponibles pour l'habitat estival (b) du doré jaune et (c) d'un cyprin (méné jaune) dans l'ensemble du fleuve Saint-Laurent.

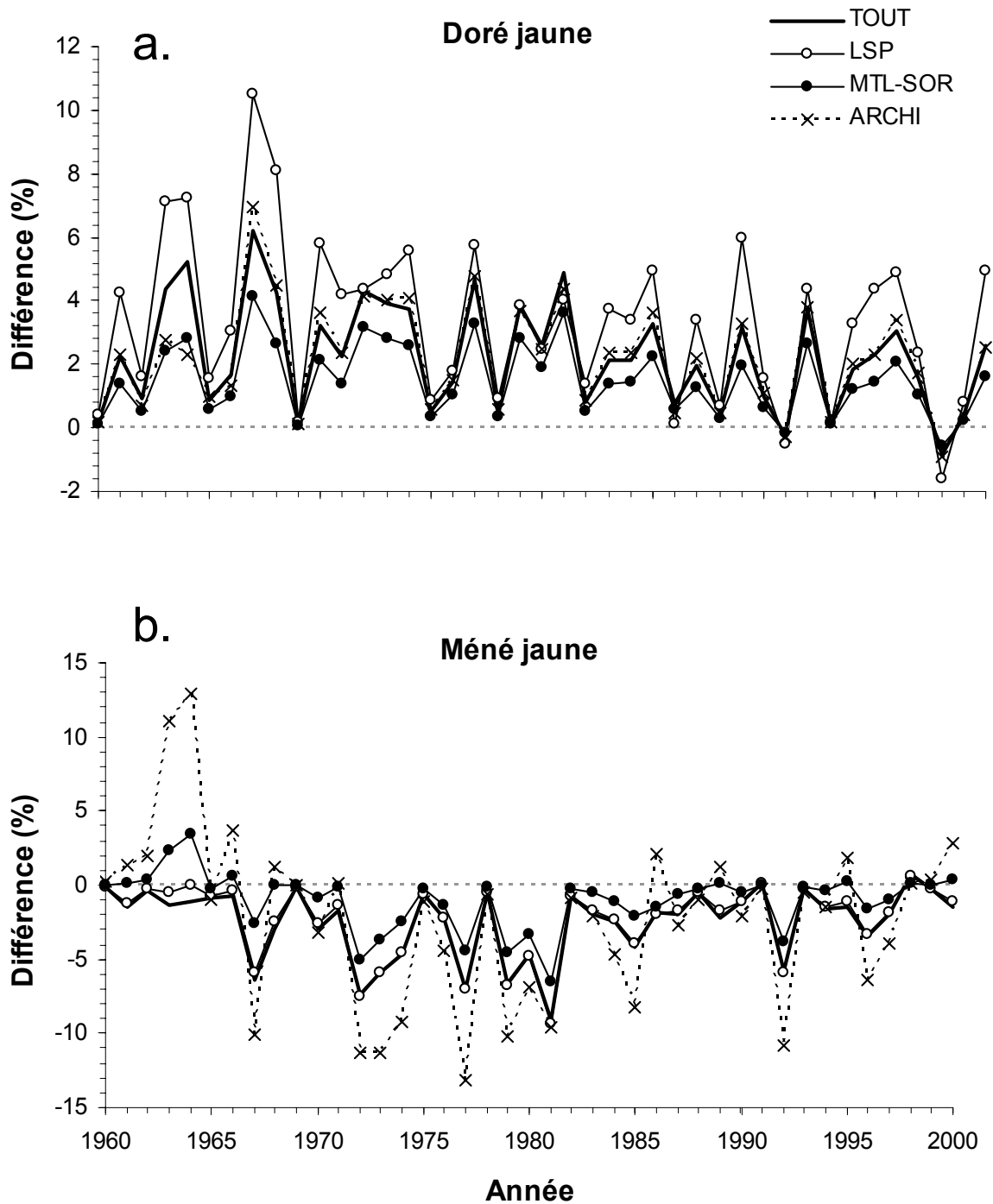


Figure 48. Différence entre les superficies d'habitat annuelles disponibles (SUP) calculées avec le débit régularisé tel qu'il a été mesuré pour la période 1960-2000, comparé avec le débit naturel tel qu'il aurait été mesuré en absence de régularisation. Les séries d'habitat de reproduction ont été calculées (a) pour le doré jaune et (b) le méné jaune dans les régions du lac Saint-Pierre, Montréal-Sorel, l'archipel et tout le Saint-Laurent fluvial. Une valeur négative indique une diminution de SUP attribuable à la régularisation du débit et une valeur positive signifie une augmentation.

4.4 CONCLUSION

D'une façon générale, ce travail, qui a mis à profit divers types d'expertises et qui a créé des liens entre plusieurs bases de données majeures au Québec, démontre la pertinence d'une approche multidisciplinaire lors de l'étude écosystémique des grands cours d'eau. L'étude qui portait sur les impacts de la régularisation sur l'écosystème du fleuve Saint-Laurent fut l'occasion d'élaborer des modèles prédictifs probabilistes de l'habitat des poissons et un premier modèle de terrain numérique 2 D à haute résolution spatiale couvrant ce large territoire, ce qui est inusité. Ce modèle fournit non seulement plusieurs variables classiques d'habitat du poisson, telles que la profondeur ou la vitesse du courant, mais aussi des variables originales telles que la lumière disponible au fond, l'exposition aux vagues et, surtout, la présence et la densité de végétation (Turgeon *et al.* 2004).

La combinaison d'une modélisation numérique 2 D et de modèles d'habitat probabilistes a permis de calculer les superficies utilisables par les poissons, qui sont essentielles à la mesure des impacts sur les poissons. Les modèles d'habitat retenus peuvent être considérés comme fiables car ils indiquaient une forte concordance entre les résultats des simulations et les observations de terrain, souvent > 80 %.

Plusieurs constats suggèrent que le régime hydrologique du Saint-Laurent doit continuer à varier d'une année à l'autre à une échelle qui reste à définir pour satisfaire tour à tour les espèces qui ont des besoins écologiques et des niveaux de tolérance différents. Premièrement, les résultats illustrent le large éventail de réponses des poissons aux variables d'habitat, qui elles-mêmes dépendent fortement du débit. Par exemple, si le débit a un impact positif sur l'habitat des espèces lotiques en été, il peut également exercer un effet négatif sur d'autres espèces lenticques. Deuxièmement, la présente étude tend à démontrer l'importance de considérer les différentes régions du fleuve séparément pour estimer adéquatement l'impact des variations du débit du Saint-Laurent. Les quatre régions du Saint-Laurent réagissent différemment à la variation du débit. Troisièmement, la reconstitution historique des habitats potentiels depuis que le fleuve est régularisé a aussi révélé que la régularisation a eu des effets tantôt négatifs, tantôt positifs sur la quantité d'habitats disponibles, dépendamment de l'espèce et de la période considérée.

L'analyse par régions hydrographiques indique que le transfert des modèles d'habitat à d'autres régions du fleuve doit être fait prudemment, car les modèles sont directement reliés aux caractéristiques biologiques des espèces et aussi à la topographie. Il faut donc faire un examen détaillé et une interprétation écologique plus approfondie des résultats avant de les traduire en outils de gestion.

Les recherches ultérieures sur les habitats d'été devraient porter sur la validation avec des ensembles de données historiques et sur le raffinement des modèles d'habitat par l'ajout de l'abondance et de la taille des poissons. L'utilisation d'une échelle spatiale plus fine pour décrire la végétation améliorera aussi les prédictions. Il serait aussi crucial de rassembler les espèces dans des groupes fonctionnels pour évaluer les impacts sur la communauté ichthyologique.

Finalement, ces travaux sur l'habitat des poissons s'inscrivent dans un programme global qui comprend des études sur l'évaluation de la mortalité des premiers stades de vie des poissons et des conditions environnementales pendant leur saison de croissance visant à établir des liens réalistes avec le cycle biologique et la dynamique des populations de poissons. Nous souhaitons qu'une telle modélisation de l'habitat soit utilisée plus intensivement par d'autres experts pour approfondir les connaissances écosystémiques du Saint-Laurent et pour améliorer son plan de régularisation.

5. SENSITIVITY ANALYSES AND PI'S DESCRIPTION

5.1. INTRODUCTION

It was a great challenge to develop fish performance indicators (PI's) in the Lower St. Lawrence River. The present section discusses some important aspects highlighted during the PI's development. Numerous PI's were developed by different specialists working within the Environmental Task Work Group (ETWG). They needed to be sensitive to detect any changes in the water flow. They also needed to cover several periods of the year and several time scales. Given the PI's their high number, a list of key indicators was established for plan comparisons, to reduce their number. Key indicators do not necessarily describe the state of the ecosystem, but reflect the best hydrological pattern for conservation of diversity and sustainability of the St. Lawrence River. Amongst others, the choice of those key indicators was based on the period of the year, the importance of the species in the St. Lawrence ecosystem and its sensitivity to discharge variations.

Two fish indicators from the present study were selected as key PI's for the lower St-Lawrence : the Northern pike indicator for the spring period and the golden shiner for the summer. These indicators will be used in a future step to rank several regulation plans and to help improving the present flow regulation criteria. We aim (i) to quantify the sensitivity of those two PI's and (ii) choose several metrics to rank regulation plans. A discussion follows to inform about the main choices and assumptions made during the PI's development, some limitations when interpreting the results, the confidence rate and the uncertainties, and also the PI's sensitivity.

5.2. DISCUSSION

5.2.1. Sensitivity

Since the beginning of the IJC Study, PI's about spring and late summer habitats were selected because they coincide to periods during which the regulation effect is maximal : negative effect on the discharge during the spring period and positive during the late summer. Northern pike and yellow perch were chosen because they reproduce early in the spring, during the flood. The ten species used as indicator in the summer exhibited a broad spectrum of sensitivity, which supports a high variability over years in the hydrological regime. Both PI's were performed region by region in the St. Lawrence River. They were all affected by changes in water level and discharge. The most sensitive region of the river will likely be used to calibrate the PI's.

5.2.2. Assumptions

The Regulation can partially control (i) the access for fish to some habitat (water level), (ii) some habitat characteristics (current velocity, water masses, temperature), (iii) the discharge chronology (flood timing), and also (iv) mortality of young life stages. The two types of PI's were especially designed to evaluate the gain or the loss of fish habitat relatively to water discharge variations. They do not take into account any other confounding factors such as over fishing, anthropogenic habitat losses, biological interactions, agriculture impacts, toxics, etc. To enable comparing several regulation scenarios, we worked in relative value (habitat supply) because the variance of biological processes is often high. The PI's were obtained using fish sampling combined with a very accurate 2 D topographical model, leading to a high geographical resolution (10-100 m) and a high vertical precision (~15 cm in absolute value and less in relative values). Accurate values of habitat surface areas were calculated to perform the relationship between suitable habitat and several water discharge scenarios. The present topography was used as a reference state. The study area covered the St. Lawrence River corridor, not the tributaries.

- Water discharge and derived variables (e.g. water level) affect the access for fish to critical habitats.
- Spawning and living habitats play a significant limiting role in fish recruitment and populations dynamics.
- Habitats identified as suitable are preferentially used.

- The relationship between habitat supply and fish (probability of presence/absence or abundance) is linear.
- Gillnet : local habitat description compared to length of the net
- Most of the processes take part in the St. Lawrence River, not in the tributaries. This comes from the geographical limit of the mandate and the model.
- At this stage, we are considering some optimal scenarios only for one year, because regulation works over periods < 1 year. However, we take into account the recent historical series (1-3 previous years) and the frequency of extreme events over the complete series to rank the regulation plans. The influence of previous years on fish is also partially included in the vegetation models.

5.2.3. Uncertainties and limits

At the large spatial scale considered in the present study, the field model is not limiting in measuring surface areas and also in predicting local abiotic conditions, interpreted here as fish habitat. The field model (hydrological/abiotic) integrates a proper description of topography at a high geographical resolution. The scale of the mesh (20-100 m) is similar to the scale of fish samplings.

We choose to work with potential habitat because there are many confounding factors and cumulated pressure such as fishing pressure, biological interactions (density, predation, competition, etc.), habitat losses, several kinds of pollutions, exotic species introduction, that can affect fish populations and habitats. We were not mandated to evaluate the influence of each of those factors, but well to quantify the portion related to the water discharge. To be able to test several Regulation scenarios, there is a need to work in relative value (habitat supply) because the variance of biological processes is often too high and also because we need a state of reference (c.-à-d., present topography used with different scenarios). Thus we calculate, for the present state, accurate values of habitat to perform the relationship between suitable areas and water discharge. The Regulation can only control the access (water level), some characteristic of the habitat relative to water discharge (current velocity, water masses characteristics, temperature) and also the chronology. That is exactly what we are measuring in the present project, with an appropriate field model.

The present habitat modelling used data collected in the field and was also cross-validated with additional field data. This is true for the hydrodynamics, emergent and submerged vegetation, and fish. The fish model is adequate to predict fish occurrence in

the sampling area, and can also be extended to other parts of the system, when validated with historical data should.

Some uncertainties are associated to fish samplings. For example, summer sampling was collected with gillnets, integrating several fish behaviors over 24 hours. Some fish can move over long distance, others are territorial. There is thus an uncertainty in locating fish (spatial buffer with different radius) and a limit to the habitat interpretation. In the present case, results are interpreted as living/feeding/growing habitat. In addition, fish sampling is never synoptic, due to logistic constraints. Some of those uncertainties can be bypassed by sampling a large number of stations, or pooling together data collected in several regions of the River with contrasted topography.

Only habitat model with a high concordance between observations and predictions are being used (R^2 between 0.3 and 0.7). The probabilistic approach may be interpreted as a risk analysis quantifying some uncertainties. There are some interesting results in the recent literature : a similar study conducted on walleye with other field data at Lake St. Francis identified the same significant variables and comparable estimates as in the present study (Bechara *et al.* 2003). In addition, even if empirical relationships are not causal, some results from a completely independent time series sampled near Québec City indicated comparable trends for several species (de Lafontaine et Marchand 2003).

Working at the habitat scale is very integrator, because the habitats are often multi-specific. For example, there is a great interest to enhance habitat suitable for Northern pike because this habitat is also used by a myriad of other species, with a wide spectrum of ecological roles. We expect to enable access to the main habitats in the River (bed of the River, slope, floodplain, lentic, lotic, etc.) and to help maintaining the present fish populations. Working at the species level with 10 contrasted fish species (guilds) also integrates a broad spectrum of habitat conditions and can help to obtain some indications at the fish community level (shifts in the species composition not included in the present report).

Working with quarter of month averages introduces a degree of uncertainty in the interpretation of physical and biological processes. The effect is comparable as a running mean (7-8 d), smoothing the time series and masking some high frequencies, which are significant for fish and waterfowl (see also Denis Lehoux's report). During the spring

period, we considered the effect of any water level decrease occurring after the eggs deposition until 2 weeks after hatching time. The idea is to avoid high water level variations during those critical periods. The daily temperature was taken into account calculate with a precision of 2 days both spawning and hatching time. Can we expect to use such tools in real time for the regulation? (see criteria B).

Even if the whole results will help improving the new regulation Plan, additional field work is required to consolidate the model (often only 2 years data) and to validate the predictive models (monitoring of some basic indicator?).

5.2.4. Confidence

The confidence rate for the spring indicators is high because it is using (i) a proper habitat description (vegetation, depth, current velocity) obtained from personal sampling and results from the literature, (ii) accurate 2 D habitat surface areas, (iii) the temperature as spawning habitat descriptor and as a trigger for spawning and hatching time, and (iv) a mortality index following the spawning time. It was validated using available abundances measured in the field. A combination of criteria obtained from fish and waterfowl PI's revealed that the needs of those two faunal groups were not conflicting and the resulting recommendations were compatible with the historical hydrological regime (1960-2000).

The confidence rate for the summer/fall habitats is high because it is using (i) multivariate fish habitat models obtained from a high number field sampling (fish and habitat), (ii) a high precision field topographical/hydrological/abiotic model for predicting local fish habitat conditions and measuring surface areas. The present habitat modelling was also cross-validated with field data.

The confidence rate for the additionnal criterias about managed spawning areas is very high because the criteria are based on a very accurate relationship between water level and flooded managed habitats. The flooding duration of 35 days is based on personal sampling and corroborated with results from the literature.

5.2.5. Choice of performance indicators

The present PI's were selected because they play an important role in the fish life cycle and also fish abundance and diversity. Working at the habitat scale is very integrator, because the habitat is often multi-specific. For example, there is a great interest to enhance habitat suitable for Northern pike because this habitat is also used by a myriad of other species, with a wide spectrum of ecological roles.

Spring spawning habitat. The spring PI's are crucial because they document the importance of the spring flood, and describe weeks after weeks what type of spring flood is needed to maintain the present fish populations. For thousands of years under temperate climate, fauna and flora are adapted to natural high water levels during the spring time, ensuring the connectivity between the river and the floodplain. Among others, the spring flood enables access for fish to spawning grounds. Northern pike, which indicates a fish community health (top predator), lives in shallow waters of the floodplain. Yellow perch occupies an intermediate trophic level.

Summer feeding/growing habitat. Even if the reproduction stages has often been considered as the most important life stage, the feeding/growing habitat plays a major role in adult fish survival. We worked at the species level with ten fish species, living in contrasting habitat conditions and presenting a broad spectrum of responses to water discharge. The amount of prey habitats was identified as a key factor to sustain the present fish populations and to characterise the fish community.

Spring Managed habitats criteria. Thousands hectares of marshes were managed in the floodplain along the St. Lawrence River to compensate habitat losses. It is proven that fish benefit accessing those habitats during the spring period, because water level is stable and water temperature increases rapidly. Growth rate are higher in managed than natural habitats, with a positive effect on young stages survival.

6. RECOMMENDATIONS

Precise criteria were formulated from the results obtained from the present study. Flow management in the St. Lawrence should aim to : (i) optimize the access for fish to key habitats, (ii) let the system experience natural flow regimes with inter-annual variations and (iii) avoid high intra-annual flow variations that may cause massive mortality during incubation and first growth. If the new regulation plan would not meet the criteria, compensation actions should be considered.

Access to key habitats. Results for both managed and natural habitats show that water flow has an impact on habitat availability for northern pike and yellow perch spawning. Differences in the relationship habitat vs. flow were observed between the four regions of the system and the management should be based on the most limiting regions at low flow (lake St. Pierre and archipelago). Results also indicated that optimal conditions for the four regions of the system would be observed at $14\ 500\ \text{m}^3\text{s}^{-1}$. 50 cm above the shallow marsh for Northern pike in the environmental plan.

Natural flow regime and inter-annual flow variations. Results about spring and summer habitats show the large spectrum of responses to flow variations related to differences of ecological needs between species. This result tend to demonstrate that the flow regime have to vary from year to year, like in natural systems, in order to meet the needs of the different species and to maintain habitat heterogeneity. The establishment of water level criteria was based on (i) the best water flow to be observed at a particular time of the year and (ii) on the minimum return period of bad flow conditions for a given species.

Intra-annual flow variations. There is potential fish mortality due to short-term or atypic water level variations (intra-annual) in the floodplain, particularly for young fish life stages. In addition, too rapid dewatering can trap larvae in the floodplain. The indicators will were used to quantify the effect of dewatering of the spawning grounds in order to assess precise criteria avoiding massive mortality during critical time periods. Two criteria were formulated to address this aspect :

-Water flow regulation Plan should avoid high frequency water level variations occurring within 1/4 of month during the spawning and the hatching time (April-May-June), to avoid drying eggs and cooling water in the spawning site. This fact is typical for the Lower SLR : increasing discharge of $1\ 000\ \text{m}^3\ \text{s}^{-1}$ during a few hours

represents level variations of about 30 cm at Lake St-Pierre. Such variations may also flood waterfowl nests during the same period (Denis Lehoux, pers. comm.).

-The drawdown after the spring flood usually starts during the 2 first weeks of May. We recommend a maximum rate $< \sim 40 \text{ mm day}^{-1}$, to avoid drying fish eggs or trapping YOY in large pools located in the floodplain. This rate corresponds to the historical average of all segments of the water level series showing a negative slope for at least two days (Sorel; period 1917-2002). Dumont and Fortin (1977) found a rate of $10\text{-}20 \text{ mm day}^{-1}$ in the Richelieu River.

6.1. ACCESS TO MANAGED HABITATS

The access for fish to managed marshes was quantified in term of contact between the river and the marsh, and also in term of duration. The analysis conducted on historical water level at Sorel revealed a significant effect on the duration of the access to the managed marshes and on habitat areas available for fish. Very low spring flood, such as in the 1960's, severely reduces or interrupts the access for fish to the marshes located at Lake Saint-Pierre. The impact of the water regime on managed marshes was specially high in 2003, with losses of potential habitat of 1322 ha. The marshes start to be usable for fish when the water level at Sorel reaches at least 5.60 m during the spring time.

Because managed marshes correspond to fixed elevations in the floodplain, criteria can be formulated for the management of the St. Lawrence water flow in order to optimize the access for fish. Critical threshold concerning water levels, habitat area and duration were assessed using the numbers of fish species (diversity) and single fish spawners (abundance) present in the marshes during and just after the flooding period. These thresholds insure both maximum habitat and potential reproduction success. Results obtained in the present study were used to formulate management criteria concerning managed habitats.

- In early April, just after the ice melt (when water temperature is $> 3^{\circ}$ Celsius), water level should be $> 5.6 \text{ m}$ at Sorel to enable fish access in managed marshes. This minimum water level should be maintained during at least 20 days to enhance fish diversity in the marshes.

- Water level at Sorel should be $< 5.0 \text{ m}$ by the end of June to enable the drawdown in managed marshes, in order to transfer this fish production to the open River system and reduce summer and winter mortality in the managed marshes.

6.2. SUITABLE HABITATS FOR REPRODUCTION IN THE SPRING

6.2.1. Reproduction chronology

Fish sampling conducted in 2002 and 2003 tend to demonstrate that the spring flood needs to be high and long enough to enable maximum fish diversity (water level higher than 5.6 m at Sorel during 113 ± 26 degree-days; mean water temperature). To maximize fish abundance, the contact between the St. Lawrence and the marshes must be synchronized with the migration and the reproduction of early spawners, which largely varied from year to year, due to climate variations. To account for this natural variation, fish timing processes were adjusted using temperature into a moving calendar. Northern pike migration to the floodplain occurs between the ice melt (mean water temperature : 2.5 ± 0.8 °C; max : 4.8 ± 2.7 °C) and maximum fish reproduction (degree-days > 5°C = 17.1 ± 5.5 with mean temperature). Yellow perch migration starts when mean water temperature reaches 4.6 ± 0.9 °C (maximum temperature : 7.8 ± 2.1 °C) and occurs until maximum reproduction (degree-days > 10 : 5.6 ± 5.7 with mean temperature and 14.9 ± 5.2 with maximum temperature). During these periods, a contact between the river and the marshes should be maintained.

6.2.2. Surface of suitable habitat

The present study demonstrated that water flow has an impact on habitat availability for northern pike and yellow perch spawning. The two species responded to water flow in a similar way but were considered separately because they document two different time windows. Differences in the relationship habitat availability vs. flow were observed between the four regions of the system and the management should be based on the most limiting regions at low flow (Lake St. Pierre and its archipelago). Results for northern pike demonstrate that water regulation has the greatest impact on habitat supply during years of low water flow. The two PI's integrate a high amount of information for the spring period. They were validated using available data about year class strength. The establishment of a threshold concerning a minimum habitat supply was based on : suitable area vs. flow relationships, knowledge of fish dynamic, historical year class strength (when available), and age of sexual maturity and longevity (Parent and Schriml 1995). We expect to include a description of lowlands agriculture uses in the next version of the habitat model, and wind exposure in the mortality model.

6.3. SUITABLE HABITATS FOR GROWTH AND FEEDING IN LATE SUMMER AND FALL

Fish habitat modeling for the summer period provided the suitable habitat surfaces for ten fish species, representing the main guilds in the River, and six hydrological scenarios. A great challenge for that part of the work resided in obtaining model that can be transferred in other regions of the St. Lawrence River. Differences in the relationship habitat vs. flow were observed between the four regions of the system and the management should be based on the most limiting region at low flow was region between Montreal and Sorel. The ten fish species provides a broad spectrum of responses, which were classified in three types of habitat vs. flow relationships (Fig. 35). The Golden shiner was preferred because it is an indicator of forage species, entering the diet of almost all fish predators. It is living in shallow water, sensitive to habitat changes. Its absence may results in major changes in the fish community. At the other trophic extreme, walleye habitat was not directly endangered by water flow regulation. The establishment of a threshold concerning a minimum habitat supply was based on : suitable area vs. flow relationships, knowledge of fish dynamic, historical year class strength (when available), and age of sexual maturity and longevity (Parent and Schriml 1995). We expect to work later on historical data to validate those models and also to develop fish community models.

6.4. COMPENSATING ACTIONS

If there is any evidence that the management Plan generates additional stresses for the environment or fish habitat loss, mitigation and compensating actions should be considered. For example in 2003, the spring flood was too low to enable fish access to the managed marshes in the SL River. The flooded surface corresponded to the 2nd lowest value for the period 1960-2003 (0.3% of the surface flooded), leading to a net loss of fish production. At Île du Moine for example, the difference between the River and the managed mash was >50 cm, which was too high for the early spawners migration, so that we transported about 7000 yellow perch from the River to the marsh to pursue the evaluation of fish production. Those results suggest now to work on mitigation actions, for example to install fish ladders at the mouth of the largest managed marshes, if the regulation plan is found to favor low water level during this period of the year.

6.5. SUMMARY OF THE CRITERIA USED FOR THE REGULATION PLAN

The present work already resulted in several criteria for the flooding period (A-B-C-D) and also at the inter- annual scale (E) (see recommendations below). Criteria A-B-C-D are specific to the Lake St-Pierre, where the highest water level variations are observed in the Great Lakes St. Lawrence River System. They mainly concern fish access to their habitats during the springtime. Criteria E can be extended to the entire system. Also they were integrated with criteria specific to waterfowl during the same period, without detecting any conflict.

They can be expressed as following, keeping in mind that the water discharge calendar needs to be adjusted with temperature :

- A. In early April, just after the ice melt (when water temperature is $>3^{\circ}$ Celsius), water level should be >5.6 m at Sorel to enable fish access in both natural and managed marshes. This minimum water level should be maintained during at least 20 days to enhance fish diversity in the marshes and reduce YOY fish mortality.
- B. Water flow regulation Plan should avoid high frequency water level variations occurring within 1/4 of month during the spawning and the hatching time (April-May-June), to avoid drying eggs and cooling water in the spawning site. This fact is typical for the Lower SLR : increasing discharge of $1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ during a few hours represents level variations of about 30 cm at Lake St-Pierre. Such variations may also flood waterfowl nests during the same period (Denis Lehoux, pers. comm.).
- C. The drawdown after the spring flood usually starts during the 2 first weeks of May. We recommend a maximum rate $<\sim 40 \text{ mm day}^{-1}$, to avoid drying fish eggs or trapping YOY in large pools located in the floodplain. This rate corresponds to the historical average of all segments of the water level series showing a negative slope for at least two days (Sorel; period 1917-2002). Dumont and Fortin (1977) found a rate of $10\text{-}20 \text{ mm day}^{-1}$ in the Richelieu River.
- D. Water level at Sorel should be <5.0 m by the end of June to enable the drawdown in managed marshes, in order to transfer this fish production to the open River system and reduce summer and winter mortality in the managed marshes.
- E. Abundant qualitative and quantitative evidences in the literature and personal observations highlighted that high inter annual variations favor fish population health and diversity. There are significant relationships between water discharge and habitat availability, and also between reproduction chronology and temperature. For those reasons, we recommend to avoid as much as possible alterations of the natural regime. In addition, the habitat preferences, highly different between species, suggest that water regulation should enhance (at least help maintaining) fish diversity and habitat heterogeneity in the River.

6.6. INTEGRATED RESULTS ABOUT FISH AND WATERFOWL

Fish and waterfowl needs were combined together in order to visualize how the sequence of recommendations fit together and with the historical water levels in the St. Lawrence River (Sorel). Details about waterfowl needs are available in Lehoux *et al.* 2005. Similarly to the fish study, this work documents migration and reproduction in the spring time and living habitat for the summer and early fall. Results revealed that fish and waterfowl needs are not necessarily conflicting. Globally, they can be summarized as follow (figure 49).

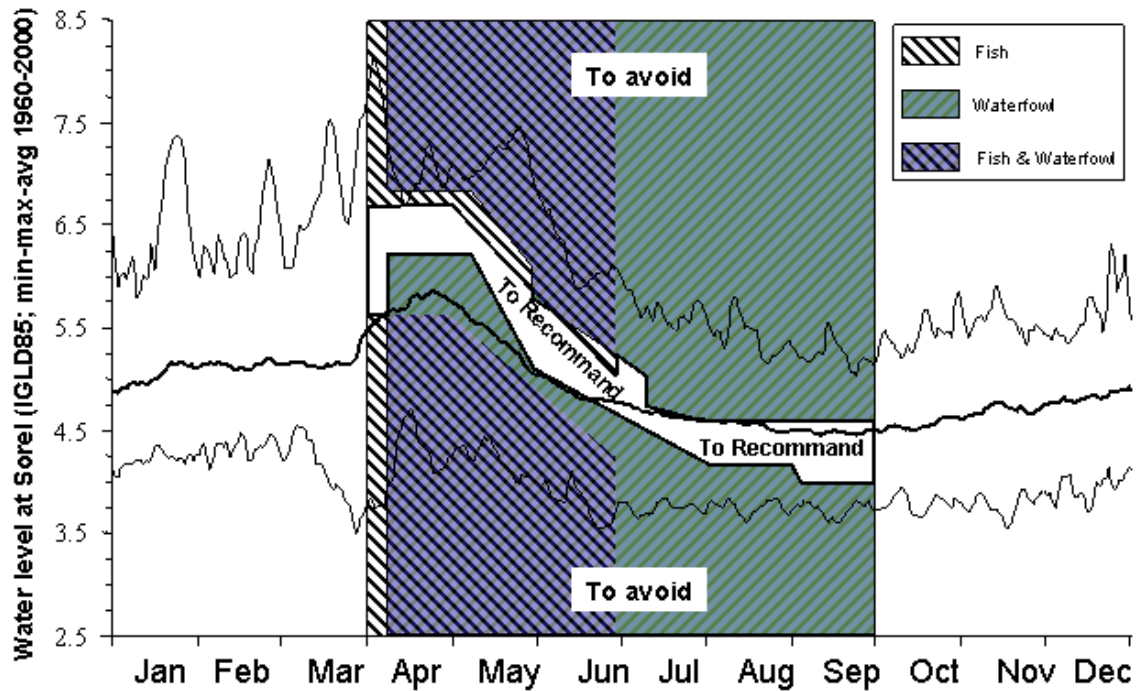


Figure 49. Preliminary recommendations based on results from marshes managed for fish and waterfowl nesting.

7. REMERCIEMENT

Nous remercions principalement Réjean Dumas, Martin Léveillé, Yves Mailhot, Pierre Dumont, John Casselman et John Farrell pour leurs précieux commentaires. Nos remerciements vont également à Olivier Champoux, Sylvain Martin et tous ceux qui ont participé aux travaux de terrain et de laboratoire, dont les noms sont mentionnés dans l'équipe de travail en page iii. Le protocole statistique fut conçu grâce à l'expertise de Gaétan Daigle. L'aide de ces personnes fut un atout essentiel à la réussite du projet, ainsi que le financement provenant de la Commission mixte internationale, de la phase III du Plan d'action Saint-Laurent, du Plan conjoint des Habitats de l'est et du Ministère des Ressources naturelles et de la faune.

LISTE DES RÉFÉRENCES

- Aalto, S.K. and G.E. Newsome. 1989. Evidence of a demic structure for a population of yellow perch (*Perca flavescens*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 46 : 184-190.
- Anderson, P.G. 1992. Adaptation of a suitability model for prioritizing habitat rehabilitation needs of Northern pike (*Esox lucius*). A thesis submitted to the committee on graduate studies in partial fulfilment of the requirements for the degree of master of science in the faculty of arts and science. Trent university, Peterborough Ontario, Canada. 96 p.
- Armellin A., M. Mingelbier and J. Morin 2003. Water Level Fluctuation and Year-Class Formation of Northern Pike in the St. Lawrence River. American Fisheries Society, Québec City, août 2003.
- Bechara, J., J. Morin et P. Boudreau 2003. Évolution récente de l'habitat du doré jaune, de la perchaude, du grand brochet et de l'achigan à petite bouche au lac Saint-François, fleuve Saint-Laurent. R640, INRS-Eau, Terre & Environnement; 2003, 70 pages. Rapport remis à la ZIP du Haut Saint-Laurent.
- Boisclair D. 2001. Fish habitat modeling : from conceptual framework to functional tools. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58 : 1-9 .
- Boudreau, P., Bourgeois, G., Leclerc, M., Boudreault, A., and Belzile, L. 1996. Two-dimensional habitat model validation based on spatial fish distribution : application to juvenile Atlantic salmon of Moisie River (Québec, Canada). In Ecohydraulics 2000 : Proceedings of the 2nd International Symposium on Habitat Hydraulics, Québec, Qué., June 1996. Edited by M. Leclerc et al. INRS-Eau, Québec. pp. B365-B380.
- Bovee, K. D. 1982. "A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology." Instream Flow Information paper n° 12, FWS/OBS 82/26, Western Energy and Land Use Team, U.S. Fish and Wildlife Service, Fort Collins, Colorado : 248.
- Brenkman, S.J., G.L. Larson and R.E. Gresswell. 2001. Spawning migration of lacustrine-adfluvial bull trout in a natural area. Transactions of the American Fisheries Society 130 : 981-987.
- Brodeur P., M. Mingelbier et J. Morin 2004b. Impacts des variations hydrologiques sur les poissons des marais aménagés le long du Saint-Laurent fluvial. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, Québec, 63 p.
- Brodeur P., M. Mingelbier et J. Morin. 2004a. Impacts des variations hydrologiques sur les poissons des marais aménagés du Saint-Laurent fluvial. Nat Can. 128(2) : 66-77
- Brodeur P., Mingelbier M. and J. Morin 2003. Impact of water regime on fish reproduction and access to managed marshes in the St. Lawrence River, Canada. American Fisheries Society, Québec City, août 2003.
- Bureau, M. and Y. Gravel 1981. Approche globale et programme d'études biologiques requis à la phase de faisabilité du projet <<Aménagement des eaux de l'Archipel de Montréal>>, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction générale de la faune : 66.
- Cadioux, C. et D. Villeneuve. 1981. Étude de l'influence de différents paramètres physiques sur la reproduction du grand brochet (*Esox lucius* L.) du Haut-Richelieu. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal.
- Casselman J. et Dietrich J. 2003. Effects of climatic and hydrological variability on recruitment of Northern pike in the upper St. Lawrence River and lake Ontario. American Fisheries Society, Québec, août 2003.
- Casselman, J. M. and C. A. Lewis. 1996. Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53 (Suppl 1) : 161-174.

- Chanut, J.P., D'Astous, D. and El-Sabh, M.I. 1988. Modelling the natural and anthropogenic variations of the St. Lawrence water level. *In* Natural and man-made hazards. Edited by El-Sabh, M.I. and Murty, T.S. D. Reidel Publishing Company. pp. 377-394.
- Chapleau, D. and G. Thellen. 1980. Aménagement de frayères de Grand brochet, *Esox lucius* L. au Québec., Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. : 77-78.
- Ciereszko, R.E., K. Dabrowski, A. Ciereszko, Ebeling, J. and J.S. Ottobre. 1997. Effects of temperature and photoperiod on reproduction of female yellow perch *Perca flavescens* : plasma concentrations of steroid hormones, spontaneous and induced ovulation, and quality of eggs. *Journal of the World Aquaculture Society* 28(4) : 344-356.
- Clady, M.D. 1976. Influence of temperature and wind on the survival of early stages of yellow perch (*Perca flavescens*). *J. Fish. Res. Board Can.* 33 : 1887-1893.
- Craig, J.F. 2000. Percid fishes : systematics, ecology and exploitation. Blackwell Science. Oxford.
- Craig, J.F. and C. Kipling. 1983. Reproduction effort versus the environment; case histories of Windermere perch, *Perca fluviatilis* L., and pike, *Esox lucius* L. *Journal of Fish Biology* 22 : 713-727.
- Dabrowski, K., R.E. Ciereszko, A. Ciereszko, G.P. Toth, S.A. Christ, D. El-Saidy and J.S. Ottobre. 1996. Reproductive physiology of yellow perch (*Perca flavescens*) : environmental and endocrinological cues. *Journal of Applied Ichthyology* 12 : 139-148.
- de Lafontaine Y. et Marchand F. 2003. Fish Community Changes in the Lower St. Lawrence River during the Past 30 Years. American Fisheries Society, Québec, août 2003.
- deGraaf, D.A., and Bain, L.H. 1986. Habitat use by and preferences of juvenile Atlantic salmon in two Newfoundland rivers. *Trans. Am. Fish. Soc.* 115 : 671-681.
- 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 de Québec à Montréal comme exigence partielle du doctorat en sciences de l'environnement. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Montréal, Rapp. tech. 06-46, xxvi + 286 p.
- Dumont, P. and R. Fortin. 1977. Effects of spring water levels on the reproduction of Upper Richelieu and Missisquoi Bay northern pike (*Esox lucius* L.). Université du Québec à Montréal, 105 p.
- Fabricius, E. et K.J. Gustafson. 1958. Some new observations on the spawning behavior of the pike, *Esox lucius* L. *Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm* 39 : 23-54.
- Farrell, J. M. 2001. Reproductive success of sympatric northern pike and muskellunge in an Upper St. Lawrence River bay. *Transactions of the American Fisheries Society* 130 : 796-808.
- Farrell, J. M., R. G. Werner, S. R. Lapan and K. A. Claypoole. 1996. Egg distribution and spawning habitat of northern pike and muskellunge in a St. Lawrence River Marsh, New York. *Transactions of the American Fisheries Society* 125(1) : 127-131.
- Fitzgerald, D.G., A.R. Dale, M.V. Thomas and P.F. Sale. 2001. Application of otolith analyses to investigate broad size distribution of young yellow perch in temperate lakes. *Journal of Fish Biology* 58 : 248-263.
- Fortin, R., Léveillé M., Laramée P. and Maihlot Y. 1990. Reproduction and year-class strength of the Atlantic tomcod (*Microgadus tomcod*) in the Sainte-Anne River, at La Pérade, Québec. *Can. J. Zool.* 68 : 1350-1359.
- Fortin, R., P. Dumont, H. Fournier, C. Cadieux et D. Villeneuve. 1982. Reproduction et force des classes d'âge du grand brochet (*Esox lucius* L.) dans le Haut-Richelieu et la baie Missisquoi. *Canadian Journal of Zoology* 60 : 227-240.

- Franklin, D. R. and L. L. Smith. 1963. Early life history of the northern pike, (*Esox Lucius* L.), with special reference to the factors influencing the numerical strength of year classes. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 92(2) : 91-110.
- Frenette, J.-J., M. T. Arts, et J. Morin. 2003. Spectral gradients of downwelling light in a fluvial lake (Lake Saint-Pierre, St-Lawrence River). *Aquatic Ecology* 37 : 77-85.
- G.V.L. Environnement Inc. 1999. Suivi de la pêche à la perchaude au lac Saint-Pierre, printemps 1999. Étude réalisée pour le compte de l'Association des Pêcheurs Commerciaux du lac Saint-Pierre. Nicolet, Québec. 33 p. + annexes.
- G.V.L. Environnement Inc. 2001. Évaluation des impacts des mesures de gestion de la pêche commerciale à la perchaude au lac Saint-Pierre, saison 2000. Étude réalisée pour le compte de l'Association des Pêcheurs Commerciaux du lac Saint-Pierre. Nicolet, Québec. 43 p. + annexes.
- Garrett, J. W. and D. H. Bennett. 1995. Seasonal movements of adult brown trout relative to temperature in a coolwater reservoir. *North American Journal of Fisheries Management* 15 : 480-487.
- Gillet, C. and J.P. Dubois. 1995. A survey of the spawning of perch (*Perca flavescens*), pike (*Esox lucius*), and roach (*Rutilus rutilus*), using artificial spawning substrates in lakes. *Hydrobiologia* 300/301 : 409-415.
- Gillet, C., J. P. Dubois and S. Bonnet. 1995. Influence of temperature and size of females on the timing of spawning of perch, *Perca flavescens*, in lake Geneva from 1984 to 1993. *Environmental Biology of Fishes* 42 : 355-363.
- Glémet H., D. Tardif, P. Brodeur and M. Mingelbier (2003). Comparison of biochemical (RNA/DNA ratio) and classical indices for evaluating growth of YOY yellow perch in habitat exposed to fluctuating water level, St. Lawrence River, Canada. American Fisheries Society, Québec City, août 2003.
- Gravel, Y. and J. Dubé 1983. Méthodologie d'études du milieu biologique dans le cadre du projet Archipel. Montréal, Ministère du loisir, de la chasse et de la pêche.
- Greenberg, L., Svendsen, P., and Harby, A. 1996. Availability of microhabitats and their use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the River Vojmån, Sweden. *Regul. Rivers Res. Manage.* 12 : 287-303.
- Guay J.C., D. Boisclair, D. Rioux, M. Leclerc, M. Lapointe, and P. Legendre. 2000. Development and validation of numerical habitat models for juveniles of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 : 2065-2075 (2000)
- Guénette, S., Y. Mailhot, I. McQuinn, P. Lamoureux et R. Fortin. 1994. Paramètres biologiques, exploitation commerciale et modélisation de la population de perchaude (*Perca flavescens*) du lac Saint-Pierre. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Université du Québec à Montréal, Québec. 110 p.
- Hamel, P., P. Magnan, M. Lapointe and P. East. 1997. Timing of spawning and assessment of a degree-day model to predict the in situ embryonic development rate of white sucker, *Catostomus commersoni*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54 : 2040-2048.
- Hardy, T.B. and R.C. Addley. 2003. Instream Flow Assessment Modelling : Combining Physical and Behavioural Based Approaches. *Canadian Water Resources Journal* 28(2) : 273-282.
- Henderson, B.A. 1985. Factors affecting growth and recruitment of yellow perch, *Perca flavescens* Mitchell, in South Bay, Lake Huron. *J. Fish Biol.* 26 : 449-458.
- Herman, E., W. Wisby, L. Wiegert and M. Burdick. 1959. The yellow perch. Wisconsin Conservation Department Publication 228, Madison.

- Inskip, P.D. 1982. Habitat suitability index models : Northern pike. U.S. Dept. Int., Fish Wildl. Serv. FWS/OBS-82/10.17. 40 p.
- Johnson, F. H. 1957. Northern pike year-class strength and spring water levels. Transactions of the American Fisheries Society 86 : 285-293.
- Jonsson, N. 1991. Influence of water flow, water temperature, and light on fish migration in rivers. Nordic journal of freshwater research 66 : 20-35.
- La Violette, N. 2004. Les lacs fluviaux du Saint-Laurent : Hydrologie et modifications humaines Nat. Can. 128(1) : 98-104
- 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.
- Lamouroux, N., Capra, H., and Pouilly, M. 1998. Predicting habitat suitability for lotic fish : linking statistical hydraulic models with multivariate habitat use model. Regul. Rivers Res. Manag. 14 : 1-11.
- Lavoie, J.-G. et J. Talbot. 1984. Les habitats de reproduction des poissons d'eau douce du Québec : problématique et proposition d'une classification. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la faune. 35 p.
- Leclerc E., L. Bernatchez, Y. Mailhot, P. Dumont, J. Leclerc, S. Desloges, R. Dumas, D. Bourbeau, D. Dolan, P.-Y. Collin et G. Trencia. 2005. Caractérisation génétique des stocks de perchaude du fleuve Saint-Laurent. 9^e Atelier sur les pêches commerciales. 26-28 janvier 2005, Québec.
- Leclerc, J. 1983. Marquage et repérage télémétriques : caractéristiques méthodologiques; description d'habitat et analyse des déplacements des poissons entre le 28 mars et le 28 mai 1983. Montréal : MLCP. 63 p. Collection Poissons 4.
- Leclerc, J. and G. Vallières (1983). Caractérisation des principaux habitats utilisés, élaboration d'une clé de potentiel et analyse des déplacements à partir des résultats des neuf premières tournées (0-8) de repérage radiotéléométrique. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. : 40. Leclerc, J. 1984. Poissons : Frayères et habitats potentiels de 11 espèces de poissons de l'archipel de Montréal. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. 82p.
- Leclerc, M., A. Boudreault, J. Bechara and G. Corfa. 1995. "Two-Dimensional Hydrodynamic Modelling : A Neglected Tool in the Instream Flow Incremental Methodology". *Transaction of the American Fisheries Society*, 124 : 645-662.
- Leclerc, M., A. Boudreault, J.A. Bechara et G. Corba. 1995. Two-dimensional hydrodynamic modelling : a neglected tool in the instream flow incremental methodology. Transactions of the American Fisheries Society 124 : 645-662.
- Leclerc, M., Bechara, J.A., Boudreau, P., and Belzile, L. 1996. Numerical method for modelling spawning habitat dynamics of landlocked salmon (*Salmo salar*). Regul. Rivers Res. Manage. 12 : 273-287.
- Legendre, L. et P. Legendre. 1984. Écologie numérique : tomes 1 et 2 (2^e édition). Presses de l'Université du Québec, Québec.
- Lehoux, D., D. Dauphin, P. Laporte, J. Morin and O. Champoux, 2005. Recommendation of water plans and final management criteria less detrimental to breeding and migrating waterfowl along the St. Lawrence River within the lake St. Louis and lake St. Pierre area. Final report. Environment Canada, 31 p. + annexes

- Lepage, S. et R. Lalumière 2003. Modalités de gestion du poisson dans les aménagements fauniques en plaine inondable. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune et Groupe conseil GENIVAR inc. Québec. 55 p.
- 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, Québec. 220 p.
- Machniak, K. 1975. The effects of hydroelectric development on the biology of Northern fishes (reproduction and population dynamics) II. Northern pike *Esox lucius* (Linnaeus). A literature review and bibliography. Environment Canada, Fisheries and marine service. Technical report no. 528. 30 p.
- Massé, G., P. Dumont, J. Ferraris et R. Fortin. 1991. Influence des régimes hydrologique et thermique de la rivière aux Pins (Québec) sur les migrations de fraye du Grand Brochet et sur l'avalaison des jeunes brochets de l'année. *Aquat. Living. Resour.* 4 : 275-287.
- Massé, G., R. Fortin, P. Dumont et J. Ferraris. 1988. Étude et aménagement de la frayère multispécifique de la rivière aux Pins et dynamique de la population de Grand brochet *Esox lucius* L., du fleuve Saint-Laurent, Boucherville, Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche : 224 p.
- Massé, H., J. Leclerc, C. Côté et M. Mingelbier - 2005. Conservation et validation des résultats de pêches expérimentales effectuées au Québec depuis 75 ans (1922-2005) – Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de Montréal, de Laval et de la Montérégie, Longueuil, Rapport technique 16-24 + p. et annexes
- Mathur, D., Bason, W.H., Purdy, E.J., Jr., and Silver, C.A. 1983. A critique of the Instream Flow Incremental Methodology. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42 : 825–831.
- Ménard, M. 1983. Recherche bibliographique sur les frayères en eau calme : description des habitats préférentiels. Montréal, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, service Archipel : 28.
- Merritt, M.F. et K. Roberson. 1986. Migratory timing of upper copper river sockeye salmon stocks and its implications for the regulation of the commercial fishery. *North American Journal of Fisheries Management* 6 : 116-225.
- Mingelbier M., P. Brodeur et J. Morin (2004). Impacts de la régularisation du débit des Grands Lacs et des changements climatiques sur l'habitat des poissons du fleuve Saint-Laurent. *Vecteur Environnement*, Vol. 37(6), novembre 2004.
- Mingelbier M. and J. Morin 2003a. Hydrological delineation of the St-Lawrence River using water level and discharge variability. *American Fisheries Society*, Québec City, août 2003.
- Mingelbier M., F. Lecomte et J.J. Dodson. 2001. Climate change and abundance cycles of two sympatric populations of smelt (*Osmerus mordax*) in the middle estuary of the St. Lawrence River, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58 : 2048-2058.
- Mingelbier, M. et T. Douguet. 1999. Répertoire-synthèse des aménagements fauniques de la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la faune et des habitats. 37 p. + annexe.
- Minns, C.K., R.G. Randall, J.E. Moore et V.W. Cairns. 1996. A model simulating the impact of habitat supply limits on northern pike, *Esox lucius*, in Hamilton Harbour, Lake Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53(Suppl.1) : 20-34.
- Morantz, D.L., Sweeney, R.K., Shirvell, C.S., and Longard, D.A. 1987. Selection of microhabitat in summer by juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 : 120–129.

- Morin J. et Côté J.-P. 2003. Modifications anthropiques sur 150 ans au lac Saint-Pierre : une fenêtre sur les transformations de l'écosystème du Saint-Laurent Vertigo – La revue en sciences de l'environnement 4 : 3.
- Morin J., O. Champoux, K. Turgeon, S. Martin et V. Ouellet. 2005. Modélisation intégrée de la réponse de l'écosystème dans le fleuve Saint-Laurent : Rapport final des activités entreprises dans le cadre du Plan d'étude sur la régularisation du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. *Rapport scientifique - RS-108*, Environnement Canada, SMC-Hydrologie, Sainte-Foy.
- Morin, J. and A. Bouchard. 2000. Les bases de la modélisation du tronçon Montréal/Trois-Rivières. *Rapport scientifique SMC-Hydrométrie RS-100. Environnement Canada, Sainte-Foy, 56 p.*
- Morin, J., M. Leclerc, Y. Secretan and P. Boudreau. 2000. Integrated Two– Dimensional Macrophytes–Hydrodynamic Modelling. *Journal of Hydraulic Research* 38 : 163–172.
- Morin, J., M. Mingelbier, J.A. Bechara, O. Champoux, Y. Secretan, M. Jean et J.J. Frenette. 2003b. Emergence of new explanatory variables for 2D habitat modelling in large rivers : the St. Lawrence experience. *Canadian Water Resources Journal* 28(2) : 1-24.
- MORIN, J., O. CHAMPOUX and Y. SECRETAN. 2004. Simplified bidimensional water temperature modelling during spring time on the St-Lawrence River. Technical Report RT-136, Meteorological Service of Canada, Environment Canada, Sainte-Foy. 42 p.
- Mortsch, L. and Quinn, F.H. 1996. Climate change scenarios for Great Lakes Basin ecosystem studies. *Limn. Oceanogr.* 41 : 903-911
- Nelson, W.R. 1978. Implications of water management in lake Oahe for the spawning success of coolwater fishes. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ.* 11 : 154-158.
- Nikolsky, G.V. 1963. The ecology of fishes. Academic Press, New York, USA. Translated from Russian by El Birkett.
- Nilo, P., Dumont, P. and Fortin, R. 1997. Climatic and hydrological determinants of year-class strength of St. Lawrence River lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54 : 774-780.
- Noble, R.L. 1970. Evaluation of the Miller high-speed sampler for sampling yellow perch and walleye fry. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 27 : 1033-1044.
- Paramagian, V.L. and G. Kruse. 2001. Kootenai river white sturgeon spawning migration behavior and a predictive model. *North American Journal of Fisheries Management* 21 : 10-21.
- Parasiewicz P. 2003. Upscaling : integrating habitat model into river management. *Canadian Water Resources Journal* 28(2) : 283-300.
- Parent and Schriml (1995). A model for the determination of fish species at risk based upon life-history traits and ecological data. *CJFAS* 52 :1768-1781
- Payne, B.A., and Lapointe, M. 1997. Channel morphology and lateral stability : effects on distribution of spawning and rearing habitat for Atlantic salmon in a wandering cobble-bed river. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54 : 2627–2636.
- Petts G. and P. Calow 1996. River biota. Blackwell Sciences Ltd. 257 pp.
- Rioux, D. et J. Morin. 2001. Modélisation de l'habitat de fraie du grand brochet (*Esox lucius* L.) à la rivière aux Pins : production des données de base. Rapport technique RT-100, Service météorologique du Canada, Environnement Canada. Sainte-Foy. 57 p.
- Robillard, S.R. et J.E. Marsden. 2001. Spawning substrate preference of yellow perch along a sand-cobble shoreline in Southwestern Lake Michigan. *North American Journal of Fisheries Management* 21 : 208-215.

- Rodriguez-Ruiz, A. and C. Granado-Lorencio. 1992. Spawning period migration of three species of cyprinids in a stream with Mediterranean regimen (SW Spain). *Journal of fish biology* 41 : 545-556.
- Sandström, O., I. Abrahamsson, J. Andersson et M. Vetemaa. 1997. Temperature effects on spawning and egg development in Eurasian perch. *Journal of fish Biology* 51 : 1015-1024.
- Scott, W. B. et E. J. Crossman. 1974. *Poissons d'eau douce du Canada*. Bull. Fish. Res. Board. Can. No. 184, Ottawa.
- Secretan, Y. and M. Leclerc. 1998. *A 2D Hydrodynamic GIS and Simulation Software*. Proceeding of the Third International Conference on Hydroinformatics 98. IAHR, Copenhagen, Denmark, August 24–26, 1998.
- Secretan, Y. et M. Leclerc. 1998. A 2 D hydrodynamic GIS and simulation software. Proceeding of the third international conference on hydroinformatics 98. IAHR, Copenhagen, Denmark, August 24-26, 1998.
- Souchon, Y., F. Trocherie, E. Fragnoud et C. Lacombe. 1989. " Les modèles numériques des microhabitats des poissons : application et nouveaux développements." *Revue des sciences de l'eau* 2 : 807-830.
- Springborn, R.R., N.D. Lampsakis et V.F. Gallucci. 1998. A time density model to estimate run size and entry timing in a salmon fishery. *North American Journal of Fisheries Management* 18 : 391-405.
- Stalnaker, C. B. (1979). "The use of habitat structure preferenda for establishing flow regimes necessary for maintenance of fish habitat." *IN Ward and Stanford (eds.), The Ecology of Regulated Streams* : 326-337.
- Thorpe, J.E. 1977. Morphology, physiology, behavior, and ecology of *Perca fluviatilis* L. and *P. flavescens* Mitchill. *J. Fish. Res. Board Can.* 34 : 1504-1514.
- Treasurer, J. W. 1983. Estimates of egg and viable embryo production in a lacustrine perch, *Perca fluviatilis*. *Environmental Biology of Fishes* 8(1) : 3-16.
- Trépanier, S., M.A. Rodriguez, et P. Magnan. 1996. Spawning migrations in landlocked Atlantic salmon : time series modeling of river discharge and water temperature effects. *Journal of Fish Biology* 48 : 925-936.
- Turgeon K., O. Champoux, S. Martin et J. Morin 2004. Modélisation des milieux humides de la plaine inondable du Saint-Laurent, du lac Saint-Pierre au lac Saint-Louis. Rapport scientifique RS-104. Environnement Canada, SMC-Hydrologie, Sainte-Foy, 70 pages.
- Vadas, R.L. Jr. and D.J. Orth. 2001. Formulation of habitat suitability models for stream fish guilds : do the standard methods work? *Trans. Am. Fish. Soc.* 130 : 217-235.
- Verret, L. et R. Savignac. 1985. L'habitat du poisson dans la plaine d'inondation de la rive sud du lac Saint-Pierre. Rapport manuscrit Can. Sci. Halieut. Aquat. 1853. 60 p.
- Vincent, W. F. and Dodson, J. J. 1999. The St. Lawrence River, Canada-USA : the Need for an Ecosystem-Level Understanding of Large Rivers. *Jpn. J. Limnol.* 60 : 29-50.
- Vollestad, L.A., B. Jonsson, N.A. Hvidsten, T.F. Naesje, O. Haraldstad and J. Ruud-Hansen. 1986. Environmental factors regulating the seaward migration of European silver eels (*Anguilla anguilla*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43 : 1909-1916.
- Weber, J. J. et B. L. Les. 1982. Spawning and early life history of yellow perch in the Lake Winnebago system. Dept. of Nat. Res., Technical bulletin series no. 130. 48 p.
- Witkowski, A. et M. Kowaleski. 1988. Migration and structure of spawning population of European grayling *Thymallus thymallus* (L.) in the Dunajec basin. *Archiv für Hydrobiologie* 112 : 279-297.